

POLITECNICO DI TORINO

Collegio di Ingegneria Chimica e dei Materiali

**Corso di Laurea Magistrale
in Ingegneria Chimica e dei Processi Sostenibili**

Tesi di Laurea Magistrale

**Analisi di sostenibilità energetica ed
ambientale nella produzione innovativa di
vetro da ceneri leggere**



Relatrici

prof. Tommasi Tonia
dr. Sharifikolouei Elham
prof. Fino Debora

Candidato

Barracco Francesco

Ottobre 2021

Indice

- Introduzione al lavoro svolto	II
- Capitolo 1 – Introduzione alle ceneri volanti	1
- 1.1 – La gestione dei rifiuti nel mondo	1
- 1.2 – Legislazione sul trattamento di rifiuti solidi urbani in Italia	2
- 1.3 – Descrizione delle ceneri volanti	4
- 1.4 – Problematiche legate alle ceneri volanti	5
- 1.5 – Soluzioni attuali per lo smaltimento di ceneri volanti	6
- Capitolo 2 – Soluzione proposta per il trattamento delle ceneri volanti e descrizione del processo	9
- 2.1 – Soluzione proposta per il trattamento delle fly ashes	9
- 2.2 – Schema del processo	10
- 2.3 – Descrizione del processo	11
- 2.4 – Definizione dell'unità funzionale	14
- 2.5 – Caratteristiche del processo	14
- Capitolo 3 – Ipotesi dell'LCA e metodi utilizzati	19
- 3.1 – Ipotesi dell'analisi	19
- 3.2 – Boundary conditions dell'analisi	20
- 3.3 – Metodi usati nell'LCA	21
- 3.4 – Life Cycle Inventory	21
- 3.5 – Motivazioni delle scelte di processo	32
- Capitolo 4 – Risultati dell'LCA	37
- 4.1 – Bottom ashes	37
- 4.2 – Glass cullets	74
- 4.3 – Sabbia di quarzo	102
- 4.4 – Confronto tra le fonti di silicio	133
- Capitolo 5 – Analisi di sensitività	149
- 5.1 – Scenario I	150
- 5.2 – Scenario II	168
- 5.3 – Scenario III	186
- 5.4 – Conclusioni delle analisi di sensitività	204
- Capitolo 6 – Stima dei costi	209
- 6.1 – Costi delle materie prime e di gestione	209
- 6.2 – Recupero termico in assenza di combustione	211
- 6.3 – Recupero termico con combustione del metano	216
- 6.4 – Costi dell'analisi di sensitività	217
- 6.5 – Confronto dei costi	218
- Capitolo 7 – Conclusioni	223
- Bibliografia	229

Introduzione al lavoro svolto

In questo lavoro è stata svolta una Life Cycle Assessment (LCA), ovvero un'analisi del ciclo di vita, di un vetro ceramico prodotto a partire dalle ceneri leggere prodotte durante l'incenerimento dei rifiuti urbani. Questa produzione di vetro ceramico è un innovativo metodo per reimpiegare le ceneri leggere invece di smaltirle. Il maggior problema riguardo le ceneri leggere è rappresentato dal rilascio di metalli pesanti, nel caso esse vengano depositate in discarica (o utilizzate ad esempio per la costruzione di strade) senza gli adatti trattamenti [1].

In letteratura è possibile reperire informazioni sul metodo di smaltimento e reimpiego più comune attualmente [1, 2], riguardo lo smaltimento o reimpiego delle ceneri leggere, ovvero stabilizzare le ceneri, in modo da evitare il rilascio di sostanze nocive, come spiegato nei capitoli successivi. Una modalità di stabilizzazione comunemente effettuata prevede l'estrazione dei metalli pesanti che verrebbero rilasciati [2], esistono tuttavia anche altre metodologie di stabilizzazione. Dopo la stabilizzazione, le ceneri possono essere reimpiegate per altri usi, ma la stabilizzazione produce altri rifiuti da smaltire. La soluzione invece analizzata in questo lavoro è invece riportata in altri studi reperibili in letteratura [3], dove si sfrutta il processo di vetrificazione per racchiudere le ceneri leggere in una matrice vetrosa, che tramite poi l'esposizione ad un foaming agent può essere usata per produrre vetro ceramico ed utilizzarlo come un isolante termico. La proposta della vetrificazione è motivata da studi che hanno dimostrato che la vetrificazione è particolarmente efficace nel limitare il leaching delle fly ashes [3].

Questo lavoro ha come obiettivo proporre uno schema di processo con il quale poter eseguire la vetrificazione e produrre il vetro ceramico, a partire dalla produzione delle ceneri leggere, ovvero l'incenerimento e di riportare la LCA del processo proposto, in modo da osservarne gli impatti ambientali ed energetici. Ci si prefissa di individuare quale sia, tra alcuni scenari alternativi, la soluzione con i minori impatti e, nello specifico, quali siano gli step operativi che presentano i maggiori impatti, in modo da individuare quali siano gli aspetti su cui concentrarsi maggiormente in studi futuri sulla produzione del vetro ceramico.

Dopo aver brevemente parlato dello smaltimento dei rifiuti solidi urbani ed aver esposto le problematiche legate allo smaltimento delle ceneri volanti prodotte durante l'incenerimento, si descrive lo schema di processo proposto, includendo l'incenerimento dei rifiuti e altri step tipici di un impianto di termovalorizzazione. Verrà poi riportata la metodologia con cui sono state effettuate le analisi e le relative ipotesi, per poi riportare i risultati ottenuti negli scenari analizzati ed anche i risultati di un'analisi di sensitività effettuata sulla base degli scenari precedentemente analizzati. Infine, si riporta una stima dei costi delle materie prime necessarie ai vari scenari analizzati, insieme ad una stima dei possibili guadagni del processo e al costo della manodopera.

Capitolo 1 – Introduzione alle ceneri volanti

1.1-La gestione del problema dei rifiuti nel mondo

La riduzione nella produzione dei rifiuti urbani è stata, nel corso degli anni, affrontata in più modi:

- Ottimizzazione dei processi, al fine di ridurre le materie prime necessarie;
- Adottare metodi di produzione più efficienti, per ridurre il peso e il volume degli imballaggi necessari;
- Riutilizzo o riciclaggio dei prodotti, per evitare che questi costituiscano rifiuti da smaltire;

In passato, varie nazioni hanno emesso leggi o provvedimenti atti a ridurre la quantità di rifiuti prodotti. Un esempio è il “Pollution Prevention Act” (1990) statunitense, che prevedeva sostituzioni di materie prime, riciclaggi interni all’impianto e ottimizzazioni dei processi. Altro esempio è il “Government Action Plan on Waste and Recycling” (1993) danese, basato su azioni di riciclaggio, uso di tecnologie più avanzate, riutilizzo dei materiali ed incenerimento. [1]

Tuttavia, non sempre è possibile evitare totalmente la produzione di rifiuti da smaltire. Un esempio di ciò è rappresentato dai rifiuti urbani solidi che provengono, ad esempio, dalle abitazioni private o uffici.

È dunque necessario smaltire questi rifiuti prodotti. Alcuni esempi di smaltimento sono costituiti da:

- Deposito in discarica;
- Trattamenti biologici per rifiuti organici, come processi di compostaggio o digestione anaerobica;
- Incenerimento dei rifiuti, per ridurre il volume di rifiuti da smaltire successivamente;

Di questi metodi, i trattamenti biologici sono inadatti a rifiuti inorganici, mentre il deposito in discarica è un metodo ampiamente usato in passato e, spesso anche attualmente, il metodo di smaltimento finale usato per i rifiuti non smaltibili altrimenti. Tuttavia, è un metodo che presenta impatti ambientali non trascurabili dovuti a rilascio (*leaching*) di sostanze nel tempo. [1]

Attualmente, un metodo utilizzato per lo smaltimento dei rifiuti solidi urbani è la termovalorizzazione, che unisce l’incenerimento ad una produzione di energia elettrica e calore, mediante il vapore ottenuto sfruttando il calore della reazione di combustione.

L’incenerimento, sebbene consenta di ottenere un minor volume di rifiuti solidi da trattare (si può ottenere una riduzione del volume originale fino al 90%) e di evitare il diffondersi di malattie dovute alla presenza di rifiuti in discarica [1], nonché la produzione di energia elettrica e calore, comporta la produzione di composti gassosi inquinanti e/o nocivi per la salute umana, che sono sottoposti a limiti sulla loro concentrazione emessa in atmosfera, e di rifiuti solidi identificati come ceneri pesanti (*bottom ashes*) e ceneri volanti (*fly ashes*). La quantità di ceneri prodotte ammonta a circa il 20-30% del peso iniziale dei rifiuti inceneriti. [1]

A differenza delle ceneri pesanti, classificate come rifiuti non pericolosi, le ceneri volanti necessitano di smaltimenti adatti a rifiuti pericolosi. Infatti, è possibile smaltire le ceneri pesanti in discarica o mediante il loro uso in ambito edile e di costruzione di strade. Come esempio, già negli anni '90 in Germania si usava il 60-90% delle ceneri pesanti prodotte dagli inceneritori come aggregato per la costruzione di strade [1]. Al contrario, l'uso di fly ashes nella costruzione di strade senza adeguati trattamenti risulterebbe in rilasci non trascurabili nel terreno, di elementi come Cu e Pb nel breve termine e alti rilasci di zinco nel medio-lungo termine. [2]

Sono possibili vari processi di smaltimento delle ceneri volanti, al fine di evitare il loro rilascio una volta depositate le ceneri in discarica [1]:

- Solidificazione;
- Stabilizzazione chimica;
- Vetrificazione;
- Estrazione dei metalli pesanti;

Alcuni esempi di questi processi sono illustrati alla fine di questo capitolo.

Il processo di vetrificazione, in particolare, consente di limitare il rilascio di composti contenuti nelle ceneri volanti, ovvero metalli pesanti ed inquinanti organici. [3]

La vetrificazione è inoltre un processo efficace anche nel trattare rifiuti radioattivi, che rappresentano la categoria più critica dei rifiuti pericolosi. [3]

Data l'efficacia della vetrificazione nel limitare il rilascio di sostanze inquinanti/nocive, è di interesse valutare l'impatto ambientale del processo di vetrificazione delle ceneri volanti.

La vetrificazione, applicata alle ceneri volanti, è un trattamento innovativo rispetto alle altre soluzioni per il loro smaltimento. Infatti, la vetrificazione consente non solo di ottenere una matrice vetrosa che evita il leaching di sostanze nocive e/o pericolose, ma che è anche adatta ad essere usata, dopo l'aggiunta di un *foaming agent*, come un isolante termico nel settore edile. I vantaggi offerti dalla vetrificazione sono dunque evitare il deposito di ulteriori rifiuti nelle discariche e, contemporaneamente, ottenere un prodotto riutilizzabile per altri scopi, secondo i principi dell'economia circolare. Un ulteriore vantaggio del processo preso in analisi in questo lavoro, è rappresentato da un parziale recupero della CO₂ emessa durante l'incenerimento dei rifiuti solidi urbani, come spiegato nella sezione di descrizione del processo. La CO₂ così recuperata è ad alta purezza, consentendo il suo uso in ulteriori processi.

Tuttavia, benché per le bottom ashes la vetrificazione è un processo già conosciuto e sviluppato, un processo analogo per le fly ashes non è stato, in passato, ben definito, a causa di problematiche che verranno discusse in seguito.

1.2-Legislazione sul trattamento di rifiuti solidi urbani in Italia

In Italia, il decreto legge 116/2020 introduce, da parte del Programma nazionale di prevenzione dei rifiuti, misure che prevedono l'incoraggiamento di progettazione, fabbricazione e uso di prodotti efficienti dal punto di vista delle risorse impiegate, con lunga durata della vita ed in assenza di obsolescenza programmata, nonché l'impiego di materiali ottenuti da rifiuti nella loro produzione. Altre misure contemplate dal decreto legge 116/2020 contemplano l'azione da parte del Programma nazionale di prevenzione dei rifiuti per tenere in considerazione le migliori tecniche disponibili per ridurre la produzione di

rifiuti nei processi di estrazione dei minerali, processi industriali, industria manifatturiera ed edile e di incoraggiamento di riparazione e riutilizzo dei prodotti. [4]

Sempre secondo il decreto legge 116/2020, è introdotto l'adempimento delle misure necessarie ad aumentare il riutilizzo e il riciclaggio dei rifiuti urbani al 55% del peso dei rifiuti urbani totali, entro il 2025, ed al 65% entro il 2035. Altre misure elencate nel decreto legge contemplano ulteriori misure riguardo il riciclaggio, compostaggio o riutilizzo di prodotti e/o rifiuti. [4]

Al fine di autorizzare la realizzazione di un impianto di incenerimento in Italia, è necessario dichiarare, seguendo le note all'articolo 18 della legge n. 167 del 20 novembre 2017, la capacità nominale e il carico termico nominale autorizzato dell'impianto, i valori limite per le emissioni in atmosfera in acqua e in atmosfera di ogni inquinante e un elenco di tutti i tipi di rifiuti che possono essere trattati nell'impianto di incenerimento e relative quantità di essi. L'articolo 18 contiene altre disposizioni che non vengono qui riportate. [5]

L'allegato I della parte quinta del DLGS 152/2006 indica i valori limite ammessi di emissione in atmosfera di determinate classi di composti. Secondo il comma 14 dell'articolo 271, questi valori non si applicano alle emissioni in fase di avvio, spegnimento o guasto dell'impianto, sebbene sia comunque necessario ridurre al minimo possibile le emissioni durante le fasi di avvio e spegnimento. In caso di impossibilità di rispettare i limiti nell'eventualità di un guasto, è comunque necessario avvisare le autorità competenti entro 8 ore dal guasto. Non si considerano, tuttavia, come fasi di avvio o spegnimento le eventuali oscillazioni significative nelle emissioni avvenute durante il normale e regolare funzionamento dell'impianto. [6]

Si riporta in Tabella 1.1 un esempio di limiti sulle emissioni indicati nell'allegato I del DLGS 152/2006:

Tabella 1.1: Limiti relativi a sostanze inorganiche che si presentano prevalentemente sotto forma di polvere. Tratto da Allegato I, parte quinta, D.lgs. 152/2006 [6]

	Soglia di rilevanza	Valore di emissione
Classe I	1 g/h	0.2 mg/Nm ³
Classe II	5 g/h	1 mg/Nm ³
Classe III	25 g/h	5 mg/Nm ³

Alcuni esempi di composti inclusi nelle classi sono:

- Classe I: cadmio e suoi composti, mercurio e suoi composti.
- Classe II: nichel e suoi composti, selenio e suoi composti
- Classe III: cromo (III) e suoi composti, piombo e suoi composti, cianuri

La soglia di rilevanza indicata è il valore di quantità sopra il quale è necessario rispettare i limiti del valore di emissione. Se le emissioni, in termini di portata massica, di un componente appartenente ad una delle classi indicate sono sotto la soglia di rilevanza, non è necessario rispettare i limiti sulla sua concentrazione. [6]

Inoltre, il DLGS 152/2006 specifica che, a meno che non sia indicato diversamente nell'allegato I, i valori limite sono validi per miscele gassose contenenti una concentrazione di O₂ di riferimento e per gradi di diluizione delle emissioni pari a quello che risulta inevitabile dal punto di vista della tecnologia usata nell'impianto. Nel caso in cui siano eseguite ulteriori azioni di diluizione post-emissione sulla miscela gassosa o la concentrazione di ossigeno sia diversa dal valore di riferimento, i limiti devono essere corretti mediante uso di formule indicate, rispettivamente, nei comma 13 e 12 dell'articolo 271. [6]

1.3-Descrizione delle ceneri volanti

La composizione delle ceneri volanti usate in questo lavoro è riportata in Tabella 1.2:

Tabella 1.2: *Composizione delle ceneri volanti usate in questo lavoro. Tratto da [3]*

Composto	% in peso
Na ₂ O	5.83
MgO	6.53
Al ₂ O ₃	22.73
SiO ₂	14.02
P ₂ O ₅	0.82
Cl ⁻	14.82
K ₂ O	3.08
CaO	20.22
TiO ₂	0.76
Cr ₂ O ₃	0.08
Fe ₂ O ₃	0.56
ZnO	1.30
Br	0.04
SrO	0.02
SnO ₂	0.08
Sb ₂ O ₃	0.08
HgO	2.40
PbO	6.61

Con diametro compreso tra 1 e 100 µm [7], le ceneri volanti sono trascinate dai fumi di combustione e, se non rimosse, emesse in atmosfera. Hanno densità uguale a, in media, 800 kg/m³ [8] e presentano un certo grado di porosità, tra 0.35 e 0.5 circa [9], che determina una conduttività termica generalmente tra 0.1 e 0.3 W/(m·K) [9], motivo per cui si ha interesse ad utilizzare le ceneri volanti per produzione di elementi termicamente isolanti o di materiali

edili, una volta stabilizzate ed evitato il leaching. Sono classificabili come polveri di gruppo A secondo la classificazione di Geldart. [8]

1.4 Problematiche legate alle ceneri volanti

La presenza di composti nocivi e/o tossici nelle ceneri volanti e la loro classificazione come rifiuti pericolosi richiede l'imposizione di limiti legislativi sulla quantità massima ammessa di sostanze rilasciate. È dunque necessario che i test di leaching effettuati sulle ceneri vetrificate restituiscano valori al di sotto dei limiti legali. Si riportano nella tabella 1.3 alcuni composti pericolosi contenuti nelle ceneri volanti.

Tabella 1.3: Alcuni composti pericolosi contenuti nelle ceneri volanti. Tratto da [3]

Mercurio
Piombo
Arsenico
Cromo
Diossine
Inquinanti organici

In un incontro con il gruppo IREN, è stato specificato che gli ossidi di metalli pesanti rendono le fly ashes particolarmente pericolose.

Tuttavia, anche la realizzazione del processo di vetrificazione delle ceneri presenta alcune problematiche. Le ceneri volanti, quando derivanti da incenerimento di rifiuti urbani, non contengono una quantità di silicio tale da permetterne la vetrificazione. È dunque necessaria l'aggiunta di una fonte di silicio al batch di vetrificazione contenente le ceneri volanti. [3]

Un'altra problematica è dovuta alle alte temperature necessarie per la vetrificazione, che, in base alla composizione delle ceneri volanti e alla quantità di fonti di silicio additive, possono variare tra i 1100 °C e i 1500 °C. [3]

In Tabella 1.4 sono riportati dei risultati di un test di leaching delle ceneri volanti:

Tabella 1.4: Risultati di test di leaching di fly ashes non vetrificate. Tratto da [3]

Elementi rilasciati	Quantità rilasciate, ppb	Limiti di rilascio ammessi, ppb
Hg	23.08	1.00
Cd	Not Detected	4.00
Ni	1.39	40.00
Pb	Not Detected	50.00
Cr	15.00	50.00

Si nota come, degli elementi sottoposti al test, il mercurio superi notevolmente il limite ammesso di rilascio. Ciò porta le ceneri volanti ad essere classificate come pericolose, a causa delle proprietà del mercurio.

P. Higuera et al. hanno riportato, basandosi su dati relativi alla presenza di mercurio nel terreno in Spagna, come sia possibile che i composti idrosolubili del mercurio possano essere emessi dal terreno in atmosfera. Questo fenomeno, che dipende dalle temperature e delle radiazioni solari, non è stato, tuttavia, ancora descritto con una relazione e sembra essere ridotto, nel corso del tempo, nel caso in cui il terreno contenente mercurio sia lasciato fermo e non si eseguano operazioni su di esso. [10]

1.5- Soluzioni attuali per lo smaltimento di ceneri volanti

In Giappone, ad inizio anni 2000, il maggior metodo di smaltimento delle fly ashes è l'uso di agenti chelanti. [11]. In uno studio, Sang-Yul Kim et al. hanno confrontato il metodo di smaltimento tramite agenti chelanti con una serie di pre-trattamenti delle ceneri, mirati a limitare il leaching dei metalli pesanti. Benché lo studio si sia concentrato su una miscela di ceneri pesanti e ceneri volanti, sono proprio queste ultime a presentare maggiormente leaching di metalli pesanti. Il primo dei pretrattamenti analizzati nello studio è un lavaggio tramite acqua, che riesce ad eliminare elementi idrofili sulla superficie delle ceneri e a ridurre il leaching di cadmio e piombo, sebbene la riduzione relativa al piombo non sia abbastanza spinta da far rientrare il leaching del Pb entro i limiti giapponesi in merito. Il secondo metodo è una carbonatazione, che si è dimostrata promettente, soprattutto per la riduzione del leaching del calcio. Infine, la stabilizzazione mediante fosfati ha restituito risultati eccellenti, specie riguardo il leaching del piombo. Carbonatazione e stabilizzazione tramite fosfati furono riconosciuti come metodi di possibile applicazione. [11]

In Cina, nel 2020, sono usati metodi come lavaggio con acqua, che può rimuovere fino al 90-95% dei cloruri, o con soluzioni acide, adatte a rimuovere metalli pesanti come zinco o piombo. Tuttavia l'acqua e le soluzioni acquose utilizzate nei lavaggi vanno sottoposte ad adatti trattamenti, prima di poter essere rilasciate. Sono anche usati i processi FLUWA, usato fin dal 1997 in Svizzera [2], e FLUREC (una versione più efficace del FLUWA), che consistono essenzialmente nel recuperare i metalli rimossi dalle fly ashes, per riutilizzarli. Consiste in due lavaggi, di cui uno con soluzione acquosa neutra e l'altro con soluzione acquosa acida, che estraggono i metalli dalle ceneri. In seguito, la sospensione contenente i metalli viene filtrata in condizioni di vuoto tramite un filtro a nastro per recuperare i metalli e la soluzione viene inviata al trattamento, per rimuovere il mercurio (ed altri eventuali metalli) residuo. La soluzione acquosa viene poi ricircolata per estrarre i metalli da altre fly ashes. Dopo questi trattamenti, è possibile smaltire le fly ashes con metodi simili a quelli usati per le bottom ashes. [2]

Alcuni metodi usati per smaltire le fly ashes, una volta trattate, alternativi al deposito in discarica sono l'utilizzo per la realizzazione di cementi, costruzione di strade e realizzazione di zeoliti adsorbenti. La presenza di SiO_2 e Al_2O_3 , sebbene in quantità minori rispetto alle zeoliti tradizionali, ha consentito la produzione di zeoliti a partire dalle fly ashes tramite trattamenti idrotermali o di fusione. La presenza di silicati e alluminati, inoltre, rende la composizione elementale delle ceneri volanti simile a quella del cemento, rendendole adatte ad essere usate come materie prime per la produzione di cementi o per l'utilizzo nella costruzione di strade, a patto che vengano prima trattate per ridurre al minimo gli effetti di leaching. Ad esempio, in Giappone la Ecocement ha provato ad usare le fly ashes per la preparazione di cemento. [2]

Da un incontro con il gruppo IREN sullo smaltimento delle ceneri volanti, è stato appreso che una soluzione adottata è pagare aziende locate in Germania per raccogliere le ceneri prodotte, dopo averle spedite ad un impianto che inertizza le ceneri. Una volta inertizzate e

raccolte, le aziende tedesche smaltiscono le ceneri utilizzandole per riempire miniere esaurite ed evitarne il collasso.

Capitolo 2 – Soluzione per il trattamento delle ceneri volanti e descrizione del processo

Prima di riportare i risultati delle analisi, è necessario descrivere il processo analizzato, per una miglior comprensione delle varie analisi effettuate e delle ipotesi su cui si basano le scelte con cui sono state condotte le analisi. In questo capitolo, si descrive dunque il caso studio utilizzato per condurre le analisi su cui si fonda questo lavoro.

Viene innanzitutto descritta la soluzione proposta per il trattamento delle ceneri leggere, comprensiva delle variazioni effettuate, riguardo la fonte di silicio utilizzata per la vetrificazione. Viene riportato un block flow diagram del processo, con a seguire una descrizione del processo. Viene inoltre indicata l'unità funzionale scelta per il caso studio. Infine, vengono elencate le caratteristiche del processo, come composizione dei gas d'incenerimento o le dimensioni dello scambiatore di calore utilizzato.

2.1-Soluzione proposta per il trattamento delle fly ashes

La soluzione proposta in questo lavoro per smaltire le fly ashes è proprio l'uso della vetrificazione, per evitare il leaching delle ceneri.

In seguito, le matrici vetrose ottenute a partire dalle ceneri verranno trasformate, mediante l'uso di un foaming agent, in un vetro ceramico, che è utilizzabile come un isolante termico, grazie alla maggior porosità rispetto alla matrice vetrosa di partenza. È dunque possibile usare il vetro ceramico in ambito edile, ad esempio nelle intercapedini.

Inoltre, questa soluzione consente anche di reimpiegare parte della CO₂ prodotta nel processo di incenerimento, per poi riottenerla in una corrente ad alta purezza di CO₂. La CO₂ così ottenuta è dunque riutilizzabile in altri processi, grazie all'elevato grado di purezza.

Il resto dei composti gassosi prodotti dall'incenerimento vengono invece abbattuti secondo i trattamenti tipici dei termovalorizzatori, elencati in seguito.

Per la vetrificazione, come fonte di silicio necessaria da aggiungere alle fly ashes sono state considerate tre opzioni:

- Bottom ashes, che possiedono un contenuto di silicio tale da renderle adatte come additivo per garantire la vetrificazione;
- *Glass cullets*, ovvero rifiuti di vetro di *silica-lime*, contenenti alte quantità di silicio;
- Sabbia di quarzo, composta quasi interamente da silicio, come indicato in Tabella 2.1; Nel seguente lavoro, ciascuna di queste 3 opzioni è stata considerata e analizzata.

Tabella 2.1. *Contenuto di silice nei tre additivi scelti. Tratto da [3]*

Additivo	Contenuto di silice SiO ₂ , % in peso
Bottom ashes	14.02
Glass cullets	64.46
Sabbia di quarzo	99.75

2.2 -Schema del processo

Si riporta in figura 2.1 un block flow diagram del processo in esame.

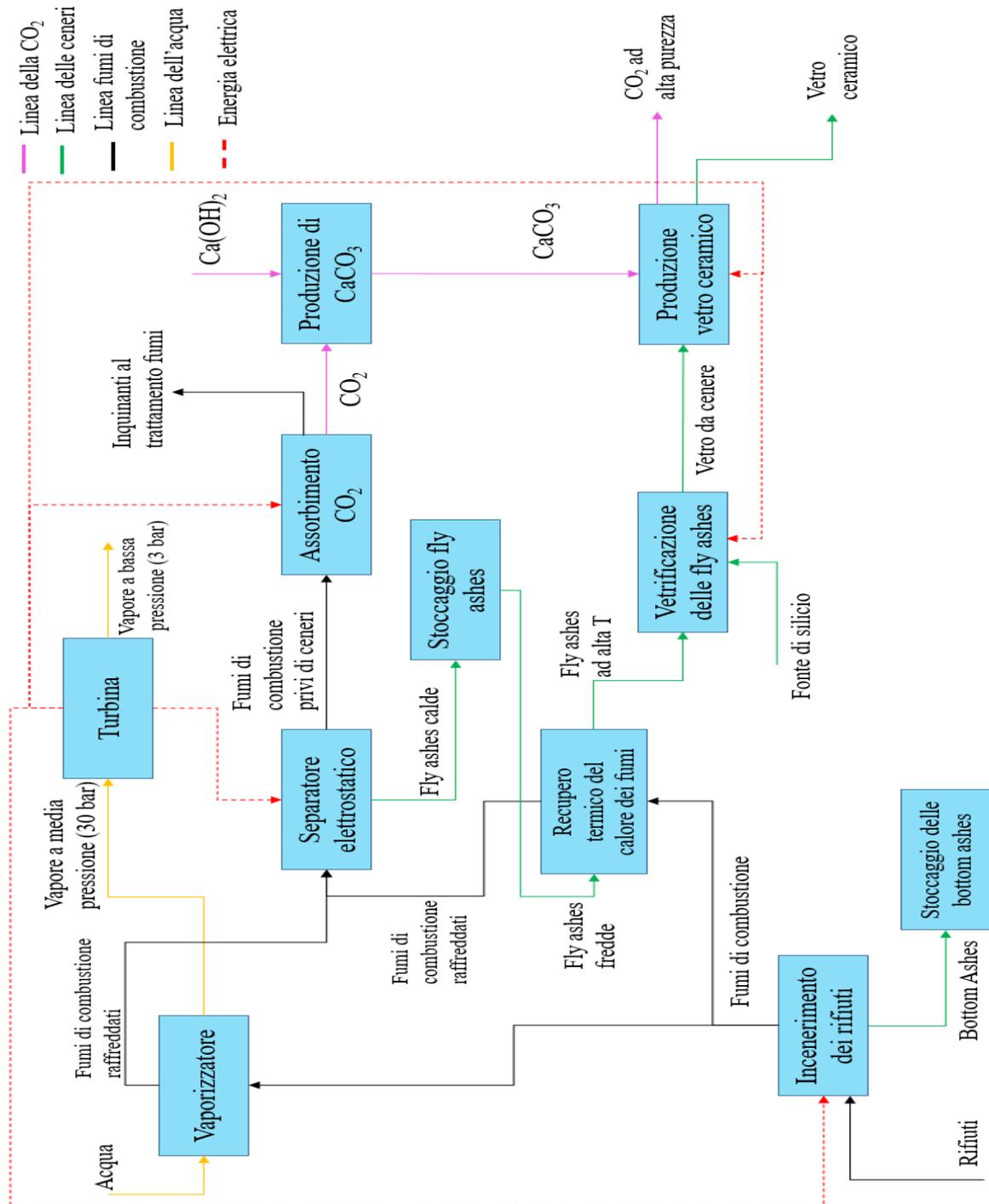


Figura 2.1: Block flow diagram del processo analizzato in questo lavoro. Nel caso in cui non si abbia recupero termico, la totalità dei fumi di combustione va al vaporizzatore e le fly ashes vengono inviate direttamente alla vetrificazione. Nel caso in cui si effettui una combustione di metano, i fumi prodotti vanno allo stadio del recupero termico.

2.3-Descrizione del processo

Il primo step del processo è l'incenerimento dei rifiuti, la cui composizione è osservabile nella tabella 2.2.

Tabella 2.2: *Composizione dei rifiuti utilizzati in questo lavoro. Dati tratti ed adattati da [12]*

Tipologia di rifiuto	% in peso
Rifiuti da sottovaglio, dimensioni <20 mm	6.00
Putrescibile da cucina	15.54
Putrescibile da giardino	5.79
Bioplastica	2.03
Altro organico	12.00
Giornali ed altra carta non da imballaggio	4.54
Cartone da imballaggio ondulato e cartoncino	10.33
Plastica e traccianti in film	11.52
Contenitori in plastica rigida e altre plastiche	7.89
Tessili naturali e sintetici	12.43
Tessili sanitari	7.18
Legno da imballaggio	1.93

Nella tabella 2.3 è riportata la composizione dei rifiuti da cucina.

Tabella 2.3: *Composizione dei rifiuti organici di cucina. Dati tratti ed adattati da [13]*

Composto	% massica
Farina	23.81
Piselli	0.787
Fagioli	0.583
Lattuga	2.37
Pomodori	4.63
Zucchine	1.94
Patate	6.89
Arance	5.05
Banane	3.03
Mele	9.03
Pesche	3.43
Carne di manzo	5.83
Pollame	2.79
Carne di maiale	2.59
Pesce	2.09
Yogurt	4.71
Latte vaccino	17.81
Uova	2.84

L'incenerimento è condotto a 1050 °C e i prodotti ottenuti sono bottom ashes, che vengono raccolte e stoccate, fumi di combustione e fly ashes, che vengono trascinate fuori dall'inceneritore dai fumi di combustione.

I fumi di combustione vengono divisi in due diverse correnti mediante uno *splitting* ed inviati, in parte, ad uno scambiatore di calore a tubo coassiale, scelto a causa della bassa portata di acqua utilizzata, dove quest'ultima, inizialmente a temperatura ambiente e alla pressione di 30 bar, viene vaporizzata e surriscaldata, sfruttando il calore dei fumi, fino a 560 °C. Il vapore così prodotto viene poi inviato in una turbina, per ottenere energia elettrica e, in uscita, vapore a 3 bar e 139 °C, che può essere usato per teleriscaldamento.

La corrente di fumi di combustione uscente dallo scambiatore è poi inviata ad un separatore elettrostatico, per separare le ceneri volanti dai gas. Le fly ashes così separate sono successivamente raccolte e stoccate. Si noti che la corrente di fumi uscente dallo scambiatore ed entrante nel filtro elettrostatico è ad una temperatura di 200 °C. Le ceneri volanti, invece, durante il tempo in cui sono stoccate, si raffreddano fino a temperatura ambiente, assunta pari a 25 °C.

La parte della corrente di fumi uscenti dall'inceneritore che non è inviata allo scambiatore è invece sfruttata per riscaldare una parte delle ceneri volanti stoccate, al fine di portare le ceneri ad una temperatura più vicina a quella di vetrificazione, ovvero 1300 °C per i batch contenenti bottom ashes o glass cullets, 1450 °C per il batch contenente sabbia. Si noti che la temperatura raggiunta dopo il recupero termico è la stessa per tutti i processi considerati, a prescindere dalla fonte di silicio considerata nello scenario. Questo riscaldamento è effettuato tramite un sistema a tre stadi, dove si ha, localmente un cross-flow tra i gas, che avanzano all'interno del sistema in maniera orizzontale, e le ceneri, che vengono mosse tramite gravità lungo il sistema. Globalmente, invece, il sistema si comporta come se fosse in controcorrente. Uno schema del sistema è riportato in Figura 2.2.

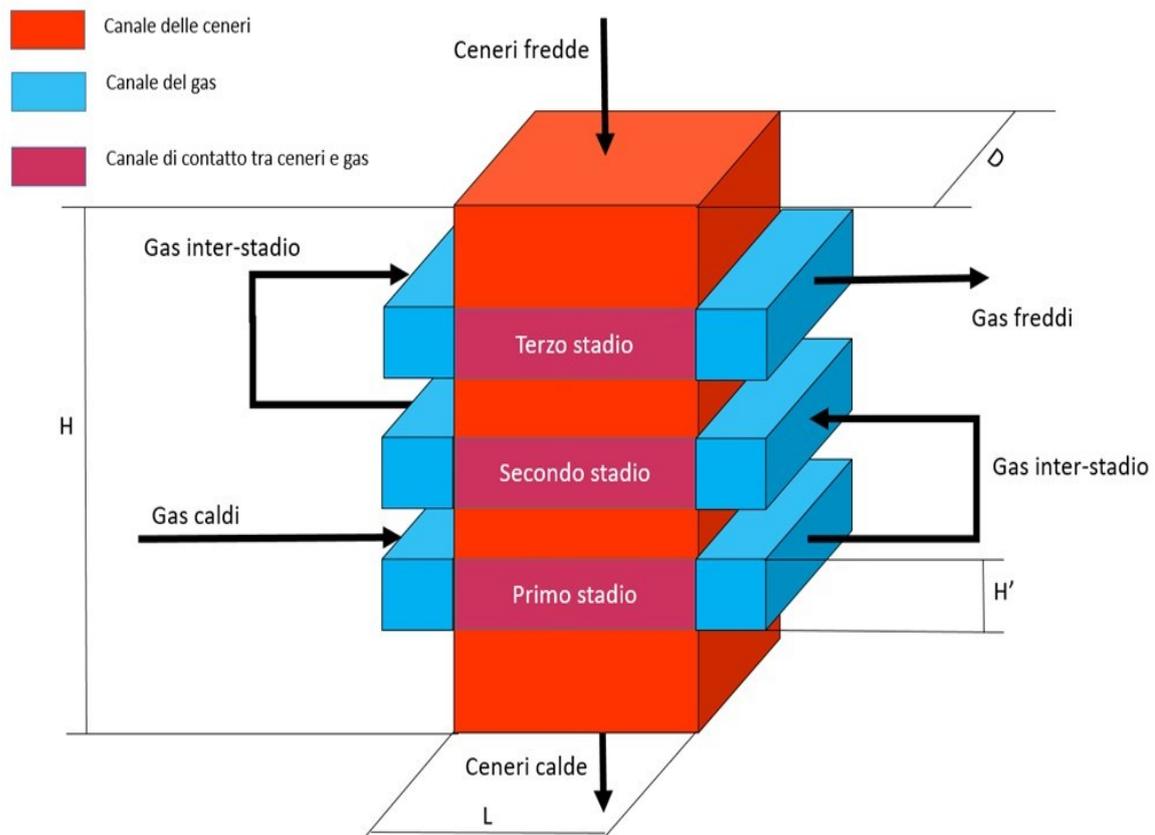


Figura 2.2: Rappresentazione dello schema di recupero termico sulle ceneri. Si può notare come i gas (caldi) e le ceneri (fredde) entrino dai lati opposti del sistema, rendendolo, globalmente, analogo ad un contro-corrente, benché i singoli stadi siano cross-flow. Riprodotto ed adattato sulla base dell'analogo schema riportato in [14]

È inoltre possibile, per aumentare la temperatura di uscita delle ceneri, miscelare alla corrente di gas inviata al sistema di riscaldamento, una corrente di metano ed aria post-combustione, per innalzare la temperatura dei fumi. Questa possibilità è stata considerata ed analizzata parallelamente al riscaldamento tramite i soli fumi dell'incenerimento.

Successivamente, le ceneri volanti vengono inviate in un forno elettrico, dove, insieme alla fonte di silicio scelta, vengono portate fino alla temperatura di vetrificazione (1300 °C per i batch contenenti bottom ashes o glass cullets, 1450 °C per il batch contenente sabbia di quarzo) e viene fornito il calore aggiuntivo necessario per la fusione e conseguente vetrificazione delle ceneri.

I fumi uscenti dal separatore elettrostatico vengono, invece, inviati ad una sezione di recupero della CO₂ tramite un assorbimento in monoetanolamina (MEA).

Successivamente, la corrente gassosa di inquinanti, uscente dalla sezione di recupero, viene inviata alla sezione di trattamento dei fumi, composta da una fase di scrubbing, dove tramite carboni attivi e bicarbonato di sodio vengono ridotte le quantità di gas acidi, diossine e metalli pesanti contenuti nella corrente. A seguire lo scrubbing, si ha un filtro a maniche che trattiene i prodotti solidi derivati dallo scrubbing (in genere particelle solide contenenti NaCl, non adatte ai trattamenti di vetrificazione) e un reattore dove viene eseguita una Selective Catalytic Reaction, per abbattere gli NO_x. Alla fine di questa sezione di

trattamento, i fumi possono essere rilasciati in atmosfera, senza infrangere i limiti legislativi sulle emissioni gassose. [15]

La CO₂ recuperata è invece inviata ad un reattore, per formare il carbonato di calcio, tramite la reazione $CO_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O$. [16]

Prodotti la matrice vetrosa ed il foaming agent CaCO₃, si passa all'ultimo step del processo, che consiste nella formazione di vetro ceramico. Inoltre, nel processo di foaming, viene liberata la CO₂ usata per la formazione di CaCO₃ nello step precedente. Essendo l'unico prodotto gassoso, è una corrente purissima, riutilizzabile in altre applicazioni, invece di venire dispersa nell'atmosfera. Non sono inoltre necessarie operazioni di separazione, essendo il vetro ceramico in fase solida e la CO₂ in fase gassosa.

2.4- Definizione dell'unità funzionale

L'unità funzionale scelta è la quantità di prodotto su cui si basa la LCA del processo.

L'unità funzionale scelta in questo lavoro è 1 kg di vetro ceramico. Il processo qui descritto è stato dunque dimensionato sulla base della produzione di 1 kg di vetro ceramico. In questo studio, realizzato e modellato sulla base dell'inventario che verrà riportato nel seguente capitolo, si considera l'incenerimento di 25 kg di rifiuti solidi urbani, dal momento che questa quantità di rifiuti porta a produrre 0.5 kg di fly ashes, che saranno necessari per la produzione di 1 kg di vetro ceramico. Si riportano in Tabella 2.4 alcune quantità basate sull'unità funzionale, a titolo esemplificativo. Tutte le quantità del processo saranno in seguito riportate nel *Life Cycle Inventory (LCI)*.

Tabella 2.4: Esempio di quantità basate sull'unità funzionale.

Vetro ceramico, kg (Unità funzionale)	1
Rifiuti solidi urbani inceneriti, kg	25
Fly ashes, kg	0.5
Vetro da ceneri volanti, kg	1

2.5- Caratteristiche del processo

Si riportano in questo paragrafo alcune caratteristiche fondamentali del processo e delle fly ashes utilizzate.

In Tabella 2.5 è riportata la composizione dei fumi di combustione risultanti dall'incenerimento dei rifiuti:

Tabella 2.5: Composizione dei fumi di combustione. a: diossine espresse come g TCDD equivalenti. Dati adattati da [17].

Composto	% volumica	% massica
CO ₂	7.62	13.98
O ₂	6.6	6.98
N ₂	65.9	63.17
H ₂ O	19.8	12.95
CO	1.53·10 ⁻³	0.00375
NO _x	0.0246	0.0244
SO _x	2.21·10 ⁻³	0.0124
HF	1.99·10 ⁻⁴	0.00013

HCl	0.093	0.113
Idrocarburi policiclici aromatici	Non nota	0.0013
Hg	$1.08 \cdot 10^{-3}$	0.0071
Diossine ^a	$1.76 \cdot 10^{-5}$	0.000188

In Tabella 2.6 sono invece riportate le proprietà delle fly ashes:

Tabella 2.6: Proprietà delle fly ashes. a: proprietà tratte da [8]; b: tratto da [18]; c: tratto da [3]; d: calcolato con il procedimento tratto da [19], dati tratti da [20]; f: ricavato da dati tratti da [9]; g: valore noto grazie ad un incontro con il gruppo IREN

Densità ^a , kg/m ³	800
Diametro medio ^b , μm	55
Temperatura di fusione ^c , °C	1300
Calore specifico ^d , J/(kg·K)	1164,5 (a 662 °C)
Calore latente di fusione ^d , kJ/kg	680.9
Conduttività termica ^f , W/(m·K)	0.2
kg di fly ashes prodotte/kg di rifiuti inceneriti ^g	0.02

Sono riportate in Tabella 2.7 le proprietà delle fonti di silicio usate in questo lavoro. Per bottom ashes e glass cullets, non essendo possibile inserire una funzione in maniera analoga a quanto fatto per la sabbia di quarzo, è stato inserito il valore del calore specifico calcolato alla temperatura media del processo di riscaldamento da temperatura ambiente fino alla temperatura di vetrificazione (1300 °C).

Tabella 2.7: Proprietà delle fonti di silicio. a: proprietà calcolate con il procedimento descritto in [19]. B: Dati tratti ed adattati da [20]; c: calore latente di fusione tratto da [21].

Fonte di silicio	Calore specifico, J/(kg·K)	Calore latente di fusione, kJ/kg
Bottom ashes ^{a,b}	1114.7 (a 662 °C)	552.2
Glass cullets ^{a,b,c}	1448.6 (a 622 °C)	1508
Sabbia di quarzo ^b	$758.36 + 0.608 \cdot T - 16827720/T^2$	248.3

Sono riportate in Tabella 2.8 le caratteristiche del vaporizzatore e della turbina usati per la produzione di energia elettrica:

Tabella 2.8: Caratteristiche del vaporizzatore e della turbina usate in questo lavoro.

Vaporizzatore	
Tipo di scambiatore	Tubo coassiale
Portata di gas dall'inceneritore, kg/h	178.4
T iniziale gas, °C	1050
T finale gas, °C	200
Portata di acqua da vaporizzare, kg/h	54.3
T iniziale acqua, °C	25
T finale vapore acqueo, °C	560
Pressione della corrente d'acqua, bar	30
T di vaporizzazione dell'acqua, °C	233.8
Diametro esterno del tubo esterno, m	0.0761
Diametro interno del tubo esterno, m	0.0619
Diametro esterno del tubo interno, m	0.0603
Spessore del tubo interno, m	0.0016
Superficie totale richiesta, m ²	3.03
Numero minimo di <i>harpin</i> necessari, lunghi 5.5 m	2.92
Numero effettivo di <i>harpin</i> necessari	3
Turbina	
Efficienza meccanica	0.8
Efficienza politropica	0.75
Potenza ottenuta dall'espansione del vapore, kW	10.05

Si riportano nella tabella 2.9 le caratteristiche del separatore elettrostatico usato in questo lavoro per separare le ceneri volanti dai gas di incenerimento.

Tabella 2.9: Caratteristiche del separatore elettrostatico. a: tratto da [22]; b: tratto da [23]; c: dato tratto ed adattato da [22]

Tensione applicata ^a , V	$3.8 \cdot 10^4$
Corrente applicata ^b , A	0.05
Potenza necessaria per la separazione, W	1900
Lunghezza delle lastre ^a , m	2.53
Altezza delle lastre ^c , m	0.6
Distanza tra l'elettrodo e le piastre ^a , m	0.081
Velocità dei gas attraverso il separatore, m/s	1.86
Efficienza di separazione ^a , %	99

Si riportano in Tabella 2.10 le caratteristiche dell'assorbimento di CO₂ e di produzione di CaCO₃:

Tabella 2.10: Stechiometria e moli necessarie per la reazione di produzione di CaCO_3 e portate necessarie per l'assorbimento di CO_2 in questo lavoro. a: tratto da [16]; b: dati tratti da [24] ed adattati tramite informazioni aggiuntive tratte da [25]¹; c: con "CO₂ entrante" si intende la CO₂ entrante nella sezione di recupero.

Produzione CaCO_3^a			
Reazione: $\text{CO}_2 + \text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$			
Moli di CO_2 reagenti, mol	0.2	Massa di CO_2 reagente, kg	0.0148
Moli di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ reagenti, mol	0.2	Massa di $\text{Ca}(\text{OH})_2$ reagente, kg	0.00879
Moli di CaCO_3 prodotte, mol	0.2	Massa di CaCO_3 prodotta, kg	0.02
Moli di H_2O prodotte, mol	0.2	Massa di H_2O prodotta, kg	0.0036
Assorbimento di CO_2^b			
Portata CO_2 assorbita/portata CO_2 inviata al recupero, -	0.67		
Portata MEA/(portata CO_2 entrante ^c), (kg/h)/(kg/h)	2.45		
Portata acqua/Portata di CO_2 entrante, (kg/h)/(kg/h)	13.44		
Energia elettrica/portata di CO_2 entrante, MJ/(kg/h)	0.556		
Energia termica/portata di CO_2 entrante, MJ/(kg/h)	23.12		
Portata di gas di scarto uscenti dalla sezione di recupero, kg/h	143.9		

L'assorbimento è effettuato mediante una soluzione acquosa di MEA al 15.4 % in peso di MEA.

1- Si intende che, basandosi principalmente sui dati dell'articolo [24], sono stati aggiunti dati necessari per valutare ulteriori aspetti del recupero di CO_2 traendoli dai dati dell'articolo [25].

Capitolo 3 - Ipotesi dell'LCA e metodi utilizzati

Al fine di avere una miglior comprensione di come sono stati ottenuti i risultati che verranno riportati nel successivo capitolo sono riportate, in questo capitolo, le metodologie ed ipotesi tramite cui sono state effettuate le analisi degli impatti.

In ordine, vengono innanzitutto presentate le ipotesi assunte durante il life cycle assessment. Vengono successivamente elencate le boundary conditions dell'analisi, ovvero quali step operativi non sono stati considerati durante le analisi e le relative motivazioni. Si riportano inoltre i metodi di calcolo utilizzati sul software SimaPro per condurre le analisi. Infine, questo capitolo presenta il life cycle inventory (LCI), che riporta tutte le quantità e materiali (o energia) di input e output per ogni step del processo rappresentato nel BFD del capitolo 2. Dal momento che molti materiali/composti/energie utilizzate nell'analisi sono state definite su SimaPro appositamente per lo svolgimento delle analisi del caso studio, si riportano anche tutte le voci di categoria che sono state inserite sul software al fine di rappresentare i materiali/composti/energie presenti nel processo.

3.1 - Ipotesi dell'analisi

Per l'LCA sono state fatte una serie di ipotesi, che vengono qui elencate e motivate.

- Per il processo in cui vengono utilizzate le glass cullets, gli impatti dei glass cullets sono stati considerati come impatti evitati. Questa scelta è motivata dalla considerazione che l'utilizzo di glass cullets in questo processo eviterebbe il loro deposito in discarica. Ciò porta dunque ad un riutilizzo delle glass cullets in un'economia circolare, evitando dunque gli impatti che si avrebbero se si depositassero queste ultime in una discarica.
- A differenza delle glass cullets, le bottom ashes non vengono considerate come rifiuti evitati, dal momento che esse sono rifiuti considerati non pericolosi e, inoltre, sono ampiamente disponibili metodi per il loro riutilizzo, come appreso da un incontro con il gruppo IREN, dove è stato detto che le ceneri pesanti vengono vendute tramite una gara di appalto ad aziende di produzione di materie prime per produzione del cemento, come il Matrix, materia prima per costruzione di cemento. Date queste circostanze, si è ritenuto che un loro deposito in discarica sia poco probabile e sia preferibile venderle tramite la suddetta gara, scegliendo dunque di non considerare il loro impiego in questo processo come un impiego alternativo alla discarica. Le stesse considerazioni non sono state fatte per le glass cullets perché, nonostante sia possibile riciclare i rifiuti di vetro, è stato scelto di interpretare i glass cullets usati in questo processo come rifiuti che sarebbero stati, altrimenti, depositati in discarica e non riciclati.
- L'energia elettrica prodotta dalla turbina è stata considerata come un prodotto evitato: riutilizzando parte dell'energia prodotta per soddisfare le richieste energetiche dei vari step di processo, si evita l'utilizzo di energia elettrica ottenuta da combustibili fossili o altre risorse e, dunque, vengono anche evitati gli impatti derivanti dalla produzione di energia elettrica a partire dalle risorse precedentemente menzionate. L'energia elettrica in eccesso, invece, viene venduta sul mercato.
- L'energia elettrica prodotta in eccesso e venduta sul mercato è stata comunque considerata come un prodotto evitato, dal momento che la vendita dell'energia prodotta in questo processo fa sì che venga "evitato" l'uso di energia elettrica proveniente da altre fonti.
- L'energia elettrica considerata nell'analisi è energia elettrica a media tensione.

- Nella reazione di produzione del CaCO_3 sono state considerate, ai fini dell'analisi, le quantità stechiometriche. Sebbene non è garantito che si possa raggiungere la conversione unitaria nella reazione, la possibilità di effettuare riciccoli dei reagenti non reagiti (o di riutilizzare i reagenti in un batch successivo) porta a non avere un consumo dei reagenti per il quale è necessario l'impiego di quantità maggiori a quelle stechiometriche. Sono infatti assenti reazioni parassita [16].
- Si noti, per il punto precedente, che dal momento che la $\text{Ca}(\text{OH})_2$ è in fase solida e la CO_2 è in fase gassosa, l'eventuale operazione di separazione dei reagenti dal CaCO_3 solido prodotto è ritenuta eseguibile senza particolari impatti o consumi degni di nota. Sebbene il vapore acqueo sia anch'esso in fase gassosa, non è necessario separarlo dalla CO_2 , dato che, come riportato in letteratura, l'acqua ha un effetto positivo sulla produzione del CaCO_3 [16].
- Sono state considerate soltanto le quantità nominali del processo, ignorando le possibili oscillazioni nei parametri operativi o nella quantità delle materie entranti in ogni stadio del processo. Un esempio di questa scelta è ignorare che la quantità di rifiuti trasportata all'inceneritore possa subire piccole oscillazioni nel corso dei giorni o dei mesi.

3.2 - *Boundary conditions dell'analisi*

- Non sono stati considerati gli impatti dei materiali necessari a costruire le apparecchiature e le emissioni relative alla loro costruzione ed assemblaggio. Ciò è giustificato dal fatto che queste emissioni avvengono una sola volta nel corso della vita dell'impianto (eccezion fatta per eventuali apparecchiature da sostituire, eventi che dovrebbero accadere raramente nella vita di un impianto) e sono trascurabili rispetto agli impatti dovuti alla conduzione del processo.
- L'analisi tiene in considerazione soltanto gli step necessari alla produzione del vetro ceramico: per questo motivo, alcuni step di un tipico processo di termovalorizzazione non sono stati analizzati, dal momento che non sono pertinenti, né direttamente né indirettamente, alla produzione del vetro ceramico. Un esempio di questa scelta è dato dall'assenza, nell'analisi, degli step di scrubbing dei fumi di incenerimento, al fine di abbattere composti acidi nei fumi, o dello step di abbattimento degli NO_x , prima del rilascio in atmosfera.
- Nonostante la precedente scelta, si è ritenuto opportuno considerare i composti gassosi emessi dal processo dopo gli step di trattamento e abbattimento, poiché i suddetti composti vengono prodotti durante l'incenerimento, che è lo step di partenza per ottenere le ceneri volanti, materia prima fondamentale del processo in esame. Si noti che i valori di emissione usati nell'analisi sono valori post-trattamento, dato che, anche se non inclusi nell'analisi, gli step di abbattimento vengono comunque effettuati. Questi valori sono stati adattati secondo alcune concentrazioni tipiche di fumi di incenerimento [17] [26].
- L'analisi è stata condotta fino alla fase di produzione del vetro ceramico, non comprendendo dunque le fasi di fine vita e di utilizzo del vetro.
- Non sono stati considerati gli impatti dovuti al trasporto delle materie prime all'impianto, perché si ritiene che il trasporto non sia un aspetto del processo che sia possibile modificare per poter migliorare il processo in sé. Detto ciò, gli impatti relativi al trasporto sono comunque riducibili scegliendo mezzi di trasporto con impatti meno rilevanti. Inoltre, a causa di motivi legislativi e/o logistici, non sempre può essere possibile costruire l'impianto in un punto tale che tutte le distanze da percorrere siano, complessivamente, le minori possibili.

3.3 - Metodi usati nell'LCA

Per l'analisi sono state scelte le seguenti modalità di calcolo:

- È stata usata l'operazione System per ogni voce di inventario inserita nell'analisi. Ciò consente di avere dei risultati validi sul processo, ma nel caso si voglia analizzare in dettaglio ogni step di processo, sarebbe necessario usare l'opzione Unit, che tuttavia è stata considerata eccessivamente costosa, dal punto di vista computazionale, per ottenere gli impatti del processo. Infatti, l'opzione System è interpretabile come un trattamento dei vari step di processo tratti dalle librerie SimaPro come se fossero blackbox, di cui sono noti gli input e gli output, ma non i dettagli dell'operazione. Unit, al contrario, permette di analizzare i dettagli dei vari prodotti/operazioni tratti dalle librerie SimaPro.
- È stata usata un'allocazione di massa per gli impatti, in modo da poter ripartire gli impatti di ogni step del processo tra i prodotti del suddetto step, nel caso esistano due o più prodotti, sulla base della frazione massica del prodotto di interesse, dove la frazione massica è calcolata sulla base della massa totale dei prodotti dello step in esame.
- Per il calcolo degli impatti ambientali è stato usato il metodo *ILCD 2011 Midpoint+* mentre per gli impatti energetici è stato usato il metodo *Cumulative Energy Demand*
- I risultati riportati sono i valori forniti da SimaPro sotto l'opzione "caratterizzazione", dal momento che in questo modo vengono fornite le unità di misura di ogni categoria di impatto. In caso si desideri confrontare tra loro due diverse categorie di impatto, sarà necessario osservare i valori sotto la voce "normalizzazione", che riportano i valori presenti sotto "caratterizzazione" a valori di riferimento presenti nelle librerie disponibili su SimaPro e rappresentano dunque dei dati "adimensionati". [27] (Si noti che in realtà i dati normalizzati sono riportati in 1/year; questo perché i dati di riferimento per la normalizzazione sono su base annua. Benché non siano dunque veri valori adimensionati, il fatto che l'unità di misura sia comune a tutti i dati consente comunque di effettuare un confronto tra essi).
- Nella scelta delle voci di inventario tratte dalle librerie di SimaPro sono state usate, quando presenti, voci di inventario relative a dati raccolti per l'Italia. Nel caso non vi fossero voci riferite specificatamente all'Italia, sono state scelte voci contenenti dati di riferimento europei o di altri paesi facenti parte dell'Unione Europea, e nel caso queste voci non fossero state disponibili, sono state scelte voci riportanti dati denominati "Rest of the world".
- Gli impatti tenuti particolarmente in considerazione sono il rilascio di gas serra e l'ecotossicità causata nelle acque dolci, due impatti a cui viene rivolta una particolare attenzione, come appreso dal gruppo IREN durante un incontro.

3.4 - Life Cycle Inventory

Si riporta in seguito il Life Cycle Inventory (LCI). Dal momento che nei tre scenari considerati (addizione di bottom ashes, glass cullets o sabbia) le differenze si hanno solo nella fase di vetrificazione (dato che è stato scelto di portare le ceneri alle stesse temperature, dopo il recupero termico, a prescindere dall'additivo considerato), l'inventario delle fasi che non presentano differenze tra i tre scenari in cui si usano differenti additivi (o

le cui differenze siano pressoché ininfluenti) verrà riportato una sola volta. Tuttavia, per il solo scenario delle glass cullets, verranno riportati tutti gli step di processo, anche se uguali tra loro, per ognuno dei tre scenari riguardanti la presenza/assenza di recupero termico, per una miglior comprensione degli step di processo.

Nella tabella 3.1 si riporta lo scenario con aggiunta di glass cullets, recupero termico senza combustione di metano:

Tabella 3.1: LCI esemplificato dello scenario con aggiunta di glass cullets e recupero termico senza combustione di metano.

Incenerimento dei rifiuti			
Input		Output	
Rifiuti urbani, kg	25	Fly ashes, kg	0.5
Energia elettrica, MJ	6.23	Bottom ashes, kg	5.25
		Gas di incenerimento, kg	178.85
Vaporizzazione dell'acqua			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.4	Gas di incenerimento, kg	178.4
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes, kg	0.5
Acqua, kg	54.3	Vapore, kg	54.3
Produzione di energia elettrica			
Input		Output	
Vapore, kg	54.3	Vapore espanso, kg	54.3
		Energia elettrica, MJ	36.18
Rimozione delle fly ashes dal gas			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.85	Gas di incenerimento, kg	178.35
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes, kg	0.495
Energia elettrica, MJ	6.91		
Recupero termico			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	0.45	Gas di incenerimento, kg	0.45
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes (a 883 °C), kg	0.5
Cattura della CO ₂			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.4	Gas da inviare al trattamento, kg	143.9
Monoetanolamina, kg	61.18	CO ₂ biogenica, kg	9.855

Acqua in soluzione, kg	336	CO ₂ fossile, kg	6.57
Acqua di make-up, kg	4.8	Vapore, kg	13.7
Energia elettrica, MJ	13.9	Monoetanolamina gassosa, kg	0.325
Energia termica, MJ	578.12		
Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Glass cullets, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	2.42		
Produzione di CaCO ₃			
Input		Output	
CO ₂ biogenica, kg	0.008791	CaCO ₃ , kg	0.02
Ca(OH) ₂ , kg	0.0148		
Produzione di vetro ceramico			
Input		Output	
Vetro da cenere, kg	1	Vetro ceramico, kg	1
CaCO ₃ , kg	0.02	CO ₂ pura, kg	0.008791
Energia elettrica, kJ	500		

Si noti, nella tabella 3.1 e nelle successive, che l'acqua di make-up reintroduce nella soluzione di MEA parte del vapore perso nella fase gassosa, ma il vapore indicato in output non è costituito interamente dall'acqua persa dalla soluzione di MEA, ma tiene anche conto di parte del vapore presente nei gas di incenerimento.

L'energia elettrica necessaria nelle fasi di vetrificazione e di formazione del vetro ceramico serve in parte a portare le fly ashes e gli additivi (o il vetro da cenere, nel caso di produzione di vetro ceramico) alla temperatura necessaria e, per la restante parte, a condurre il processo di vetrificazione/produzione di vetro ceramico.

Nella tabella 3.2 si riporta lo scenario di aggiunta di glass cullets, senza effettuare il recupero termico sulle ceneri:

Tabella 3.2: LCI esemplificato dello scenario con aggiunta di glass cullets senza effettuare il recupero termico.

Incenerimento dei rifiuti			
Input		Output	
Rifiuti urbani, kg	25	Fly ashes, kg	0.5
Energia elettrica, MJ	6.23	Bottom ashes, kg	5.25
		Gas di incenerimento, kg	178.85
Vaporizzazione dell'acqua			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.85	Gas di incenerimento, kg	178.85
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes, kg	0.5
Acqua, kg	54.3	Vapore, kg	54.3
Produzione di energia elettrica			
Input		Output	
Vapore, kg	54.3	Vapore espanso, kg	54.3
		Energia elettrica, MJ	36.18
Rimozione delle fly ashes dal gas			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.85	Gas di incenerimento, kg	178.35
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes, kg	0.495
Energia elettrica, MJ	6.91		
Cattura della CO ₂			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.85	Gas da inviare al trattamento, kg	143.93
Monoetanolammina, kg	61.18	CO ₂ biogenica, kg	9.855
Acqua in soluzione, kg	336	CO ₂ fossile, kg	6.57
Acqua di make-up, kg	4.8	Vapore, kg	13.7
Energia elettrica, MJ	13.9	Monoetanolammina gassosa, kg	0.325
Energia termica, MJ	578.12		
Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Glass cullets, kg	0.5		

Energia elettrica, MJ	2.92		
Produzione di CaCO ₃			
Input		Output	
CO ₂ biogenica, kg	0.008791	CaCO ₃ , kg	0.02
Ca(OH) ₂ , kg	0.0148		
Produzione di vetro ceramico			
Input		Output	
Vetro da cenere, kg	1	Vetro ceramico, kg	1
CaCO ₃ , kg	0.02	CO ₂ pura, kg	0.008791
Energia elettrica, kJ	500		

Come visibile dalla tabella 3.2, in caso di assenza di recupero termico le uniche differenze, a parte l'energia elettrica richiesta per la vetrificazione, dovuta alla differente temperatura iniziale delle ceneri leggere, sono rappresentate dalla massa dei gas inviata alla vaporizzazione dell'acqua e al recupero della CO₂. Questo perché, in caso di recupero termico, la piccola parte dei gas inviata al sistema di recupero termico viene mandata direttamente al trattamento dei gas, a differenza del resto dei gas.

Nella tabella 3.3 si riporta lo scenario di aggiunta di glass cullets, recupero termico effettuato con combustione di metano:

Tabella 3.3: LCI esemplificato dello scenario con aggiunta di glass cullets e recupero termico con combustione di metano.

Incenerimento dei rifiuti			
Input		Output	
Rifiuti urbani, kg	25	Fly ashes, kg	0.5
Energia elettrica, MJ	6.23	Bottom ashes, kg	5.25
		Gas di incenerimento, kg	178.85
Vaporizzazione dell'acqua			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.67	Gas di incenerimento, kg	178.67
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes, kg	0.5
Acqua, kg	54.3	Vapore, kg	54.3
Produzione di energia elettrica			
Input		Output	
Vapore, kg	54.3	Vapore espanso, kg	54.3
		Energia elettrica, MJ	36.18
Rimozione delle fly ashes dal gas			
Input		Output	

Gas di incenerimento, kg	178.85	Gas di incenerimento, kg	178.35
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes, kg	0.495
Energia elettrica, MJ	6.91		
Recupero termico			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	0.45	Gas di incenerimento, kg	0.681
Fly ashes, kg	0.5	Fly ashes (a 1203 °C), kg	0.5
Metano, kg	0.00864		
Aria, kg	0.22248		
Cattura della CO ₂			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	178.67	Gas da inviare al trattamento, kg	143.77
Monoetanolamina, kg	61.18	CO ₂ biogenica, kg	9.855
Acqua in soluzione, kg	336	CO ₂ fossile, kg	6.57
Acqua di make-up, kg	4.8	Vapore, kg	13.7
Energia elettrica, MJ	13.9	Monoetanolamina gassosa, kg	0.325
Energia termica, MJ	578.12		
Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Glass cullets, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	2.13		
Produzione di CaCO ₃			
Input		Output	
CO ₂ biogenica, kg	0.008791	CaCO ₃ , kg	0.02
Ca(OH) ₂ , kg	0.0148		
Produzione di vetro ceramico			
Input		Output	
Vetro da cenere, kg	1	Vetro ceramico, kg	1
CaCO ₃ , kg	0.02	CO ₂ pura, kg	0.008791
Energia elettrica, kJ	500		

Si noti che i gas di incenerimento riportati nella tabella 3.3 in output dal recupero termico considerano, nel caso di combustione del metano, anche dei prodotti della combustione del metano.

Verranno ora elencati i rimanenti scenari, nei quali, come affermato in precedenza, non verranno riportati tutti gli step, ma solo quelli che si differenziano con gli analoghi step del caso di aggiunta di glass cullets.

In tabella 3.4 si riporta l'aggiunta di bottom ashes, recupero termico effettuato senza combustione di metano:

Tabella 3.4: *Vetrificazione del processo in cui si usano bottom ashes con recupero termico effettuato senza combustione di metano*

Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Bottom ashes, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	2.22		

Nella tabella 3.5 si riporta l'aggiunta di bottom ashes, senza effettuare il recupero termico:

Tabella 3.5: *Step di vetrificazione del processo per bottom ashes senza recupero termico, differente dall'analogo caso in cui si aggiungono glass cullets.*

Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Bottom ashes, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	2.7		

Nella tabella 3.6 si riporta l'aggiunta di bottom ashes, recupero termico effettuato con combustione di metano:

Tabella 3.6: *Step di vetrificazione del processo per bottom ashes con recupero termico effettuato con combustione di metano, differente dall'analogo caso in cui si aggiungono glass cullets.*

Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Bottom ashes, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	1.84		

Nella tabella 3.7 si riporta l'aggiunta di sabbia, recupero termico effettuato senza combustione di metano:

Tabella 3.7: *Step del processo per sabbia con recupero termico effettuato senza combustione di metano, differente dall'analogo caso in cui si aggiungono glass cullets.*

Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Sabbia di quarzo, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	1.97		

Nella tabella 3.8 si riporta l'aggiunta di sabbia, senza effettuare il recupero termico:

Tabella 3.8: *Step del processo per sabbia senza recupero termico, differente dall'analogo caso in cui si aggiungono glass cullets.*

Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Sabbia di quarzo, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	2.42		

Nella tabella 3.9 si riporta l'aggiunta di sabbia, recupero termico effettuato con combustione di metano:

Tabella 3.9: *Step del processo per sabbia con recupero termico effettuato con combustione di metano, differente dall'analogo caso in cui si aggiungono glass cullets.*

Vetrificazione			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.5	Vetro da cenere, kg	1
Sabbia di quarzo, kg	0.5		
Energia elettrica, MJ	1.57		

Si riportano in seguito, nelle tabelle dalla tabella 3.10 fino alla tabella 3.15, le voci di inventario usate su SimaPro per l'analisi. Si noti che per voci come "fly ashes" o "bottom ashes", che sono state definite appositamente per questo lavoro e non già presenti su SimaPro, esse sono già definite nelle tabelle sovrastanti tramite le colonne di input e output; non saranno dunque nuovamente riportate.

Rifiuti Urbani, 25 kg:

Tabella 3.10: *Quantità e voci d'inventario utilizzate su SimaPro per rappresentare 25 kg di rifiuti solidi urbani.*

Packaging film, low density polyethylene {GLO} market for APOS, S	2.88 kg
Waste paperboard, sorted {GLO} market for APOS, S	2.58 kg
Textile, knit cotton {GLO} market for APOS, S	3.11 kg
Textile, woven cotton {GLO} market for APOS, S	1.8 kg
Packaging glass, green {GLO} market for APOS, S	0.708 kg
Particleboard, uncoated {GLO} market for APOS, S*	0.000643 m ³
Printed paper {GLO} market for APOS, S	1.14 kg
Polypropylene, granulate {GLO} market for APOS, S	0.986 kg
Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for APOS, S	0.986 kg
Polyester-complexed starch biopolymer {GLO} market for APOS, S	0.507 kg
Wood fuel, unspecified/RNA	1.45 kg
Organic kitchen MSW	3.89 kg

*Riportato in m³ perché è l'unità di misura richiesta da SimaPro per questa voce. Il volume è equivalente alla massa, in kg, contenuta in 25 kg di rifiuti urbani solidi.

Organic kitchen MSW, 1 kg:

Tabella 3.11: *Quantità e voci d'inventario utilizzate su SimaPro per rappresentare 1 kg di rifiuti organici da cucina.*

Wheat flour, from dry milling, at plant/IT Mass	0.238 kg
Pea, meal, at plant/RER Mass	0.00787 kg
Beans, dry, canned, at plant/NL Mass	0.00583 kg
Orange, fresh grade {GLO} market for orange, fresh grade APOS, S	0.0505 kg
Banana {GLO} market for APOS, S	0.0303 kg
Apple {GLO} market for APOS, S	0.0903 kg

Peach {GLO} market for peach APOS, S	0.0343 kg
Lettuce {GLO} market for APOS, S	0.0237 kg
Tomato, fresh grade {GLO} market for tomato, fresh grade APOS, S	0.0463 kg
Zucchini {GLO} market for APOS, S	0.0194 kg
Potato, organic {GLO} market for APOS, S	0.0689 kg
Fish, marine {GLO} market for marine fish APOS, S	0.0209 kg
Beef meat, fresh, from dairy cattle, at slaughterhouse/NL Mass	0.0583 kg
Pig meat, fresh, at slaughterhouse/NL Mass	0.0259 kg
Chicken meat, fresh, at slaughterhouse/NL Mass	0.0279 kg
Yogurt, from cow milk {GLO} market for APOS, S	0.0471 kg
Cow milk {GLO} market for APOS, S	0.178 kg
Laying hens >17 weeks, for slaughter, at farm/NL Mass	0.0284 kg

Energia elettrica, 36.18 MJ:

Tabella 3.12: *Quantità e voci d'inventario usate per inserire su SimaPro 36.18 MJ di energia elettrica prodotta in turbina,*

Prodotti evitati	
Electricity, for reuse in municipal waste incineration only {IT} market for APOS, S	6.23 MJ
Electricity, medium voltage {IT} market for APOS, S	X MJ
Electricity, medium voltage {IT} market for APOS, S	Y MJ
Input noti	
Vapore ad alta pressione	54.3 kg

Si noti che l'elettricità necessaria all'incenerimento dei rifiuti è identica in ogni scenario, mentre le altre due voci di elettricità indicate come prodotti evitati sono variabili in base allo specifico scenario, dal momento che le diverse energie richieste per la vetrificazione fanno sì che le quantità X e Y di elettricità varino. La quantità X è l'elettricità che richiederebbe il processo (escluso l'incenerimento), mentre la quantità Y è l'elettricità in eccesso che può essere venduta od eventualmente riutilizzata per altre operazioni/utenze non considerate nell'analisi.

Nella successiva tabella 3.13, si noti che, se non indicato diversamente, tutti gli input sono inseriti come "input noti da tecnosfera, materiali/combustibili".

Tabella 3.13: *Quantità e voci d'inventario utilizzate su SimaPro per rappresentare vari composti/materiali di vari step del processo.*

Acqua, 54.3 kg	
“Water, turbine use, unspecified natural origin, IT”	0.0543 m ³
Monoetanolamina, 61.18 kg	
“Monoethanolamine {GLO} market for APOS, S”	61.18 kg
Acqua usata nella cattura della CO₂, 336 kg	
“Water, completely softened {RER} market for water, completely softened APOS, S”	336 kg
Aria, 0.22248 kg	
“Air” (input da natura)	0.22248 kg
Metano, 0.00864 kg	
“Methane, 96% by volume {RoW} market for methane, 96% by volume APOS, S”	3.73·10 ⁻⁶ m ³
Glass cullets, 0.5 kg	
“Glass cullet, sorted {GLO} market for APOS, S”	0.5 kg
Sabbia di quarzo, 0.5 kg	
“Silica sand {GLO} market for APOS, S”	0.5 kg

Ca(OH)₂, 0.0148 kg:

Tabella 3.14: *Quantità e voci d'inventario utilizzate su SimaPro per rappresentare 0.0148 kg di Ca(OH)₂*

Quicklime, at plant/US	0.0112 kg
Water, decarbonised {RoW} market for water, decarbonised APOS, S	0.0036 kg

Dal momento che non è stata trovata una voce di inventario per la Ca(OH)₂, è stato scelto di inserirla tramite le voci di inventario dei due reagenti (indicati in tabella 3.14) della reazione $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2$, trascurando gli eventuali impatti aggiuntivi dovuti alla reazione, dal momento che nel processo non si ottiene la Ca(OH)₂ tramite reazione, ma come materia prima.

Emissioni gassose:

Tabella 3.15: *Quantità e voci d'inventario utilizzate su SimaPro per rappresentare le emissioni gassose del processo, post-abbattimento.*

Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	1.68·10 ⁻⁶ kg
---------------------------------------	--------------------------

Carbon monoxide	$2.6 \cdot 10^{-3}$ kg
Nitrogen oxides, IT	$1.6 \cdot 10^{-2}$ kg
Sulfur oxides, IT	$1 \cdot 10^{-4}$ kg
Hydrogen fluoride	$5.34 \cdot 10^{-5}$ kg
Hydrogen chloride	$6.06 \cdot 10^{-4}$ kg
Ammonia	$4.47 \cdot 10^{-4}$ kg
Mercury	$3.93 \cdot 10^{-6}$ kg
Wood (dust)	$8.21 \cdot 10^{-5}$ kg
Carbon dioxide, biogenic	5.15 kg
Carbon dioxide, fossil	3.43 kg

3.5 - Motivazioni delle scelte di processo

In questo paragrafo, vengono motivate alcune scelte effettuate nella progettazione dell'impianto.

Pressione dell'acqua vaporizzata: la pressione adoperata è inferiore rispetto a quella reperita da un report operativo del termovalorizzatore di Torino (che è pari a 60 bar). [28] Questa scelta deriva dall'opposizione delle seguenti considerazioni:

1. L'acqua, una volta vaporizzata, viene mandata in turbina per produrre energia elettrica. È dunque nell'interesse dell'aspetto economico avere una maggior pressione del vapore, per poter ricavare una maggior quantità di energia, che sarà poi riutilizzabile nell'impianto o venduta.
2. Una corrente di acqua a maggior pressione evapora a temperature maggiori. A parità di calore ceduto dalla corrente di fumi dall'inceneritore, una maggior temperatura da raggiungere implica una minor portata di acqua da riscaldare. A causa della bassa densità dei gas, tuttavia, si ha una grande differenza tra i volumi di gas e i volumi di acqua inviati allo scambiatore. Se eccessivamente accentuata, questa differenza può portare a situazioni in cui l'acqua abbia una velocità interna all'apparecchiatura troppo bassa e il gas troppo elevata, rendendo difficile la costruzione e messa in opera dello scambiatore.

È stato dunque necessario trovare un compromesso tra la quantità di energia elettrica prodotta e le portate volumiche dell'acqua inviata allo scambiatore, al fine di poterlo progettare. Si noti che la soluzione proposta in questo lavoro per quanto riguarda la pressione dell'acqua e le dimensioni dello scambiatore a tubi coassiali non sono ottimizzazioni, ma semplici compromessi per rendere realizzabile lo scambiatore e mantenere un margine di guadagno dalla produzione di energia elettrica. Inoltre, sempre come riportato nella relazione annuale prima citata, nel 2019 il termovalorizzatore di Torino ha prodotto una potenza elettrica pari a circa 54 MW, se si assume un valore medio costante lungo tutto l'anno di funzionamento, pari a circa 7848 ore.[28] Dal momento che questo valore di potenza prodotta stimato è maggiore rispetto al valore di energia elettrica ottenuta in turbina in questo lavoro, si ritiene, anche tenendo conto di eventuali errori, valida la soluzione scelta per la vaporizzazione dell'acqua e conseguente produzione di energia elettrica in turbina. Questa soluzione è tuttavia migliorabile dal punto di vista progettuale e della scelta della temperatura e pressione a cui portare l'acqua inviata alla vaporizzazione.

Assorbimento della CO₂: la scelta dell'usare un assorbimento (e conseguente desorbimento) della CO₂ in MEA è motivata da considerazioni impiantistiche, dal momento che sarebbe stato possibile usare altri solventi per l'assorbimento, come i liquidi ionici [24], ma l'assorbimento in MEA è un'operazione già ampiamente studiata e applicata a livello industriale, mentre per altre tecnologie potrebbero non essere ancora disponibili studi sul loro scale-up.

Fornaci elettriche: l'utilizzo di fornaci elettriche consente di riciclare parte della corrente elettrica prodotta, evitando l'utilizzo di combustibili per incenerire i rifiuti o condurre i processi di vetrificazione, evitando dunque le emissioni legate all'utilizzo di combustibili. Inoltre, utilizzando parte dell'energia elettrica è possibile "evitare" le emissioni correlate alla produzione di energia elettrica da parte di aziende e/o impianti esterni all'impianto analizzato.

Sistema di recupero termico sulle ceneri volanti: l'impiego del sistema di canali in cui passano ceneri volanti e fumi di combustione [14] è motivato da considerazioni impiantistiche. È stato ritenuto che uno scambio termico diretto tra fumi e ceneri fosse la miglior scelta per portare le ceneri ad una temperatura vicina alla temperatura di vetrificazione, ma non è stato possibile progettare un letto fluidizzato per il recupero termico. I motivi di questa impossibilità di usare un letto fluido a scambio diretto sono molteplici e legati principalmente alla fluidodinamica del sistema:

1. Le ceneri hanno una dimensione molto piccola, che porta ad una massima velocità di fluidizzazione molto bassa (0.03 m/s). A causa delle alte portate volumiche della corrente totale di gas, questo comporta la necessità di usare una parte molto piccola dei gas totali.
2. La bassa portata volumica ammissibile nel letto fluidizzato fa sì che le masse dei gas e delle ceneri siano di ordini di grandezza comparabili, portando, nel caso del letto fluido, ad un eccessivo raffreddamento dei gas, che non sono dunque in grado di riscaldare le ceneri fino ad una temperatura accettabile.
3. Le portate di gas e di ceneri, benché molto diverse tra loro in termini di volumi, sono molto basse, se paragonate a portate industriali (sempre riferendosi all'incontro con il gruppo IREN, le portate orarie del termovalorizzatore di Torino sono circa 1700 kg/h di fly ashes, mentre in questo lavoro, per lavorare sull'unità funzionale, sono state utilizzate portate di rifiuti urbani di 25 kg/h, dal cui incenerimento si producono 0.5 kg/h di fly ashes). Questo comporta un'ulteriore difficoltà nel progettare un letto fluidizzato.
4. Le dimensioni delle ceneri sono di 1 ordine di grandezza (in certi casi anche 2 o più ordini di grandezza) più piccole delle dimensioni delle particelle fluidizzate riportate in letteratura. Questo ha portato ad una mancanza di parametri (come ad esempio il diametro delle bolle gassose formatesi durante la fluidizzazione delle particelle solide da parte del gas, come indicato nei modelli Kuni-Levenspiel [29]), che rendono impossibile, o poco accurato, l'utilizzo di molti modelli reperiti in letteratura, come ad esempio il modello descritto in uno degli studi riferiti in questo lavoro [30]. Altri modelli, invece, pur riportando parametri indipendenti dalla dimensione delle particelle fluidizzate, sono risultati inutilizzabili a causa di ipotesi di modellizzazione basate su caratteristiche geometriche irrealizzabili (come ad esempio modelli validi solo per letti con rapporto altezza/diametro=4 [31], non realizzabile in questo caso a causa dei suddetti motivi), con le portate utilizzate in questo lavoro.

Il sistema proposto, invece, nonostante sia stato studiato per raffreddare ceneri pesanti tramite una corrente di aria a temperatura ambiente, è utilizzabile anche per riscaldare le ceneri pesanti tramite raffreddamento di una corrente gassosa, come affermato dagli stessi

autori dello studio. [14] Benché lo studio sia stato condotto su ceneri pesanti, è stato possibile adattare il metodo anche per le ceneri volanti, sebbene sia ancora presente il problema della bassa velocità massima di fluidizzazione, che ha richiesto una portata massica di gas dello stesso ordine di grandezza della portata massica delle ceneri. Tuttavia, con questo sistema, si ottengono delle temperature accettabili, specialmente nel caso in cui i fumi di combustione vengono miscelati con fumi di combustione derivanti da una combustione di aria e metano, per innalzare la temperatura complessiva dei gas. È importante notare che questa soluzione è ottimizzabile, tramite anche un aumento della portata oraria di ceneri. Tuttavia, questa ottimizzazione porta a dover effettuare anche ottimizzazioni sui tempi di incenerimento, dal momento che, nonostante le ceneri vengano stoccate prima di essere inviate al recupero termico e, dunque, la portata di ceneri in uscita dallo stoccaggio non dipenda in maniera diretta dalla produzione oraria delle ceneri volanti, un'eccessiva portata in uscita dallo stoccaggio potrebbe portare, ad un certo punto, ad una quantità di ceneri stoccate troppo bassa per poter soddisfare la portata da inviare al recupero termico, costringendo ad effettuare una pausa nella parte del processo dedicata alla produzione di vetro ceramico, o ad operare con portate ridotte finché la quantità di ceneri stoccate non sia nuovamente adatta ad operare con le portate nominali.

CO₂ biogenica e CO₂ fossile: è stato considerato, in funzione della composizione dei rifiuti inceneriti, che la CO₂ prodotta dall'incenerimento sia costituita al 60 % circa da anidride carbonica derivata da biomasse e per il restante 40 % da anidride carbonica derivata da fonti fossili, come ad esempio la plastica. Dal momento che la quantità di CO₂ necessaria alla produzione dell'unità funzionale è molto minore rispetto la quantità catturata mediante l'assorbitore-desorbitore, si può assumere che tutta la CO₂ impiegata nella produzione di CaCO₃ (e successivamente recuperata ad un alto grado di purezza, come coprodotto dello step di formazione del vetro ceramico) sia interamente di origine biogenica, portando dunque ad un coprodotto, con minori impatti rispetto alla CO₂ di origine fossile, riutilizzabile in altri processi.

Capitolo 4 – Risultati dell’LCA

In questo capitolo verranno elencati i risultati degli scenari considerati nell'analisi LCA, comprese le rispettive considerazioni sul processo e/o sugli impatti.

Le considerazioni relative ad uno specifico scenario (es. al caso di addizione di bottom ashes) verranno discusse successivamente ai dati relativi a quello specifico scenario.

In ordine, verranno discussi i seguenti scenari:

Batch di vetrificazione: Fly ashes + Bottom ashes

- i. Assenza di recupero termico
- ii. Recupero termico
- iii. Recupero termico con combustione di metano

Batch di vetrificazione: Fly ashes + Glass cullets

- i. Assenza di recupero termico
- ii. Recupero termico
- iii. Recupero termico con combustione di metano

Batch di vetrificazione: Fly ashes + Sabbia di quarzo

- i. Assenza di recupero termico
- ii. Recupero termico
- iii. Recupero termico con combustione di metano

Prima di riportare i risultati dell'analisi, si ritiene importante affermare che, per una maggior chiarezza, alla fine di questo capitolo verranno riportate le considerazioni e le conclusioni effettuate a seguire delle tabelle o grafici in cui si riportano i dati.

È altresì importante far notare che, come verrà occasionalmente nuovamente ricordato in seguito, quando per i dati di normalizzazione si parla di impatto maggiore, si intende maggiormente vicino al valore di soglia su cui si basa la normalizzazione e, dunque, un impatto più "grave".

4.1 – *Bottom ashes*

4.1.1 – *Scenario in cui non viene effettuato il recupero termico*

Si riportano nella tabella 4.1 i risultati degli impatti secondo la categoria "caratterizzazione" fornita da SimaPro.

Tabella 4.1: *Impatti del processo calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes e in assenza di recupero termico*

Fly ashes + bottom ashes, no recupero termico		
Cambiamento climatico	4.99	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$9.4 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00578	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.472	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.9 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0303	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.089	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.34	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.0043	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.109	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	218.48	CTUe
Uso del terreno	60.88	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.77	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00018	kg Sb equivalenti

I dati riportati nella tabella 4.1 sono riferiti alla totalità del processo analizzato. In seguito, sono riportati i contributi di alcuni step di processo per ogni categoria di impatto, al fine di poter individuare gli step che maggiormente contribuiscono alla specifica categoria d'impatto che si intende osservare.

Si ricorda che i dati ottenuti dalla caratterizzazione, a causa delle diverse unità di misura, non sono adatti per fare un confronto tra due (o più) diverse categorie d'impatto, ma solo per fare un confronto tra due (o più) step del processo relativamente alla stessa categoria d'impatto. Per effettuare un confronto tra le varie categorie d'impatto relative a uno stesso step di processo, è necessario osservare i dati sulle emissioni normalizzati, che verranno elencati in un altro paragrafo di questo capitolo. Le uniche coppie di impatti che sono possibili confrontare sono ecotossicità delle acque dolci ed emissione di radiazioni ionizzanti E (entrambi misurati in CTUe) e gli impatti sulla salute umana (misurati in CTUh).

Ad esempio, questo scenario mostra che il valore di impatto dell'emissione di composti tossici non cancerogeni è maggiore, rispetto all'emissione di composti cancerogeni. Riguardo invece gli impatti ambientali, l'ecotossicità delle acque dolci è un impatto molto maggiore, rispetto all'emissione di radiazioni E.

Si riporta adesso nella tabella 4.2 la suddivisione in step del processo degli impatti presentati nella tabella 4.1.

Tabella 4.2: Impatti del processo calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, suddivisione in step di processo

Fly ashes + bottom ashes, assenza di recupero termico				
	Produzione vetro da cenere	Produzione di CaCO ₃	Elettricità ottenuta in turbina	Unità di misura
Cambiamento climatico	4.108	0.187	0.698	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.4 \cdot 10^{-7}$	$1.25 \cdot 10^{-8}$	$4.05 \cdot 10^{-8}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$4.91 \cdot 10^{-8}$	$4.27 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.7 \cdot 10^{-7}$	$3.85 \cdot 10^{-8}$	$1.32 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00484	0.00012	0.00082	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.393	0.0124	0.0668	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$4.67 \cdot 10^{-8}$	$2.66 \cdot 10^{-7}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0254	0.0006	0.0043	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0749	0.00141	0.0128	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.286	0.00422	0.049	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00362	$6.44 \cdot 10^{-5}$	0.00062	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0921	0.00135	0.0158	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	183.745	3.32	31.41	CTUe
Uso del terreno	51.44	0.65	8.796	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.034	0.0423	0.69	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00015	$3.37 \cdot 10^{-6}$	$2.567 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Si nota, dai dati raccolti e riportati nella tabella 4.2, che il maggior contributo per ogni categoria di impatto è dato dallo step di produzione del vetro dalla cenere. Questo è, tuttavia, dovuto allo step di incenerimento, il quale, come si poteva prevedere, comporta impatti molto elevati rispetto agli altri step. La presenza del contributo dell'incenerimento fa sì che, in alcuni casi, i dati relativi allo step di produzione del vetro siano anche due ordini di grandezza maggiori rispetto gli impatti di altri step di processo.

Per questo motivo, in seguito non verranno presentati i dati in questo formato, bensì si rappresenteranno, oltre gli step mostrati nella tabella precedente, anche una tabella che analizza ulteriormente il processo di vetrificazione delle ceneri. Infatti, si desidera concentrarsi sugli step successivi all'incenerimento, dal momento che lo scopo di questo lavoro non è trovare un'alternativa all'incenerimento, ma un uso alternativo delle fly ashes.

Si riportano dunque i dati relativi allo step di vetrificazione nella tabella 4.3:

Tabella 4.3: Impatti della vetrificazione calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, suddivisione in step di processo

Fly ashes + bottom ashes, assenza di recupero termico				
	Separazione ceneri dal gas	Produzione bottom ashes	Elettricità ottenuta in turbina	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.1836	0.1564	3.80	kg CO ₂ equiv.
Consumo dello strato di ozono	1.4·10 ⁻⁸	1.2·10 ⁻⁸	2.2·10 ⁻⁷	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	1.1·10 ⁻⁷	8.9·10 ⁻⁸	2.3·10 ⁻⁶	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.2·10 ⁻⁸	2.7·10 ⁻⁸	7.2·10 ⁻⁷	CTUh
Particolato	0.00021	0.00017	0.0045	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.01785	0.01524	0.364	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	7·10 ⁻⁸	6·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁶	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00109	0.00092	0.0236	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00319	0.00269	0.07	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.012	0.01	0.267	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00015	0.00013	0.00337	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00384	0.00322	0.0859	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	7.73	6.5	171.123	CTUe
Uso del terreno	2.16	1.81	47.92	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.167	0.14	3.76	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	6.3·10 ⁻⁶	5.3·10 ⁻⁶	0.00014	kg Sb equivalenti

Verrà trascurata momentaneamente la categoria dell'elettricità ottenuta dalla turbina, dal momento che gli impatti di questa categoria sono dati in gran parte dai gas di incenerimento utilizzati per vaporizzare l'acqua che sarà poi inviata in turbina. Tuttavia, è necessario notare che gli impatti dell'elettricità ottenuta in turbina relativi al processo di vetrificazione sono circa un ordine di grandezza maggiori degli impatti dovuti all'elettricità richiesta per la produzione del vetro ceramico. Ciò è dovuto ad una maggior richiesta energetica del processo di vetrificazione, che è dell'ordine di 10^0 MJ, dove la richiesta energetica della produzione di vetro ceramico è dell'ordine di 10^{-1} MJ.

Gli impatti dovuti allo step di produzione di energia in turbina saranno, in questo sottoparagrafo e nei successivi, analizzati separatamente.

Osservando i vari impatti, è possibile notare che la quasi totalità degli impatti presenta valori maggiori nella fase di separazione delle fly ashes, con l'eccezione dell'emissione di composti cancerogeni per l'uomo, dove il maggior step contribuente è la produzione di CaCO_3 . Altre categorie degne di nota sono gli impatti relativi al cambiamento climatico e al consumo di ozono, che presentano valori simili sia per gli step di separazione di fly ashes e di produzione di CaCO_3 . Infine, le emissioni di radiazioni ionizzanti E, l'eutrofizzazione di acque dolci e il consumo di risorse d'acqua presentano impatti pressoché simili tra gli step di separazione di fly ashes e di produzione di bottom ashes.

Osservando soltanto i dati relativi alla produzione di bottom ashes e alla separazione delle ceneri dal gas, è evidente che nel caso in esame, la separazione delle fly ashes è lo step su cui concentrarsi maggiormente per ridurre gli impatti del processo, per un ulteriore motivo, oltre ai maggiori impatti su molte delle categorie analizzate. Il motivo appena citato riguarda lo step di produzione delle bottom ashes: le bottom ashes, così come le fly ashes, vengono prodotte durante la fase di incenerimento dei rifiuti. Come detto precedentemente, in questo lavoro si pone maggior attenzione sul processo di vetrificazione e conseguente produzione di vetro ceramico, non sullo step di incenerimento dei rifiuti, per cui non si presta attenzione alle possibili soluzioni per migliorare la fase di incenerimento. Nonostante ciò, come si vedrà in seguito, è la produzione di energia elettrica per la vetrificazione a rappresentare il maggior impatto tra gli step analizzati.

Nonostante quanto detto riguardo gli step di incenerimento, la scelta di includere comunque lo step di produzione delle bottom ashes è motivata dalla considerazione, negli scenari successivi, degli step di produzione/estrazione degli additivi fonti di silicio. Per parità di analisi è stato dunque scelto di includere anche la produzione della fonte di silicio di questo scenario, che sono appunto le bottom ashes.

Si analizzano ora gli impatti degli step di produzione di energia in turbina, i cui valori sono riportati nella tabella 4.4.

Tabella 4.4: *Impatti degli step di produzione di energia elettrica, basata sulla quantità di energia richiesta dalla produzione di vetro ceramico o vetrificazione; scenario in assenza di recupero termico*

Fly ashes + bottom ashes, no recupero termico			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.698	3.80	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$2.2 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.3 \cdot 10^{-7}$	$2.3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.3 \cdot 10^{-7}$	$7.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00083	0.0045	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.0668	0.364	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.7 \cdot 10^{-7}$	$1.4 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00433	0.0236	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0128	0.07	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.267	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00337	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0158	0.0859	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.414	171.123	CTUe
Uso del terreno	8.8	47.92	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	3.76	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.6 \cdot 10^{-5}$	0.00014	kg Sb equivalenti

Come affermato in precedenza, la minor richiesta energetica del processo di produzione di vetro ceramico comporta minori impatti. Infatti, benché l'elettricità impiegata in questi due step del processo derivi dallo stesso step operativo, le quantità di energia richiesta è differente, dunque anche gli impatti sono diversi, dal momento che gli impatti qui mostrati sono quelli relativi alla specifica quantità di energia elettrica utilizzata.

Per ridurre gli impatti di questi due step, specialmente dello step di vetrificazione, esistono due soluzioni: la prima è progettare un sistema di riscaldamento più efficiente. La

seconda, applicabile alla vetrificazione, è di recuperare termicamente il calore dei fumi per riscaldare le fly ashes, come fatto negli altri due scenari che sono analizzati in questo lavoro. Oltre al recupero termico sulle ceneri, si potrebbe effettuare un recupero termico per riscaldare la fonte di silicio usata nel batch di vetrificazione, alternativa che non è però stata analizzata in questo lavoro.

A seguire, si riportano nella tabella 4.5 i risultati dell'analisi, secondo la categoria "normalizzazione", riportando prima i risultati del processo totale e, in seguito, esclusivamente quelli relativi ai tre step precedentemente analizzati, ovvero produzione di bottom ashes, separazione delle fly ashes e produzione di CaCO₃, per semplicità di lettura delle tabelle.

Tabella 4.5: *Impatti normalizzati del processo, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes e in assenza di recupero termico*

Fly ashes + bottom ashes, no recupero termico		
Cambiamento climatico	0.000706	1/year
Consumo dello strato di ozono	$2.44 \cdot 10^{-5}$	1/year
Tossicità umana, non cancerogena	0.0192	1/year
Tossicità umana, cancerogena	0.0761	1/year
Particolato	0.00114	1/year
Radiazioni ionizzanti HH	0.00196	1/year
Radiazioni ionizzanti E (interim)	0	1/year
Formazione di ozono fotochimico	0.000669	1/year
Acidificazione	0.00159	1/year
Eutrofizzazione terrestre	0.00207	1/year
Eutrofizzazione di acque dolci	0.000658	1/year
Eutrofizzazione marina	0.00359	1/year
Ecotossicità acque dolci	0.0584	1/year
Uso del terreno	$1.17 \cdot 10^{-5}$	1/year
Consumo di risorse d'acqua	0.0692	1/year
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000929	1/year

Grazie alla normalizzazione, è possibile adesso confrontare l'entità di impatti diversi. Si nota che gli impatti relativamente maggiori sono l'emissione di composti cancerogeni per l'uomo e il consumo di risorse d'acqua. Analogamente a come fatto prima, è possibile analizzare gli step di produzione di bottom ashes, separazione di fly ashes e di produzione di CaCO₃. Per semplicità di lettura, in seguito non verranno riportati i valori degli impatti in una tabella, come fatto in precedenza, ma verranno riportati nei grafici, per una miglior

visualizzazione dei relativi valori tra gli impatti. Non sono di interesse, infatti, gli esatti valori normalizzati, ma solo il loro confronto.

È però necessario notare che la base di normalizzazione non è comune a tutte le categorie d'impatto, dal momento che ogni categoria d'impatto è normalizzata sulla base di un valore annuo definito su SimaPro. Questo valore di base rappresenta un valore di soglia per lo specifico tipo d'impatto che viene normalizzato; essendo questo valore di soglia diverso per ogni impatto, la normalizzazione mostra quanto il valore dell'impatto si avvicina al valore di soglia, consentendo dunque un confronto basato non sul valore d'impatto in sé, ma sulla sua "gravità", indicata appunto dalla sua vicinanza al corrispettivo valore di soglia.

Si riportano alla pagina successiva i grafici dei dati normalizzati nelle figure 4.1, 4.2, 4.3, 4.4.

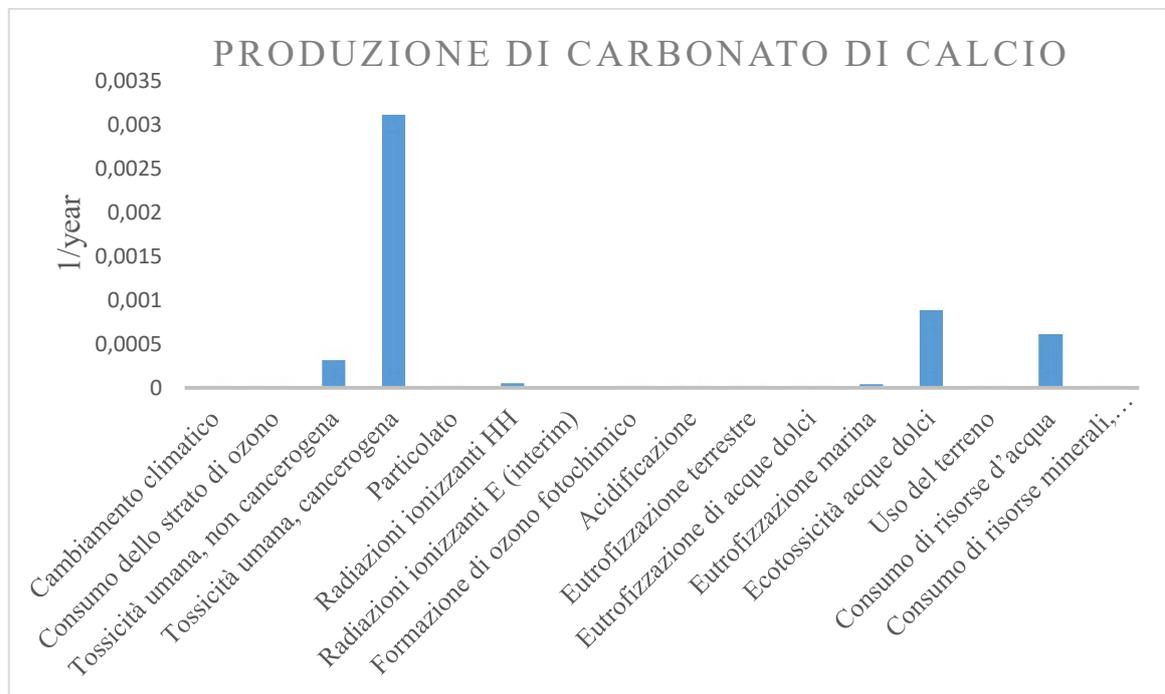


Figura 4.1: Normalizzazione dei risultati relativi alla produzione di CaCO_3 nel caso di utilizzo di bottom ashes in assenza di recupero termico

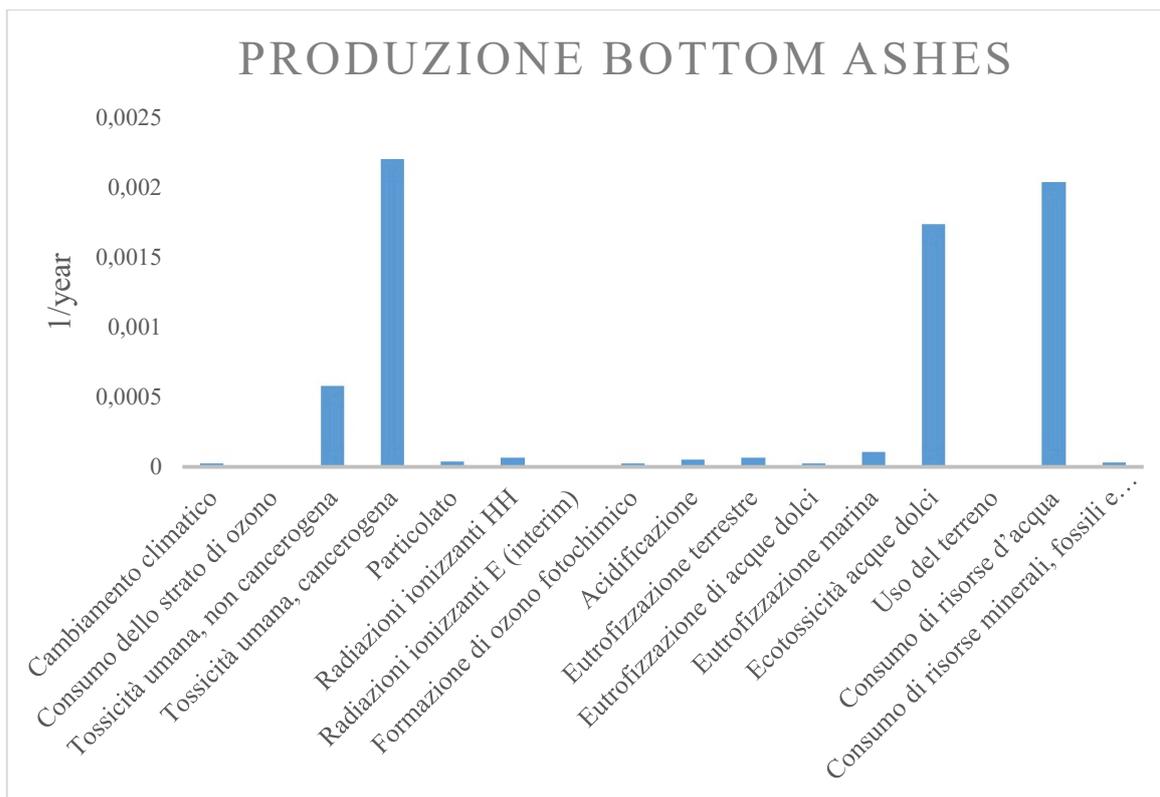


Figura 4.2: Normalizzazione dei risultati relativi alla produzione di bottom ashes, nel caso di utilizzo di bottom ashes in assenza di recupero termico

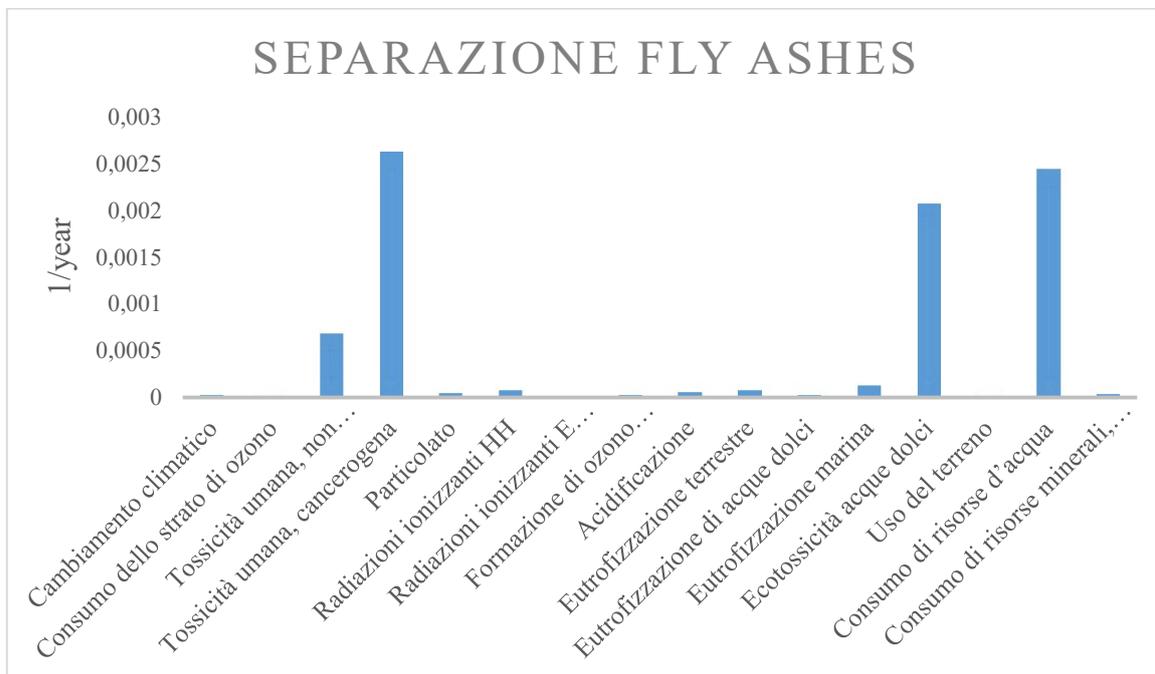


Figura 4.3: Normalizzazione dei risultati relativi alla separazione delle fly ashes dai gas di incenerimento, nel caso di utilizzo di bottom ashes in assenza di recupero termico

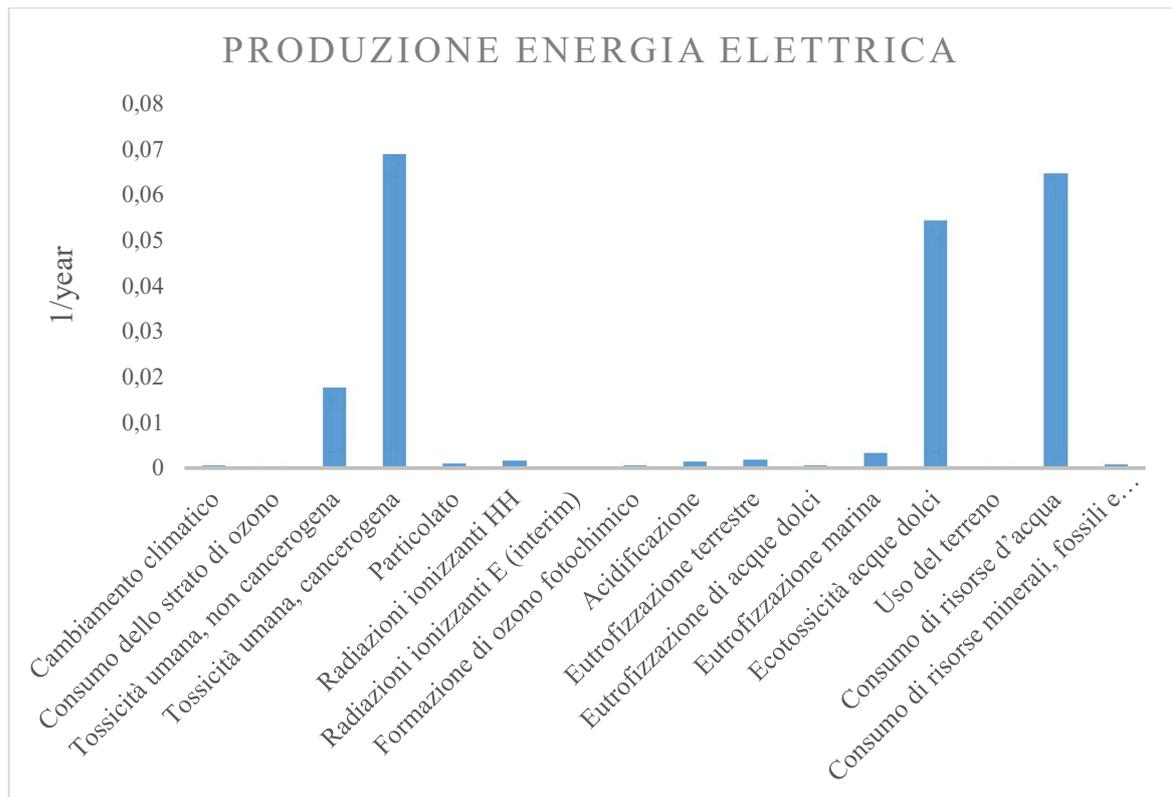


Figura 4.4: Normalizzazione dei risultati relativi alla produzione di elettricità in turbina, nel caso di utilizzo di bottom ashes in assenza di recupero termico

Ad esempio, di quanto affermato precedentemente, lo step di produzione di CaCO_3 presenta l'emissione di composti cancerogeni come suo maggior impatto, ma come visibile dalla caratterizzazione, l'emissione di composti tossici non cancerogeni presenta un valore, in CTUh, maggiore. Come indicato dalla normalizzazione, quindi, nonostante l'emissione di composti cancerogeni sia minore, in termini di CTUh, dell'altro impatto, il suo valore è più vicino alla soglia di emissione di composti cancerogeni di quanto il valore di emissione di composti tossici non cancerogeni sia vicino al suo rispettivo valore di soglia. È dunque l'emissione di composti cancerogeni l'impatto più "grave", essendo più vicino al suo valore di soglia, rispetto agli altri impatti.

Per gli step di produzione di bottom ashes, di separazione delle fly ashes e di produzione di elettricità in turbina, gli impatti maggiori sono rappresentati non solo dall'emissione di composti cancerogeni, ma anche dall'ecotossicità delle acque dolci e dal consumo di risorse d'acqua. Prima di trarre delle conclusioni, tuttavia, è necessario analizzare gli altri scenari.

Vengono adesso analizzati i risultati ottenuti con il metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.6.

Tabella 4.6: *Impatti energetici del processo calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes e in assenza di recupero termico*

Fly ashes + bottom ashes, no recupero termico		
Non rinnovabile, fossile	99.69	MJ
Non rinnovabile, nucleare	7.338	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0841	MJ
Rinnovabile, biomassa	30.217	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.617	MJ
Rinnovabile, idrica	2.294	MJ

Anche per l'analisi mostrata nella tabella 4.6 è possibile osservare i contributi dei diversi step, includendo anche lo step di produzione di energia elettrica in turbina, dal momento che la produzione di energia elettrica in turbina viene interpretata, in questa analisi, come energia elettrica "evitata", poiché usando l'energia elettrica prodotta dalla turbina si evitano gli impatti dovuti all'uso di energia elettrica ottenuta da altre fonti.

I valori riguardanti gli impatti energetici sono riportati nella tabella 4.7.

Tabella 4.7: *Impatti energetici dei vari step del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes e in assenza di recupero termico.*

Fly ashes + bottom ashes, no recupero termico				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione fly ashes	Bottom ashes
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.599	76.2	3.586	3.04
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.209	5.64	0.276	0.235
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00079	0.0663	0.00299	0.00252
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.2987	23.77	1.087	0.917
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.46	0.0305	0.027
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0605	1.747	0.0977	0.085

Come ci si poteva aspettare, i maggiori impatti energetici sono dovuti proprio alla produzione dell'elettricità richiesta dal processo. Inoltre, dal momento che tutti gli impatti sono nella stessa unità di misura, non è necessario ricorrere alla normalizzazione, per confrontare tra loro due diverse categorie di impatto.

Come osservabile dalla tabella 4.7 i maggiori impatti sono quelli relativi all'energia non rinnovabile fossile e all'energia rinnovabile ottenuta da biomasse. Il fatto che questi valori

di impatto siano molto maggiori per lo step di produzione di elettricità in turbina, rispetto agli altri step, è presumibilmente dovuto alla fase di incenerimento, dove vengono appunto incenerite sostanze fossili (come ad esempio le plastiche) e biomasse (ovvero i rifiuti da cucina e da giardino).

Gli impatti della produzione dell'elettricità non sono stati suddivisi negli impatti dell'energia richiesta per la vetrificazione e di energia richiesta per produzione di vetro ceramico, perché le conclusioni che sarebbero state tratte da questa suddivisione sarebbero state le stesse delle conclusioni tratte per i risultati del metodo ILCD. Invece, è stato scelto di sommare i risultati degli impatti di queste due diverse richieste energetiche, per osservare il loro impatto rispetto ad altri step operativi.

4.1.2 - Scenario in cui viene effettuato il recupero termico

Si riportano i risultati dell'analisi sul processo totale nella tabella 4.8.

Tabella 4.8: Impatti del processo calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes e si effettua un recupero termico sulle ceneri volanti

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico		
Cambiamento climatico	4.323	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.6 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.6 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00499	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.408	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.6 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0261	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0768	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.292	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00371	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.094	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	188.32	CTUe
Uso del terreno	52.44	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.1	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00015	kg Sb equivalenti

Anche in questo scenario, il valore in CTUh dell'emissione di composti tossici non cancerogeni è maggiore del valore, in CTUh, dell'emissione di composti cancerogeni.

Per una maggior chiarezza di lettura, da ora in poi verranno riportati i tre step analizzati precedentemente, al fine del confronto.

Inoltre, come nel sottoparagrafo precedente, gli impatti delle richieste energetiche verranno analizzati separatamente.

Si riportano nella tabella 4.9 gli impatti, secondo il metodo ILCD Midpoint+, degli step di processo:

Tabella 4.9: Impatti di interesse calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, scenario in cui si effettua il recupero termico

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico				
	Produzione CaCO ₃	Separazioni e fly ashes	Produzione bottom ashes	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.187	0.184	0.156	kg CO ₂ equiv.
Consumo dello strato di ozono	1.2·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁸	1.2·10 ⁻⁸	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.9·10 ⁻⁸	1.1·10 ⁻⁷	8.9·10 ⁻⁸	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.9·10 ⁻⁸	3.2·10 ⁻⁸	2.7·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.00012	0.00021	0.00017	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0124	0.01785	0.01524	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	7·10 ⁻⁸	6·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00109	0.00092	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00141	0.00319	0.00269	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.00421	0.012	0.0101	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.4·10 ⁻⁵	0.00015	0.00013	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00384	0.00322	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.318	7.73	6.5	CTUe
Uso del terreno	0.649	2.16	1.81	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0422	0.167	0.14	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	6.3·10 ⁻⁶	5.3·10 ⁻⁶	kg Sb equivalenti

Si osserva, nella tabella 4.9 una situazione analoga a quella osservata nel caso in assenza di recupero termico, dove il processo di produzione di CaCO₃ presenta impatti maggiori nelle categorie di emissioni di composti cancerogeni e, nella categoria di consumo dello strato di ozono e di cambiamento climatico, presenta valori molto simili ai valori dello step di separazione delle fly ashes. Inoltre, per tutti gli step l'emissione di composti tossici non cancerogeni è, in termini di CTUh, maggiore di quella di composti cancerogeni.

È inoltre importante notare che gli impatti appena elencati nella tabella 4.9 presentano impatti uguali a quelli dei medesimi step, per lo scenario in cui non si effettua recupero termico. Questa coincidenza tra i risultati è dovuta al fatto che l'unica differenza tra gli scenari, ammesso che venga utilizzata la stessa fonte di silicio, risiede nell'energia elettrica richiesta per fornire il calore necessario a portare le ceneri volanti alla temperatura di vetrificazione.

Basandosi sulla coincidenza dei risultati dei tre step appena osservata, è stato deciso di riportare nei paragrafi che seguiranno, per ognuno dei tre scenari in cui si utilizzano diverse fonti di silicio, i risultati di questi step, ma di non riportare nuovamente i risultati per gli scenari in cui viene effettuato o meno un recupero termico, se la fonte di silicio dello specifico scenario in esame è la stessa di uno scenario i cui risultati sono già stati riportati, per quanto riguarda i tre step di separazione di fly ashes, produzione/estrazione della fonte di silicio e produzione di carbonato di calcio. Tuttavia, dei risultati uguali a risultati già mostrati in precedenza potrebbero essere comunque nuovamente riportati, nel caso si ritenga che riportarli possa semplificare la lettura e comprensione delle differenze tra scenari.

Prima di proseguire con altri risultati, si ritiene necessario far notare che, sebbene le diverse richieste energetiche dei diversi scenari portino ad una diversa quantità di energia residua da poter riutilizzare/rivendere sul mercato, ai fini dell'analisi questa differenza non si nota, dal momento che le voci di inventario usate per l'energia elettrica "evitata" utilizzata nel processo e per quella venduta sul mercato (considerata "evitata", come detto nel capitolo precedente) sono le stesse.

Si riportano nella tabella 4.10 i risultati relativi allo step di produzione di energia elettrica e alle richieste dei due step operativi di produzione di vetro ceramico e di vetrificazione.

Tabella 4.10: *Impatti dovuti alla richiesta e/o produzione di energia elettrica per gli step di produzione di vetro ceramico e di vetrificazione, nello scenario in cui si effettua il recupero termico sulle ceneri, secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11*

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico
--

	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazioni	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.698	3.13	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$1.8 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.3 \cdot 10^{-7}$	$1.9 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.3 \cdot 10^{-7}$	$5.9 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00083	0.0037	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0668	0.299	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.7 \cdot 10^{-7}$	$1.2 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00433	0.0194	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0128	0.0573	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.219	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00277	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0158	0.0706	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.414	140.70	CTUe
Uso del terreno	8.8	39.4	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	3.09	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.6 \cdot 10^{-5}$	0.00011	kg Sb equivalenti

È evidente, dalla tabella 4.10 che i risultati per lo scenario in cui si effettua il recupero termico sulle ceneri siano minori soltanto per lo step di vetrificazione, rispetto ai risultati della tabella 4.4. Il motivo di questa differenza risiede nella minor richiesta energetica per la vetrificazione, grazie al recupero termico che innalza la temperatura delle ceneri volanti prima di effettuare la vetrificazione. Il processo di produzione del vetro ceramico, invece, richiede la stessa quantità di energia elettrica, dunque, anche gli impatti di questa richiesta energetica saranno uguali.

Per i risultati normalizzati, verranno comunque riportati grafici di dati normalizzati che siano uguali a grafici, relativi al medesimo step operativo, già riportati in precedenza, a causa di una più chiara visualizzazione dei grafici, rispetto alle tabelle, dal momento che lo scopo dei dati normalizzati è più qualitativo, rispetto allo scopo delle tabelle, che è riportare dati quantitativi.

Si riportano ora i grafici 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8.

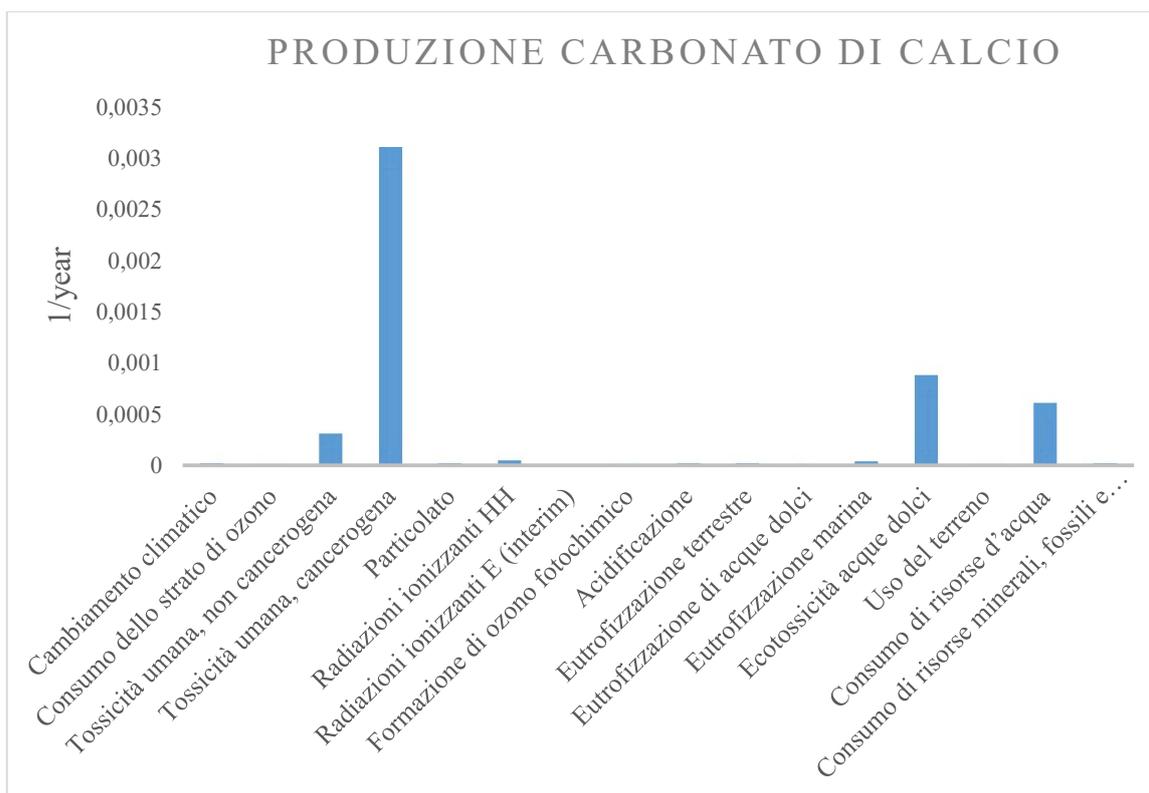


Figura 4.5: Normalizzazione dei risultati relativi alla produzione di CaCO_3 nel caso di utilizzo di bottom ashes con recupero termico

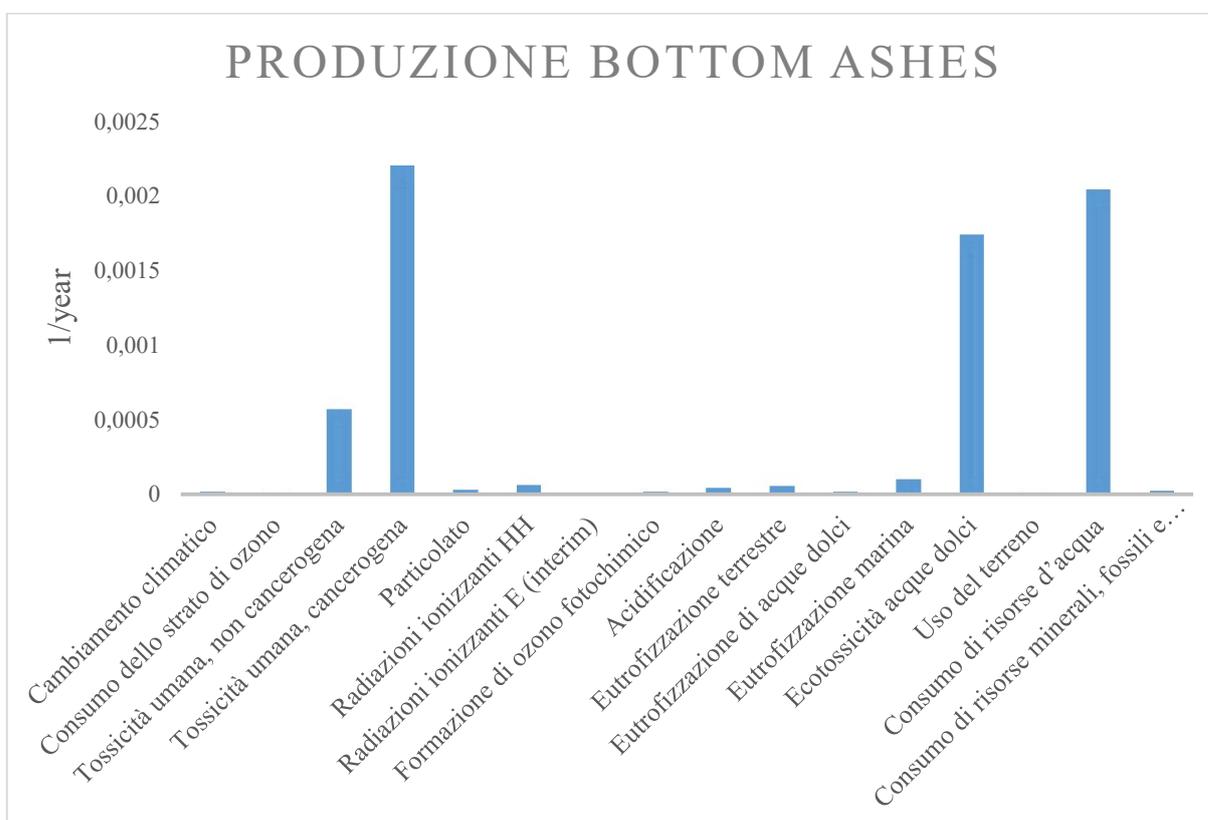


Figura 4.6: Normalizzazione dei risultati relativi alla produzione di bottom ashes, nel caso di utilizzo di bottom ashes con recupero termico



Figura 4.7: Normalizzazione dei risultati relativi alla separazione delle fly ashes dai gas di incenerimento, nel caso di utilizzo di bottom ashes con recupero termico

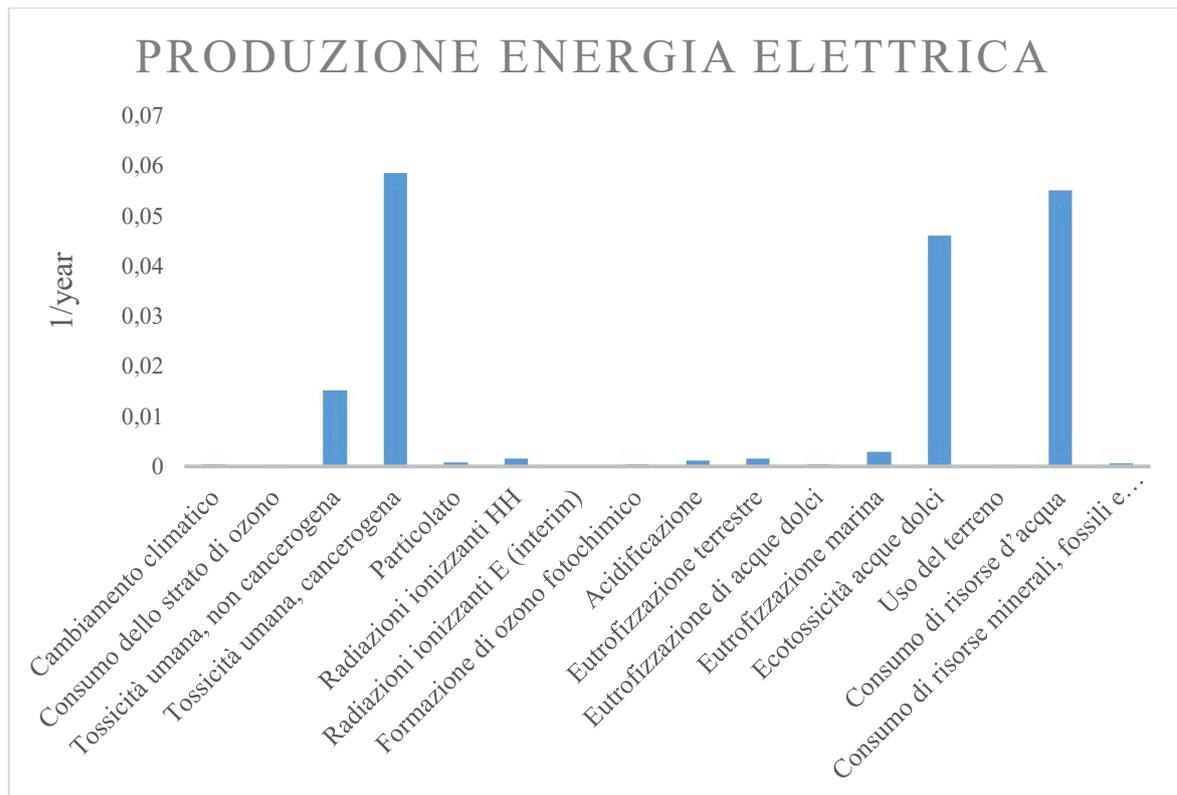


Figura 4.8: Normalizzazione dei risultati relativi alla produzione e richiesta di elettricità, nel caso di utilizzo di bottom ashes con recupero termico

Si può osservare che, specie nella figura 4.8, seppure alcuni risultati possano essere minori in valore rispetto ai grafici del caso in cui non si effettua il recupero termico (ad esempio il grafico 4.4), le considerazioni sono le stesse del caso in cui non si effettua alcun recupero termico sulle fly ashes.

Da ciò, si può già dedurre, come aspettato, che l'uso o meno di un recupero termico sulle fly ashes porti solo a ridurre gli impatti dello step di vetrificazione, ma non a cambiare quali siano le maggiori categorie di impatto.

Si riportano adesso i risultati del metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.11.

Tabella 4.11: *Impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes con recupero termico*

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico		
Non rinnovabile, fossile	86.26	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.345	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0724	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.03	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.536	MJ
Rinnovabile, idrica	1.986	MJ

Osservando la tabella 4.11 è possibile notare che i maggiori impatti energetici del processo riguardano le energie non rinnovabili fossili e le energie rinnovabili da biomasse, come per lo scenario in cui non viene effettuato il recupero termico.

Si riportano, nella tabella 4.12, i risultati relativi ai vari step operativi.

Tabella 4.12: *Impatti energetici dei vari step del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes con recupero termico.*

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Bottom Ashes
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.597	76.64	3.586	3.04
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.210	5.67	0.276	0.235
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00079	0.067	0.00299	0.00252
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.2982	23.91	1.087	0.917
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.463	0.0305	0.027
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0605	1.76	0.0977	0.085

Si noti innanzitutto che i risultati della produzione di carbonato di calcio sono leggermente differenti tra questo scenario e lo scenario in cui non si effettua il recupero termico: il motivo di ciò è la differente quantità di gas di incenerimento inviati alla cattura di anidride

carbonica, necessaria per la produzione di CaCO_3 , dal momento che in questo scenario una (relativamente piccolissima) parte dei fumi di incenerimento viene inviata al recupero termico e non viene poi inviata alla sezione di cattura di CO_2 , ma direttamente alla sezione di trattamento dei fumi, precedentemente al loro rilascio in atmosfera. La quantità di gas inviati al recupero è però così esigua, rispetto al resto dei fumi inviati alla sezione di vaporizzazione dell'acqua e successivamente alla sezione di cattura dell'anidride carbonica, da variare di ben poco i risultati dello step di produzione di carbonato di calcio.

È inoltre osservabile che gli impatti della produzione di energia elettrica in turbina presentano differenze non trascurabili tra i due scenari. Questo è dovuto alla diversa richiesta energetica del processo di vetrificazione; seppur come detto in precedenza, la suddivisione in energia elettrica "evitata" utilizzata nel processo e venduta sul mercato sia virtualmente indifferente dal punto di vista dell'analisi, la quantità di energia elettrica (ottenuta dalla turbina) richiesta dal processo è effettivamente diversa. Dunque, seppur la quantità di energia elettrica ottenuta da fonti esterne "evitata" sia virtualmente uguale a quella dello scenario precedente, l'elettricità usata nel processo è diversa e dunque diversi saranno gli impatti causati dal suo utilizzo.

Non si notano invece differenze negli step di separazione delle fly ashes e di produzione delle bottom ashes.

Riguardo invece le considerazioni sugli impatti, anche in questo scenario i maggiori impatti sono relativi alla produzione di elettricità nella turbina, con gli impatti relativi all'energia non rinnovabile fossile e all'energia rinnovabile da biomasse come impatti di maggior entità.

4.1.3 – Scenario in cui il recupero termico viene effettuato con combustione

In considerazione di quanto affermato e osservato nei due sottoparagrafi precedenti, i seguenti paragrafi e sottoparagrafi saranno organizzati secondo una diversa struttura: sarà stilato un sottoparagrafo riguardante ognuno dei tre scenari riguardanti la modalità di recupero termico effettuata (o non effettuata). Nel caso in cui i risultati di uno step di processo siano uguali ai risultati di un "sottoscenario" precedentemente analizzato, questi potrebbero non essere nuovamente riportati, in quel caso sarà esplicitamente indicata la tabella in cui poter consultare i risultati relativi a quello step di processo. Successivamente ai tre sottoparagrafi, seguirà un quarto sottoparagrafo dove i tre scenari verranno comparati, ovviamente escludendo gli step che presentano risultati identici.

Si riportano i risultati del processo totale nella tabella 4.13. Nuovamente, si può notare come i valori dell'emissione di composti tossici non cancerogeni sia maggiore, in CTUh, dell'emissione di composti cancerogeni.

Tabella 4.13: *Impatti del processo totale calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, nel caso in cui si effettua una combustione di metano prima di effettuare il recupero termico*

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico con combustione		
Cambiamento climatico	3.86	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00444	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.364	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.4 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0232	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0682	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.26	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00329	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0835	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	167.19	CTUe
Uso del terreno	46.52	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.64	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00014	kg Sb equivalenti

I valori dei vari step operativi, in questo scenario, sono riportati nella tabella 4.14. Essi sono diversi rispetto i valori consultabili nella tabella 4.9.

Tabella 4.14: categorie d'impatto degli step operativi dello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione di metano, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Fly ashes+ bottom ashes, recupero termico con combustione				
	Produzione CaCO ₃	Separazione e riscaldamento delle fly ashes	Bottom ashes	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.1874	0.25	0.156	kg CO ₂ equiv.
Consumo dello strato di ozono	1.2·10 ⁻⁸	1.8·10 ⁻⁸	1.2·10 ⁻⁸	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.9·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁷	8.9·10 ⁻⁸	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.9·10 ⁻⁸	4.4·10 ⁻⁸	2.7·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.00012	0.00028	0.00017	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0124	0.0242	0.0152	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	9.5·10 ⁻⁸	6·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00148	0.00092	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00141	0.00433	0.00269	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.00422	0.0163	0.01011	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.4·10 ⁻⁵	0.00021	0.00013	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00521	0.00322	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.32	10.49	6.5	CTUe
Uso del terreno	0.65	2.93	1.815	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0422	0.227	0.14	m3 di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	8.6·10 ⁻⁶	5.3·10 ⁻⁶	kg Sb equivalenti

Si possono notare, per gli step di produzione di carbonato di calcio, dei valori leggermente maggiori, rispetto a quelli della tabella 4.9, dovuti ad una minor quantità di fumi inviati al recupero termico, a causa della presenza dei gas di combustione del metano. Infatti, per mantenere una portata di gas adatta al sistema di recupero termico adoperato, è sufficiente una minor portata di gas di incenerimento, grazie alla presenza dei gas di combustione del metano. Dunque, una quantità leggermente maggiore viene inviata alla vaporizzazione dell'acqua e seguente sezione di cattura della CO₂, che influenza i risultati dello step di produzione di CaCO₃. Queste differenze sono però trascurabili. Tuttavia, sono notevoli le differenze relative allo step di separazione e riscaldamento delle fly ashes. Infatti, nei due precedenti scenari si è indicato lo step di separazione e riscaldamento delle ceneri volanti come semplice step di separazione, dal momento che non si introducevano materia o energia "esterna" per effettuare il recupero. In questo scenario, invece, l'utilizzo del metano comporta ulteriori impatti che devono essere tenuti in considerazione. È osservabile nella tabella 4.14 come i valori degli impatti relativi a questo step di processo siano maggiori rispetto i valori osservati per questo stesso step operativo nei precedenti scenari. Dunque, come ci si poteva aspettare, la combustione di metano comporta impatti maggiori.

Come fatto in precedenza, si riportano ora gli impatti della produzione di energia elettrica nella tabella 4.15.

Tabella 4.15: Risultati dell'analisi dello step di produzione di energia elettrica, nello scenario in cui si effettua recupero termico sulle ceneri, previa combustione di metano

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico con combustione			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.698	2.59	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$1.5 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.3 \cdot 10^{-7}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.3 \cdot 10^{-7}$	$4.9 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00083	0.00306	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.0668	0.248	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.7 \cdot 10^{-7}$	$9.9 \cdot 10^{-7}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00433	0.0161	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0128	0.0475	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.182	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.0023	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0158	0.0585	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.414	116.617	CTUe
Uso del terreno	8.8	32.654	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	2.56	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.6 \cdot 10^{-5}$	$9.5 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Come già osservato per lo scenario in cui il recupero termico è effettuato senza effettuare la combustione del metano, i consumi relativi alla produzione di vetro ceramico sono uguali allo scenario in cui non si effettua alcun recupero termico. Invece, i consumi dello

step di vetrificazione sono minori degli altri due scenari precedentemente esaminati. I motivi di ciò sono analoghi a quelli già espressi nel sottoparagrafo precedente, dal momento che la produzione di vetro ceramico richiede la stessa energia elettrica richiesta negli altri due scenari; la vetrificazione richiede invece una minor quantità di energia elettrica, grazie alla maggior temperatura ottenuta tramite il recupero termico e la combustione del metano, rispetto agli altri due scenari. È dunque nuovamente evidente come il recupero termico contribuisca in maniera non indifferente a ridurre i consumi energetici e i relativi impatti.

Si riportano ora i grafici relativi alla normalizzazione dei dati (figure 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12).

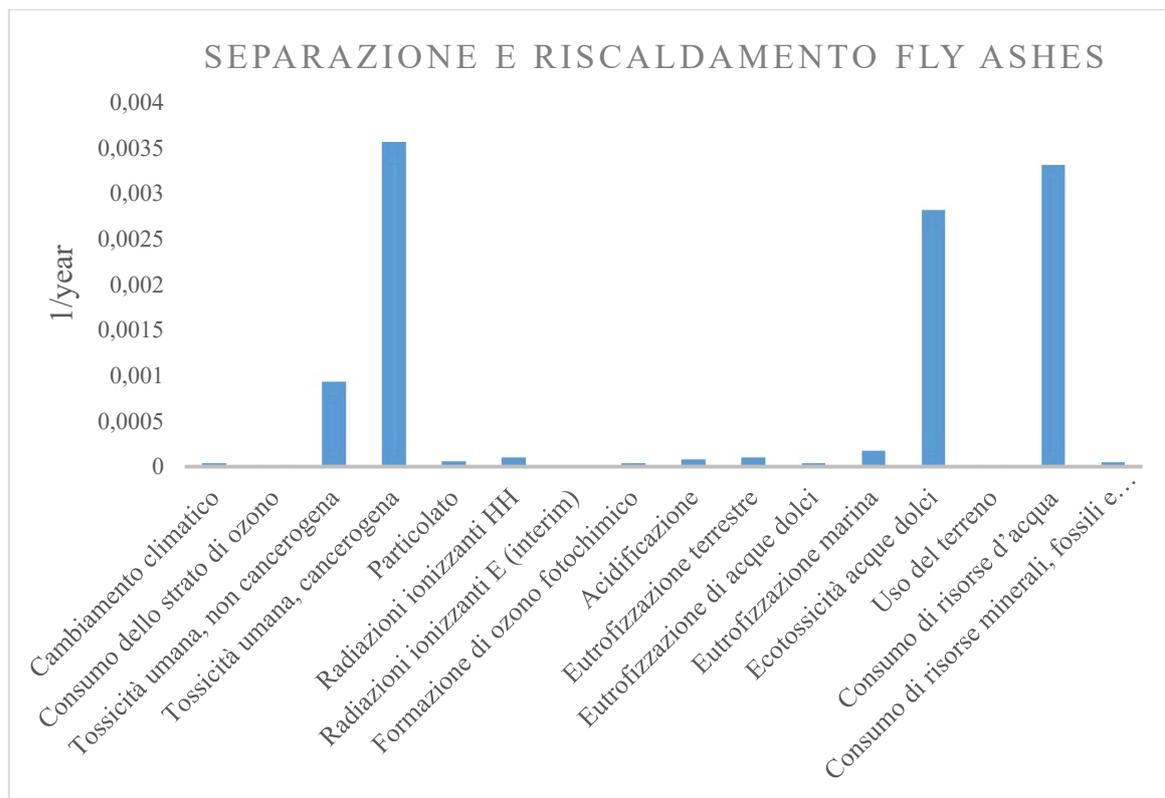


Figura 4.9: Risultati normalizzati dello step di separazione delle fly ashes, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione

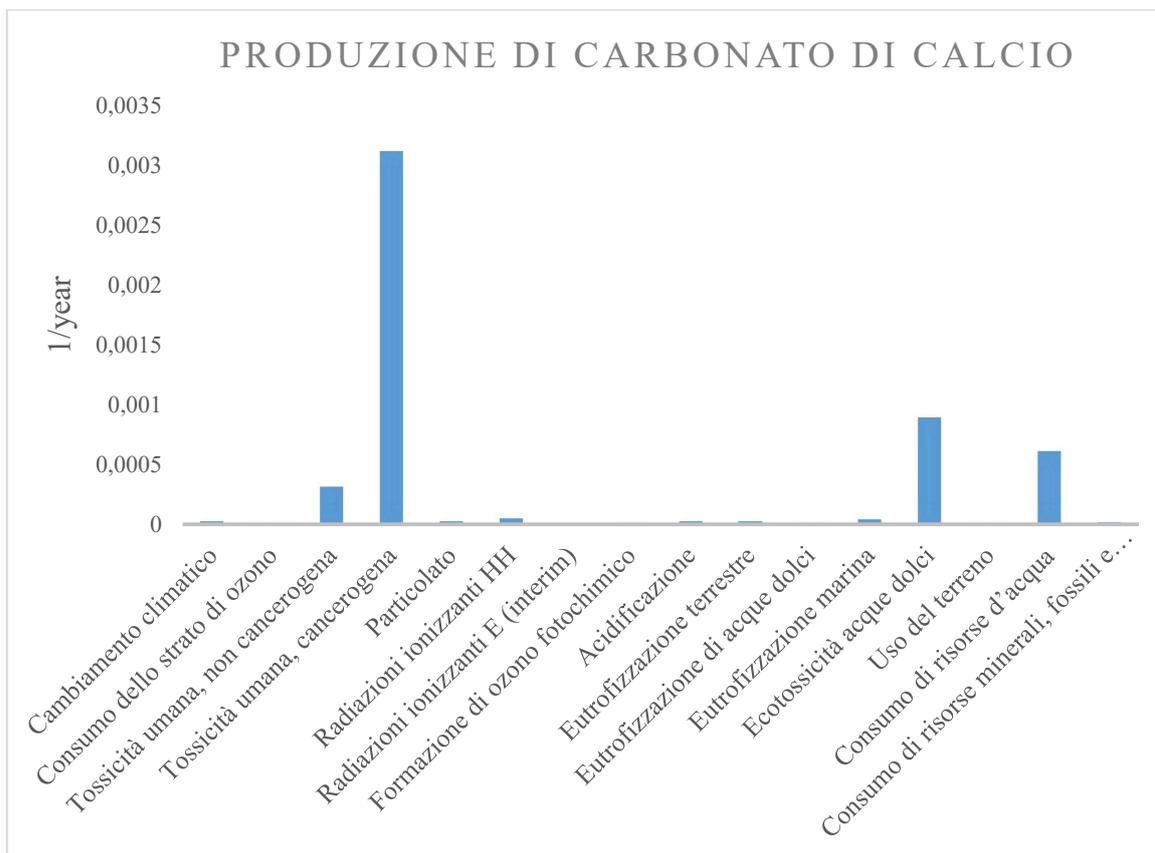


Figura 4.10: Risultati normalizzati dello step di produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione

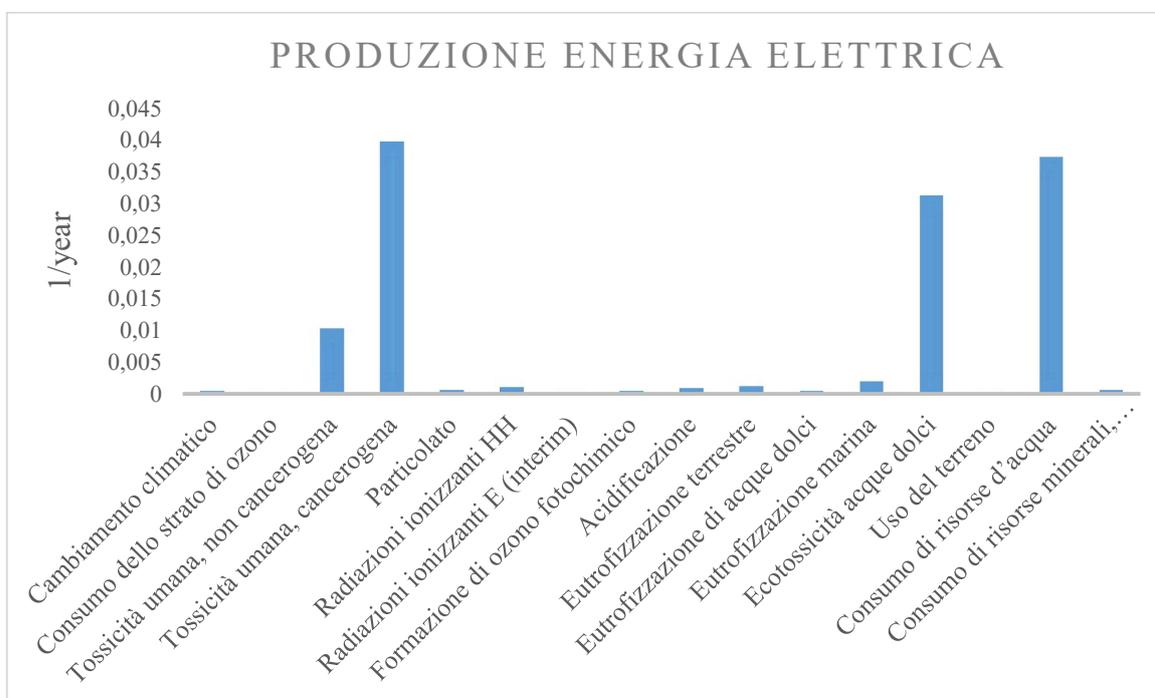


Figura 4.11: Risultati normalizzati dello step di produzione di energia in turbina, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione

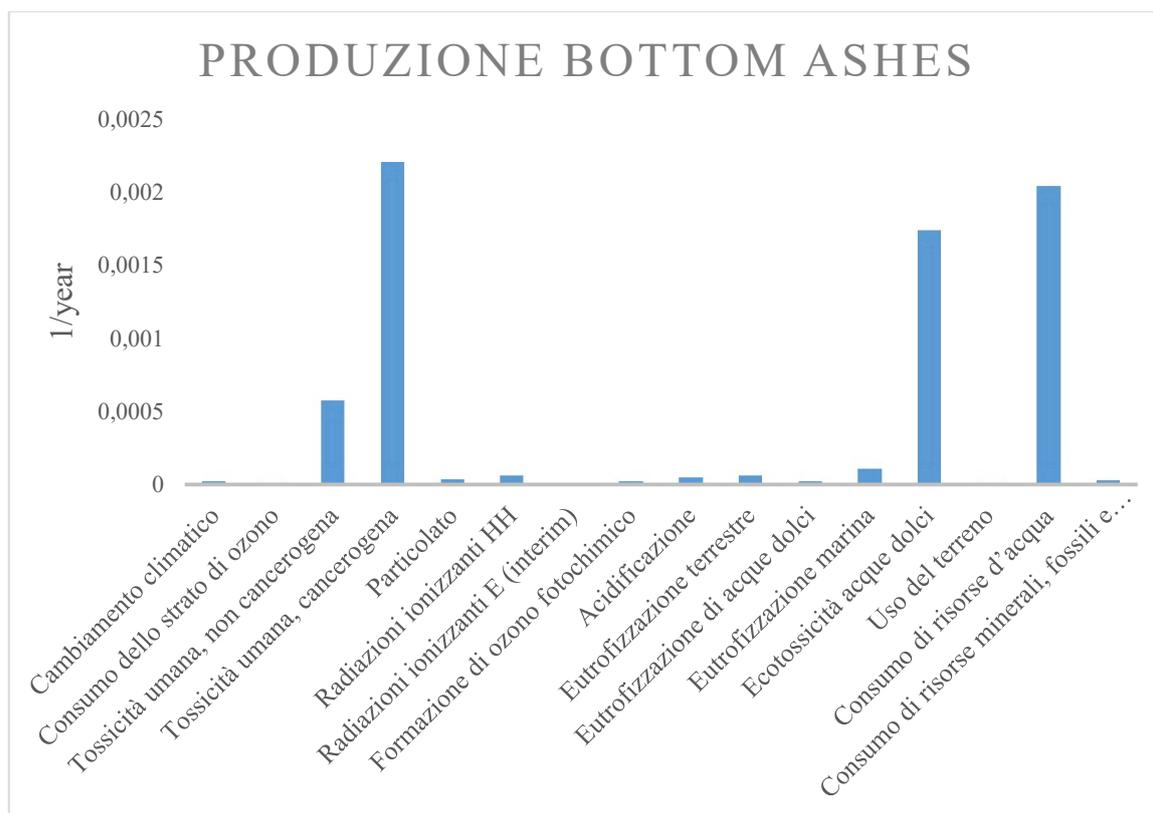


Figura 4.12: Risultati normalizzati dello step di produzione di bottom ashes, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione

Come già osservato per gli altri scenari relativi all'aggiunta di bottom ashes al batch di vetrificazione, anche in questo caso si osserva che l'emissione di composti cancerogeni è l'impatto maggiormente vicino al rispettivo valore di soglia per ognuno dei quattro step analizzati. Altri impatti degni di nota sono l'ecotossicità delle acque dolci, il consumo di risorse d'acqua e l'emissione di composti tossici, non cancerogeni, seppure questi ultimi tre tipi di impatto siano meno presenti nello step di produzione di carbonato di calcio, dove l'emissione di composti cancerogeni per l'uomo è molto maggiore. Per gli altri tre step analizzati, invece, gli impatti di ecotossicità delle acque dolci e del consumo di risorse d'acqua sono confrontabili all'impatto cancerogeno.

Vengono ora riportati nella tabella 4.16 (alla pagina successiva) i risultati del metodo Cumulative Energy Demand. È possibile notare che i maggiori impatti energetici del processo riguardano le energie non rinnovabili fossili e le energie rinnovabili da biomasse, come per i due scenari precedenti.

Tabella 4.16: Impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes con recupero termico e combustione di metano

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico con combustione		
Non rinnovabile, fossile	76.9	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.66	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0642	MJ
Rinnovabile, biomassa	23.096	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.482	MJ
Rinnovabile, idrica	1.777	MJ

Si riportano adesso, come fatto per i due scenari precedenti, i risultati relativi ai vari step operativi nella seguente tabella 4.17.

Tabella 4.17: Impatti energetici dei vari step del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono bottom ashes con recupero termico con combustione.

Fly ashes + bottom ashes, recupero termico con combustione				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Bottom Ashes
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.6	65.91	4.87	3.04
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.209	4.876	0.374	0.235
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00079	0.0573	0.00407	0.00252
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.2985	20.57	1.476	0.917
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.01906	0.398	0.0414	0.027
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0605	1.511	0.133	0.085

Si osserva una situazione molto simile a quella già osservata per lo scenario in cui il recupero termico è effettuato senza combustione. Infatti, gli impatti della sola produzione di energia elettrica, pur rimanendo di un ordine di grandezza maggiori rispetto gli impatti degli altri step operativi, sono minori rispetto ai valori degli altri due scenari, grazie alla maggior temperatura iniziale delle ceneri volanti, che richiedono dunque una minor energia per essere portate a temperatura di vetrificazione.

Si ritiene importante far notare che, seppure la totalità degli impatti energetici sia minore rispetto agli altri due scenari, gli impatti energetici relativi alla sola separazione e riscaldamento delle ceneri volanti siano maggiori rispetto agli impatti osservati negli altri due scenari, similmente ai risultati del metodo ILCD Midpoint+. Queste differenze dimostrano come l'impiego del metano comporti maggiori impatti, ma che l'aumento di impatto dovuto ad esso abbia un minor impatto sul processo totale, rispetto alla minor richiesta energetica per lo step di vetrificazione, possibile grazie alla maggior temperatura raggiunta dalle ceneri, effettuando il recupero termico con gas riscaldati dalla combustione di metano.

4.1.4 - Confronto tra i tre scenari e conclusioni

Si riportano adesso i risultati del processo totale per ognuno dei tre scenari, nella tabella 4.18.

Tabella 4.18: Confronto degli impatti del processo totale calcolati secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11, nei tre scenari esaminati.

Fly ashes + bottom ashes, processo totale				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Cambiamento climatico	5	4.323	3.86	kg CO ₂ eq.
Consumo dello strato di ozono	$3 \cdot 10^{-7}$	$2.6 \cdot 10^{-7}$	$2.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	$3 \cdot 10^{-6}$	$2.6 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$9.4 \cdot 10^{-7}$	$8.2 \cdot 10^{-7}$	$7.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00578	0.005	0.00444	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.472	0.4085	0.364	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.9 \cdot 10^{-6}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$1.4 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0303	0.0261	0.0232	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.089	0.0768	0.0682	molc H ⁺ eq.
Eutrofizzazione terrestre	0.34	0.292	0.26	molc N eq.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.0043	0.00371	0.00329	kg P eq.
Eutrofizzazione marina	0.109	0.094	0.0835	kg N eq.
Ecotossicità acque dolci	218.48	188.32	167.19	CTUe
Uso del terreno	60.884	52.438	46.52	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.77	4.10	3.64	m ³ di acqua

Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00018	0.00015	0.00014	kg Sb equivalenti
--	---------	---------	---------	-------------------

Si osserva che lo scenario in cui si effettua la combustione del metano presenta i minori impatti per ogni categoria. Questo può essere indice del fatto che la quantità di metano combusta è abbastanza bassa da causare impatti minori, rispetto a quelli correlati all'energia in più che è richiesta dagli altri due scenari, necessaria a portare a temperatura di vetrificazione le ceneri.

È stato notato, nei precedenti sottoparagrafi, che gli step di separazione delle ceneri, produzione di bottom ashes e produzione di CaCO_3 presentano risultati essenzialmente identici; infatti, seppur lo scenario in cui si effettua la combustione del metano presenti risultati diversi per alcune categorie di impatto riguardanti lo step di produzione del carbonato di calcio, queste differenze sono così piccole che non verranno riportate in questo sottoparagrafo, nonostante in precedenza sia stata fatta notare la differenza, poiché non sono queste differenze a causare significative differenze tra i tre scenari.

Si riporta, pertanto una sola tabella di confronto (tabella 4.19), che riporta i risultati relativi alla produzione di energia elettrica dovuta alla sola richiesta dello step di vetrificazione, dal momento che è stato già osservato che lo step di produzione di vetro ceramico ha la stessa richiesta energetica per ognuno dei tre scenari.

Per motivi di spazio, la tabella 4.19 è riportata alla pagina successiva.

Come prevedibile, è proprio la diversa richiesta energetica della vetrificazione, a rappresentare la maggior differenza tra gli scenari esaminati.

Non verranno riportati i grafici di normalizzazione, dal momento che quei grafici sono utilizzati per un confronto tra le categorie d'impatto di un singolo step o scenario e non per un confronto tra scenari diversi. Inoltre, non si osservano differenze nel confronto qualitativo tra le varie categorie di impatto, nei tre scenari analizzati.

Tabella 4.19: Confronto dei risultati relativi alla produzione di energia elettrica per lo step di vetrificazione, secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.11

Fly ashes + bottom ashes, energia per vetrificazione				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Cambiamento climatico	3.8	3.13	2.59	kg CO ₂ equiv.
Consumo dello strato di ozono	2.2·10 ⁻⁷	1.8·10 ⁻⁷	1.5·10 ⁻⁷	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	2.3·10 ⁻⁶	1.9·10 ⁻⁶	1.6·10 ⁻⁶	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	7.2·10 ⁻⁷	5.9·10 ⁻⁷	4.9·10 ⁻⁷	CTUh
Particolato	0.0045	0.0037	0.00306	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.364	0.299	0.248	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	1.4·10 ⁻⁶	1.2·10 ⁻⁶	9.9·10 ⁻⁷	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0236	0.0194	0.0161	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.07	0.0573	0.0475	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.267	0.0573	0.0475	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00337	0.219	0.182	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.086	0.00277	0.0023	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	171.123	0.0706	0.0585	CTUe
Uso del terreno	47.92	140.70	116.62	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.76	3.09	2.56	m3 di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00014	0.00011	9.5·10 ⁻⁵	kg Sb equivalenti

Si riportano ora le due tabelle di confronto per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.20.

Tabella 4.20: Confronto tra gli impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11, per i tre scenari.

Fly ashes + bottom ashes, processo totale				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	99.689	86.26	76.9	MJ
Non rinnovabile, nucleare	7.34	6.345	5.656	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0841	0.0724	0.0642	MJ
Rinnovabile, biomassa	30.217	26.03	23.1	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.617	0.536	0.482	MJ
Rinnovabile, idrica	2.294	1.986	1.777	MJ

Come per i risultati del metodo ILCD, anche in questo caso si osserva che lo scenario in cui si effettua il recupero termico con combustione di metano presenta i minor risultati degli impatti energetici.

Si riportano, infine, i risultati relativi alla produzione di energia elettrica per sopperire alla richiesta energetica della vetrificazione nella tabella 4.21.

Tabella 4.21: Confronto tra gli impatti energetici del processo di produzione di energia elettrica nelle quantità richieste dalla vetrificazione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11, per i tre scenari.

Fly ashes + bottom ashes, energia per vetrificazione				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	76.2	62.65	51.93	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.637	4.635	3.84	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0663	0.0545	0.0452	MJ
Rinnovabile, biomassa	23.775	19.548	16.2	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.46	0.378	0.314	MJ
Rinnovabile, idrica	1.75	1.436	1.19	MJ

Si osserva ancora una volta quanto già visto nelle precedenti tabelle, ovvero che lo scenario in cui si effettua la combustione del metano presenta i minor risultati.

Si deduce, dunque, che indubbiamente l'effettuare un recupero termico consenta di ridurre gli impatti di quantità non trascurabili. A puro titolo di esempio, la quantità di kg equivalenti di anidride carbonica emessi nello scenario in cui si effettua il recupero termico con combustione sono pari a circa il 74 % della corrispondente quantità emessa dal processo in cui non si effettua il recupero termico. Sempre a titolo di esempio, lo scenario in cui il recupero termico viene effettuato senza combustione di metano presenta un impatto sul cambiamento climatico pari a circa il 66 % del corrispondente impatto per il processo in cui il recupero termico non viene effettuato. Analogamente, la quantità di kg equivalenti di anidride carbonica emessi dallo scenario in cui si effettua la combustione del metano è circa l'83 % dei kg equivalenti di anidride carbonica emessi dallo scenario in cui il recupero termico è effettuato senza combustione.

Ulteriori ottimizzazioni dei vari step del processo o l'utilizzo di procedure/tecnologie più efficienti di quelle utilizzate in questo lavoro possono ulteriormente ridurre gli impatti del processo. Alcune considerazioni riguardo ciò verranno presentate in seguito, oltre a quelle già proposte nel capitolo 2.

4.1.5 - *Riassunto delle conclusioni*

In questo paragrafo, sono state tratte alcune conclusioni relative all'aggiunta di bottom ashes come fonte di silicio. Si è osservato che, in genere, gli step di produzione delle bottom ashes e di produzione di carbonato di calcio presentano essenzialmente gli stessi risultati in ognuno dei tre scenari analizzati. Lo step di separazione e riscaldamento delle fly ashes, invece, presenta valori di impatto pressoché uguali per gli scenari in cui si effettua il recupero termico senza combustione e in cui non viene effettuato alcun recupero termico, ma presenta impatti maggiori per lo scenario in cui si effettua una combustione del metano per migliorare il recupero termico, proprio a causa dell'impiego e combustione del metano.

Per i primi due scenari, lo step di separazione delle fly ashes è quello che presenta i maggiori impatti della maggior parte delle categorie d'impatto, con l'unica eccezione rappresentata dall'emissione di composti cancerogeni per l'uomo, categoria alla quale è invece lo step di produzione del carbonato di calcio a contribuire maggiormente, a causa dello step di cattura dell'anidride carbonica necessaria alla produzione del carbonato di calcio. Gli impatti relativi al cambiamento climatico e al consumo dello strato di ozono, invece, presentano quantità di impatto simile per gli step di separazione delle ceneri volanti e di produzione di CaCO_3 . Lo step di produzione delle bottom ashes, invece, non presenta in nessuna delle categorie di impatto i risultati maggiori tra i tre step operativi appena citati, ma presenta risultati simili, seppur leggermente inferiori, alla separazione delle fly ashes per l'emissione di radiazioni ionizzanti E, per l'eutrofizzazione delle acque dolci e per il consumo di risorse d'acqua. Nello scenario in cui si effettua la combustione del metano, invece, si osserva che lo step di separazione e riscaldamento delle fly ashes presenta impatti maggiori di quelli degli altri due step operativi per tutte le categorie di impatto, risultando dunque lo step più inquinante tra i tre confrontati.

Per ridurre dunque gli impatti, una soluzione sarebbe ottimizzare la separazione delle fly ashes, tramite l'ottimizzazione della tensione e della corrispettiva corrente applicata al separatore elettrostatico; queste quantità sono già state indicate nel capitolo 2, ma si noti che non sono valori derivanti da un'ottimizzazione, ma valori tratti, ed adattati al caso in esame, da riferimenti in letteratura. [22, 23]

Relativamente allo step di produzione di carbonato di calcio, le uniche ottimizzazioni che potrebbero essere eseguite sono sul processo di cattura dell'anidride carbonica, dal momento che per la reazione si è già ipotizzata una conversione unitaria ai fini dell'analisi, giustificata dall'assunzione che si possa effettuare un riciclo della corrente gassosa, essendo il prodotto solido e non essendo dunque necessaria una separazione del prodotto dal resto dei gas.

Queste considerazioni sono valide anche per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, dove, per i primi due scenari, questi tre step presentano risultati tra loro comparabili in termini del loro valore, con l'eccezione degli impatti sull'energia non rinnovabile ottenuta da biomasse, dove gli impatti della produzione di carbonato di calcio sono maggiori rispetto quelli degli altri due step operativi, e sull'energia rinnovabile da biomasse, dove sono invece gli impatti degli altri due step operativi ad essere maggiori rispetto il corrispettivo impatto dello step di produzione di carbonato di calcio. Analogamente al metodo ILCD Midpoint+, nello scenario in cui si effettua la combustione del metano lo step di separazione e riscaldamento delle fly ashes presenta gli impatti maggiori, relativamente ai tre step operativi comparati, per tutte le categorie di impatto.

Ovviamente, un ulteriore miglioramento potrebbe essere effettuato sul trattamento dei fumi di combustione effettuato prima del loro rilascio in atmosfera, ma non avendo analizzato nel dettaglio questi step operativi, non è possibile individuare con esattezza possibili miglioramenti.

Riguardo lo step di produzione dell'energia elettrica in turbina, presenta impatti ben maggiori di quelli dei tre step appena analizzati. Questo, come già detto, è dovuto alla provenienza dei fumi, necessari a vaporizzare l'acqua da inviare in turbina, da un incenerimento. Quanto appena detto è osservabile sia per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, sia che per quelli del metodo ILCD Midpoint+. Infatti, la quasi totalità dei fumi di combustione è necessaria per vaporizzare l'acqua necessaria ad ottenere l'energia richiesta in turbina. Si noti che, seppure la quasi totalità dei fumi venga inviata alla cattura della CO₂, solo una piccolissima parte dell'anidride carbonica viene poi effettivamente utilizzata per produrre il carbonato di calcio necessario alla produzione dell'unità funzionale, ovvero 1 kg di vetro ceramico. Dunque, gli impatti dello step di produzione del carbonato di calcio sono molto minori perché viene considerato che non tutta l'anidride carbonica catturata è necessaria. Come detto nei capitoli precedenti, l'anidride carbonica in eccesso (ottenuta dalla sezione di cattura in una corrente gassosa non pura) viene impiegata per altri processi o stoccata, motivo per cui non viene inclusa nelle emissioni in atmosfera dei gas di incenerimento, a differenza del resto della corrente gassosa uscente dalla sezione di cattura, che contiene molta meno anidride carbonica.

La soluzione qui proposta per ridurre gli impatti della produzione di energia elettrica è l'impiego di un miglior schema di turbine rispetto a quello utilizzato in questo lavoro, che non è stato ottimizzato.

In particolare, dei risultati del metodo Cumulative Energy Demand sono gli impatti relativi all'energia non rinnovabile fossile ad essere quelli maggiori, per tutti gli step osservati finora. A seguire, le energie non rinnovabili nucleari e le energie rinnovabili da biomasse sono le altre due categorie che presentano dei valori più alti del resto degli impatti, ma che rimangono comunque di circa un ordine di grandezza al di sotto degli impatti relativi alle energie non rinnovabili fossili.

Infine, dalle normalizzazioni dei risultati si osserva che l'impatto maggiore di quelli presentati è l'emissione di composti cancerogeni per l'uomo. Altri impatti degni di nota

sono l'ecotossicità delle acque dolci e il consumo di risorse d'acqua, che sono comparabili, seppur minori, all'emissione di composti cancerogeni, tranne che per la produzione di carbonato di calcio (nel quale rimangono comunque maggiori rispetto a tutti i rimanenti step operativi). Infine, seppur non comparabile ai tre impatti appena menzionati, l'emissione di composti tossici non cancerogeni è maggiore, rispetto al resto degli impatti.

A questa osservazione sui dati normalizzati serve, però, accostare l'ulteriore osservazione che in tutti gli scenari il valore, in CTUh, l'emissione dei composti cancerogeni è minore dell'emissione di composti tossici non cancerogeni. La normalizzazione indica che l'emissione di composti cancerogeni è però più vicina al valore di soglia, che rende questo impatto più grave, rispetto l'emissione di composti non cancerogeni. È dunque necessario tener conto di entrambi i valori, sia di normalizzazione che di caratterizzazione, per ogni categoria d'impatto.

4.2 - Glass cullets

Si tratteranno ora i risultati degli scenari in cui la fonte di silicio aggiunta al batch di vetrificazione è rappresentata dai glass cullets. Tenendo in considerazione le osservazioni del precedente paragrafo, si desidera far notare che la struttura dei sottoparagrafi potrebbe subire leggere variazioni, come ad esempio il non riportare i risultati degli step di separazione più di una volta in questo paragrafo, nel caso essi siano uguali tra due o più scenari.

4.2.1 - Scenario in assenza di recupero termico

I risultati dell'intero processo sono visibili nella tabella 4.22

Tabella 4.22: Risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiungono glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes + glass cullets, no recupero termico		
Cambiamento climatico	4.86	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.9 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$9.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00577	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.471	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.9 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0306	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0909	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.348	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00389	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.112	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	220	CTUe
Uso del terreno	61.93	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.926	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00016	kg Sb equivalenti

Si riportano i risultati di alcuni step operativi nella tabella 4.23, alla pagina seguente.

Tabella 4.23: Risultati di alcuni step operativi nello scenario in cui si aggiungono glass cullets e non si effettuano recuperi termici, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes + glass cullets, no recupero termico				
	Produzione e CaCO ₃	Separazione e fly ashes	Glass cullets	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.187	0.184	-0.288	kg CO ₂ eq.
Consumo dello strato di ozono	1.2·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁸	-1.6·10 ⁻⁸	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	4.9·10 ⁻⁸	1.1·10 ⁻⁷	-8.7·10 ⁻⁸	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.9·10 ⁻⁸	3.2·10 ⁻⁸	-5.7·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.00012	0.00021	-0.00021	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0124	0.01785	-0.0159	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	7·10 ⁻⁸	-4.9·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00109	-0.00066	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00141	0.00319	-0.00115	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.00422	0.012	-0.00269	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.4·10 ⁻⁵	0.00015	-0.00057	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00384	-0.00054	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.32	7.73	-5.906	CTUe
Uso del terreno	0.65	2.158	-1.03	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0423	0.167	-0.00441	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	6.3·10 ⁻⁶	-2.9·10 ⁻⁵	kg Sb equivalenti

Riguardo la separazione delle fly ashes dai fumi di incenerimento e la produzione di carbonato di calcio, si osservano valori di impatto uguali a quelli osservati negli scenari in cui vengono aggiunte le bottom ashes al batch di vetrificazione. Dunque, in tutte le categorie di impatto la separazione delle fly ashes comporta maggiori impatti, eccetto che per il cambiamento climatico e l'emissione di composti cancerogeni, tipologie di impatto

il cui maggior contribuente è lo step di produzione di carbonato di calcio, seppur la differenza tra i due step operativi non sia eccessivamente elevata, specie nel caso del cambiamento climatico.

Significativamente diverso è invece l'utilizzo delle glass cullets nel batch di vetrificazione. Infatti, è stato supposto, come già menzionato nel terzo capitolo, che le glass cullets siano prodotti evitati, dal momento che riutilizzandole in questo processo si evita che esse vengano depositate in discarica. Questa considerazione porta ad avere valori di emissione negativi per lo step di "ottenimento" delle glass cullets.

È dunque evidente come, da un punto di vista degli individuali step operativi, la scelta di usare glass cullets sia migliore rispetto alla scelta di utilizzare le bottom ashes, considerazione ulteriormente supportata dalla possibilità di riutilizzare le bottom ashes in altri processi invece di depositarle in discarica, come già affermato nel capitolo 1. Tuttavia, bisogna tenere in considerazione anche lo step di produzione di energia elettrica richiesta dalla vetrificazione in questo scenario.

Si riportano dunque i risultati relativi alla produzione di energia elettrica nella tabella 4.24.

Tabella 4.24: Risultati relativi alla produzione di energia elettrica, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+ glass cullets, no recupero termico			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.698	4.114	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$2.4 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.3 \cdot 10^{-7}$	$2.5 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.3 \cdot 10^{-7}$	$7.8 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00083	0.00486	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0668	0.393	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.7 \cdot 10^{-7}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00433	0.0255	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0128	0.0753	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.288	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00364	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0158	0.0929	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.414	185.066	CTUe
Uso del terreno	8.8	51.82	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	4.07	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.6 \cdot 10^{-5}$	0.00015	kg Sb equivalenti

La tabella 4.24 mostra dei valori, per lo step di produzione di energia per vetro ceramico, di un ordine di grandezza minore rispetto i valori della produzione di energia elettrica per lo step di vetrificazione, come già osservato nel caso in cui si aggiungano bottom ashes al batch.

Può inoltre essere osservato che i valori d'impatto per lo step di produzione di energia per vetrificazione sono maggiori rispetto il corrispettivo scenario in cui si aggiungono bottom ashes invece di glass cullets, al batch di vetrificazione. Ulteriori confronti tra l'aggiunta di una fonte di silicio rispetto un'altra verranno svolti in un paragrafo successivo.

Si riportano adesso i grafici normalizzati degli step appena analizzati, con l'eccezione di non dividere la richiesta energetica tra i due step di produzione di vetro ceramico e vetrificazione, ma come richiesta energetica totale di questi due step, come fatto nel precedente paragrafo. I grafici sono riportati nelle figure 4.13, 4.14, 4.15, 4.16.



Figura 4.13: Dati normalizzati relativi alla separazione delle fly ashes, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets in assenza di recupero termico sulle ceneri.

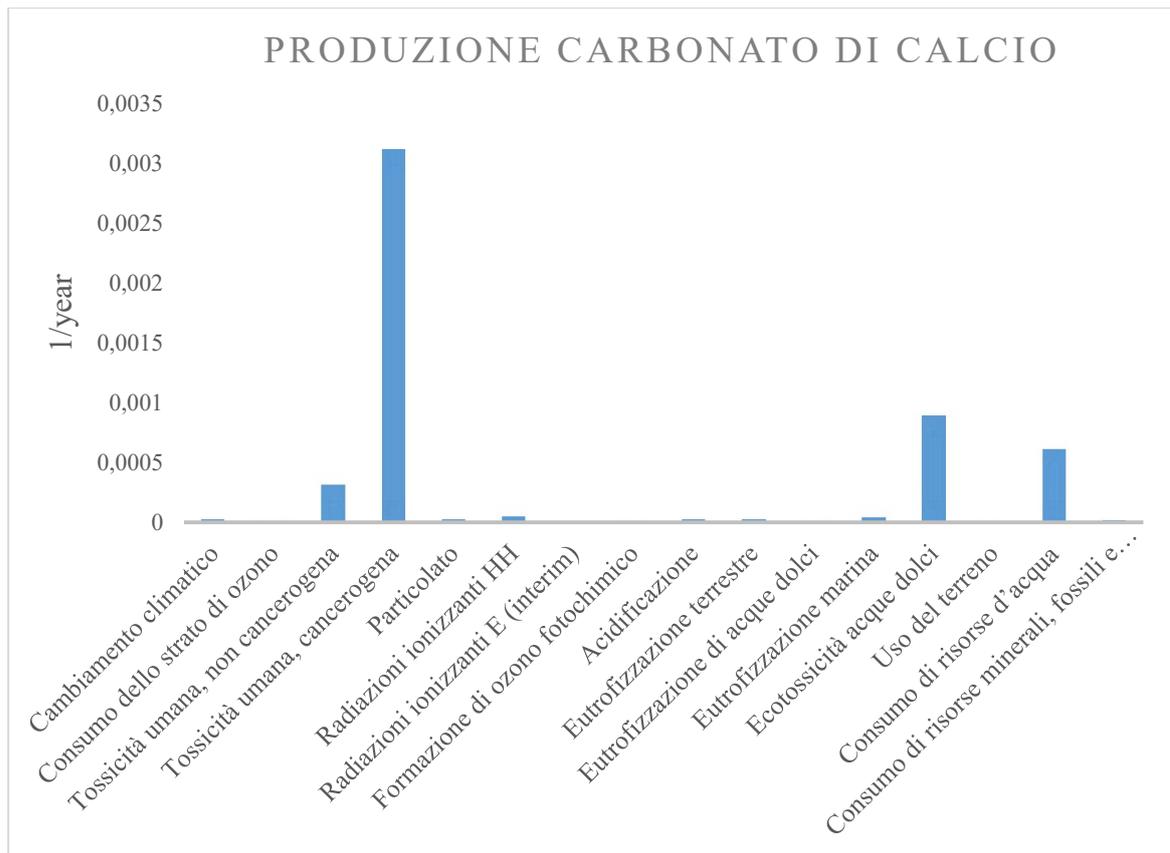


Figura 4.14: Dati normalizzati relativi alla produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets in assenza di recupero termico sulle ceneri.

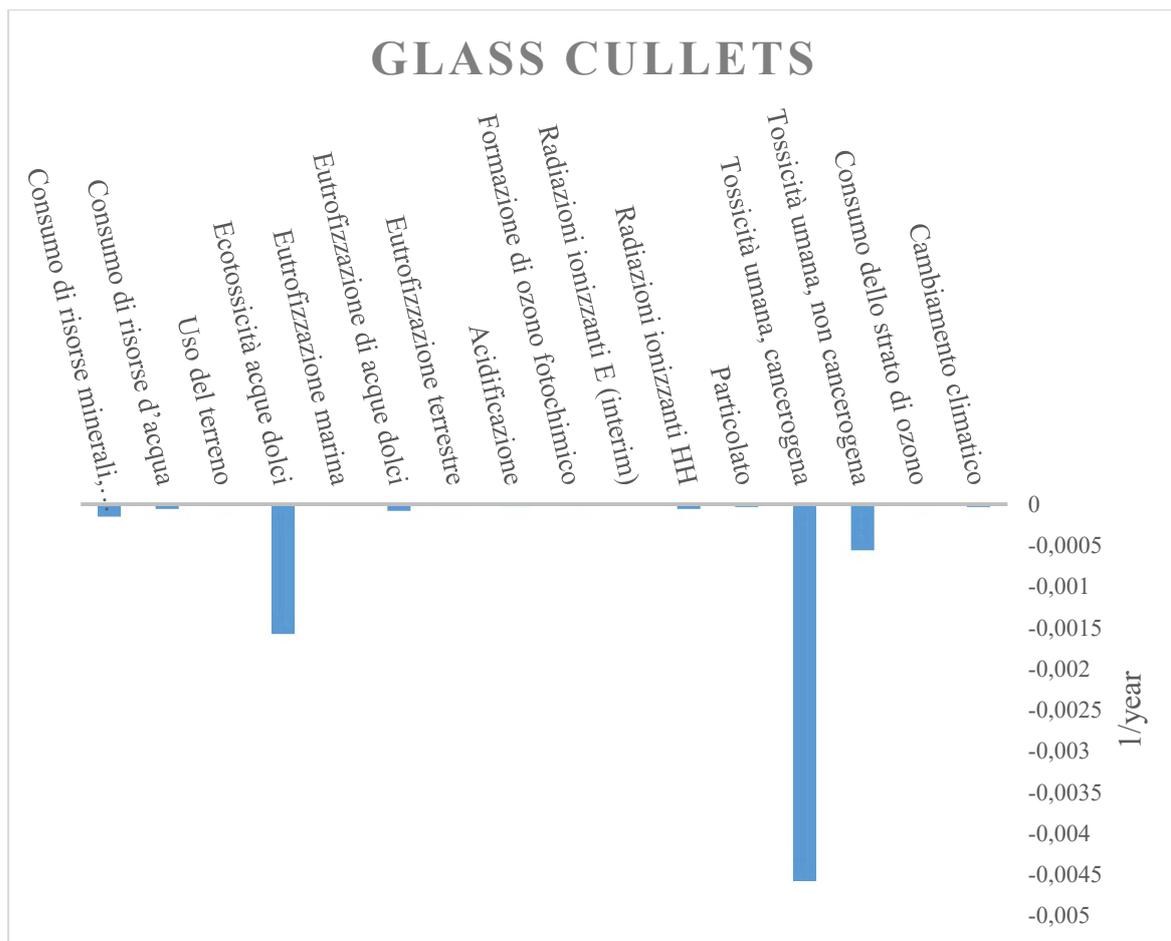


Figura 4.15: Dati normalizzati relativi al riutilizzo di glass cullets, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets in assenza di recupero termico sulle ceneri.

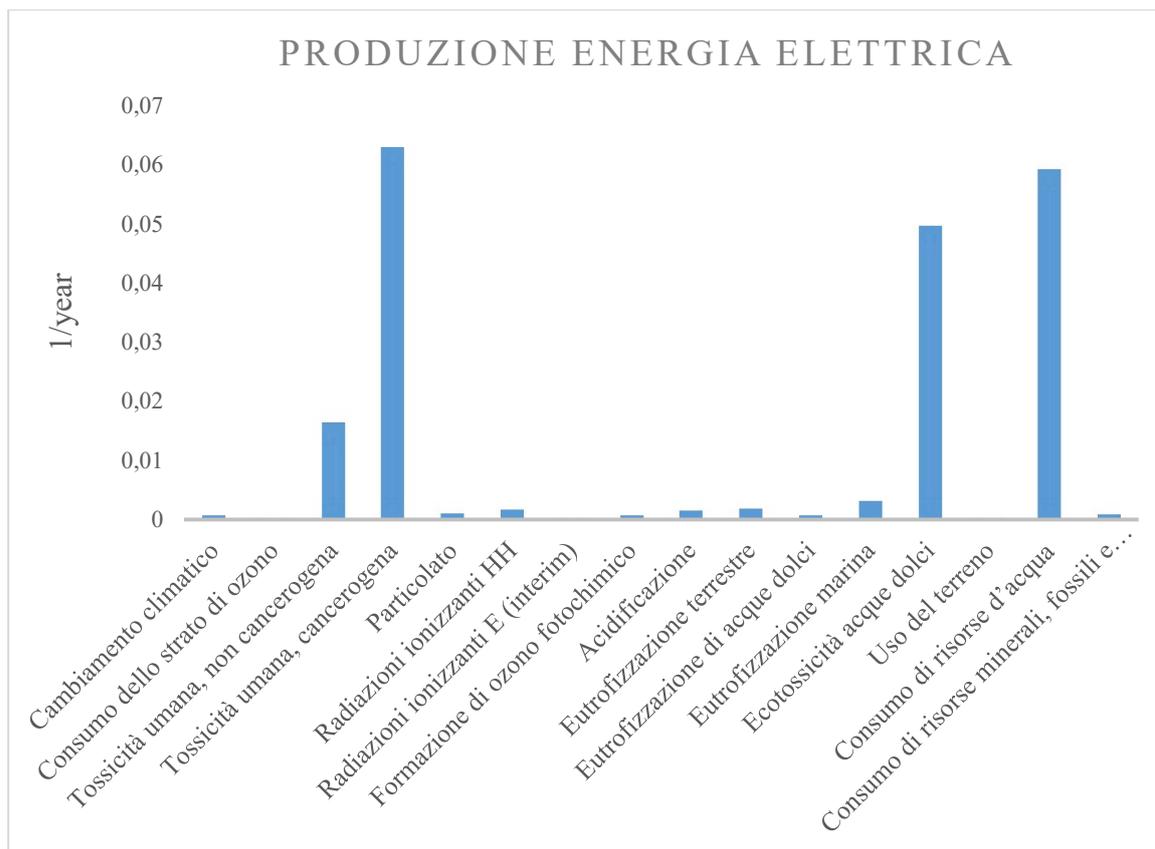


Figura 4.16: Dati normalizzati relativi alla produzione di energia elettrica per la produzione di vetro ceramico e vetrificazione, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets in assenza di recupero termico sulle ceneri.

La normalizzazione dei dati mostra come, per la separazione delle fly ashes e per la produzione di energia elettrica, il maggior impatto sia l'emissione di composti cancerogeni, seguito dagli impatti riguardanti l'ecotossicità delle acque dolci e il consumo di risorse d'acqua, mentre i valori di emissione di composti tossici non cancerogeni sono sia minori degli impatti appena citati, ma maggiori del resto degli impatti. La produzione di carbonato di calcio, invece, mostra che l'emissione di composti cancerogeni è un impatto decisamente maggiore rispetto a tutti gli altri impatti calcolati dal metodo ILCD Midpoint+. Si nota anche che, nonostante decisamente inferiori rispetto all'impatto riguardante l'emissione di composti cancerogeni, l'emissione di composti tossici non cancerogeni, ecotossicità delle acque dolci e consumo di risorse d'acqua sono impatti decisamente maggiori rispetto a tutti gli altri impatti, a eccezione ovviamente dell'emissione di composti cancerogeni.

Per lo step di riutilizzo di glass cullets, invece, si osserva una situazione quasi speculare a quella osservata per la produzione di carbonato di calcio, poiché l'impatto "maggiormente evitato" è quello di emissione di composti cancerogeni, seguito dall'ecotossicità di acque dolci ed emissione di composti tossici non cancerogeni, che pur essendo (in modulo) rispetto all'emissione di composti cancerogeni, sono maggiori (in modulo) rispetto tutti gli altri tipi di impatto. Dunque, si possono interpretare questi risultati come indice del fatto che l'utilizzo di glass cullets contribuisce ad evitare maggiormente l'emissione di composti cancerogeni, tra tutte le categorie esaminate.

È inoltre molto importante notare come gli impatti evitati, dovuti all'utilizzo delle glass cullets, sono maggiori, in modulo, degli impatti dovuti alla produzione di carbonato di calcio per tutte le categorie di impatto analizzate, mentre, rispetto gli impatti della separazione delle fly ashes, si hanno valori di impatti evitati comparabili (in modulo) agli impatti della separazione per alcune delle categorie di impatto, come l'emissione di particolato o di emissione di composti cancerogeni (dove l'impatto evitato grazie alle glass cullets è maggiore, in modulo, dell'impatto causato dalla separazione delle fly ashes).

Si osservino adesso i risultati del metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.25.

Tabella 4.25: *Impatti energetici totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11.*

Fly ashes + glass cullets, no recupero termico		
Non rinnovabile, fossile	101.11	MJ
Non rinnovabile, nucleare	7.31	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.00192	MJ
Rinnovabile, biomassa	30.6	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.607	MJ
Rinnovabile, idrica	2.156	MJ

Si riportano adesso i risultati dei vari step nella tabella 4.26:

Tabella 4.26: *Impatti energetici degli step operativi del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.*

Fly ashes + glass cullets, no recupero termico				
	Separazione fly ashes	Produzione e CaCO ₃	Produzione energia elettrica	Glass cullets
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.586	3.6	96.4	-1.73
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.276	0.209	7.13	-0.252
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00299	0.00079	0.0838	-0.0858
Rinnovabile, biomassa, MJ	1.087	0.299	30.076	-0.641
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0305	0.0191	0.582	-0.0208
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0977	0.0605	2.21	-0.197

Si osserva come, per gli step di separazione delle fly ashes e di produzione di carbonato di calcio, alcune categorie di impatto sono dello stesso ordine di grandezza, mentre per altre (ad esempio l'utilizzo di energia rinnovabile da biomasse) l'impatto dello step di separazione è un ordine di grandezza maggiore rispetto quello della produzione di carbonato di calcio. Tuttavia, gli step di maggiore interesse sono quelli di produzione di energia elettrica e di utilizzo delle glass cullets.

Come già osservato, gli impatti energetici della produzione di energia elettrica sono, per ogni categoria, maggiori di un ordine di grandezza rispetto agli altri step mostrati nella tabella 4.26. Per quanto riguarda l'utilizzo di glass cullets, si possono trarre delle importanti conclusioni, come il fatto che gli impatti evitati riutilizzando le glass cullets sono tutti maggiori (in modulo) rispetto gli impatti della produzione di CaCO₃ e sono, per quanto riguarda l'energia rinnovabile idrica o l'energia rinnovabile eolica, solare e geotermica, maggiori (in modulo) degli impatti della separazione delle fly ashes o comparabili (in modulo) agli impatti di queste categorie per lo step di separazione delle ceneri volanti. Si vede dunque come l'utilizzo di glass cullets possa "compensare" gli impatti dovuti alla produzione del carbonato di calcio necessario alla produzione di vetro ceramico.

4.2.2 - Scenario con recupero termico

Si riportano i risultati del processo totale in questo scenario nella tabella 4.27.

Tabella 4.27: Risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiungono glass cullets e viene effettuato il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes + glass cullets, recupero termico		
Cambiamento climatico	4.162	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.5 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.6 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.9 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00494	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.404	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.6 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0263	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0781	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.299	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00327	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0967	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	188.568	CTUe
Uso del terreno	53.133	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.236	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00013	kg Sb equivalenti

Riguardo i risultati del metodo ILCD Midpoint+, per gli step operativi presentano risultati identici a quelli osservabili in tabella 4.23, in particolare lo step relativo al riutilizzo delle glass cullets. Il resto degli step presentano delle differenze trascurabili, specie per la produzione di carbonato di calcio, per il motivo già menzionato nel paragrafo precedente, ovvero che una parte dei gas di incenerimento viene inviata al recupero termico e non alle altre sezioni, per poi venir rinviata al trattamento dei fumi. Dal momento che la massima differenza riscontrata è dello 0.2%, si è deciso di non riportare la tabella con questi valori, a differenza di quanto fatto nel paragrafo precedente, dove è stato fatto per mostrare come le differenze siano trascurabili.

Le considerazioni per questi step sono dunque le stesse di quelle espresse nel sottoparagrafo 4.2.1 (tabella 4.23)

Si riportano ora i risultati per gli step di produzione di energia elettrica nella tabella 4.28.

Tabella 4.28: Risultati della produzione di energia elettrica nello scenario in cui si aggiungono glass cullets e viene effettuato il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes + glass cullets, recupero termico			
	Energia produzione vetro ceramico	Energia vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.698	3.41	kg CO ₂ equiv.
Consumo dello strato di ozono	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$1.98 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.3 \cdot 10^{-7}$	$2.09 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.3 \cdot 10^{-7}$	$6.45 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Particolato	0.00083	0.004	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0668	0.326	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.7 \cdot 10^{-7}$	$1.299 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00433	0.0211	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0128	0.0624	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.49	0.239	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.003	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0158	0.0769	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.414	153.38	CTUe
Uso del terreno	8.796	42.95	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	3.37	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.6 \cdot 10^{-5}$	0.000125	kg Sb equivalenti

Si può notare dalla tabella 4.28 come anche in questo scenario gli impatti della produzione di energia per la vetrificazione sono generalmente circa un ordine di grandezza maggiori rispetto gli impatti della produzione di energia elettrica per produzione di vetro ceramico. L'unica eccezione è rappresentata dall'eutrofizzazione terrestre dove l'impatto dell'energia per vetrificazione è minore.

Riguardo il confronto con gli impatti evitati dal riutilizzo delle glass cullets, tutti gli impatti evitati sono minori (in modulo) rispetto agli impatti della produzione di energia elettrica, con alcune categorie di impatto che presentano valori evitati di anche uno o due ordini di grandezza minori in modulo, mentre altri impatti presentano valori di impatti evitati comparabili, in modulo, agli impatti dell'energia per produzione di vetro ceramico,

ma sempre un ordine di grandezza minori, in modulo, rispetto agli impatti della produzione di energia per vetrificazione.

Si riportano i grafici dei dati normalizzati nelle figure 4.17, 4.18, 4.19, 4.20.

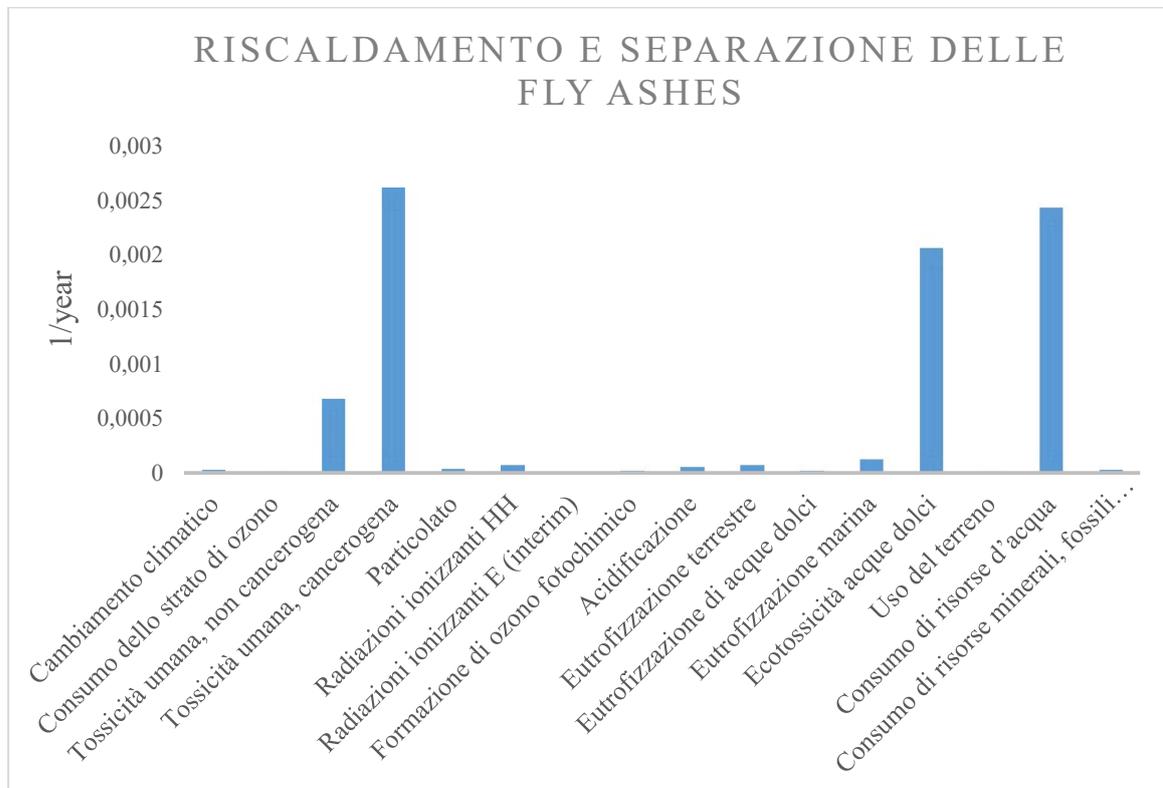


Figura 4.17: Dati normalizzati della separazione di fly ashes, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets al batch di vetrificazione e si effettua un recupero termico sulle ceneri volanti.

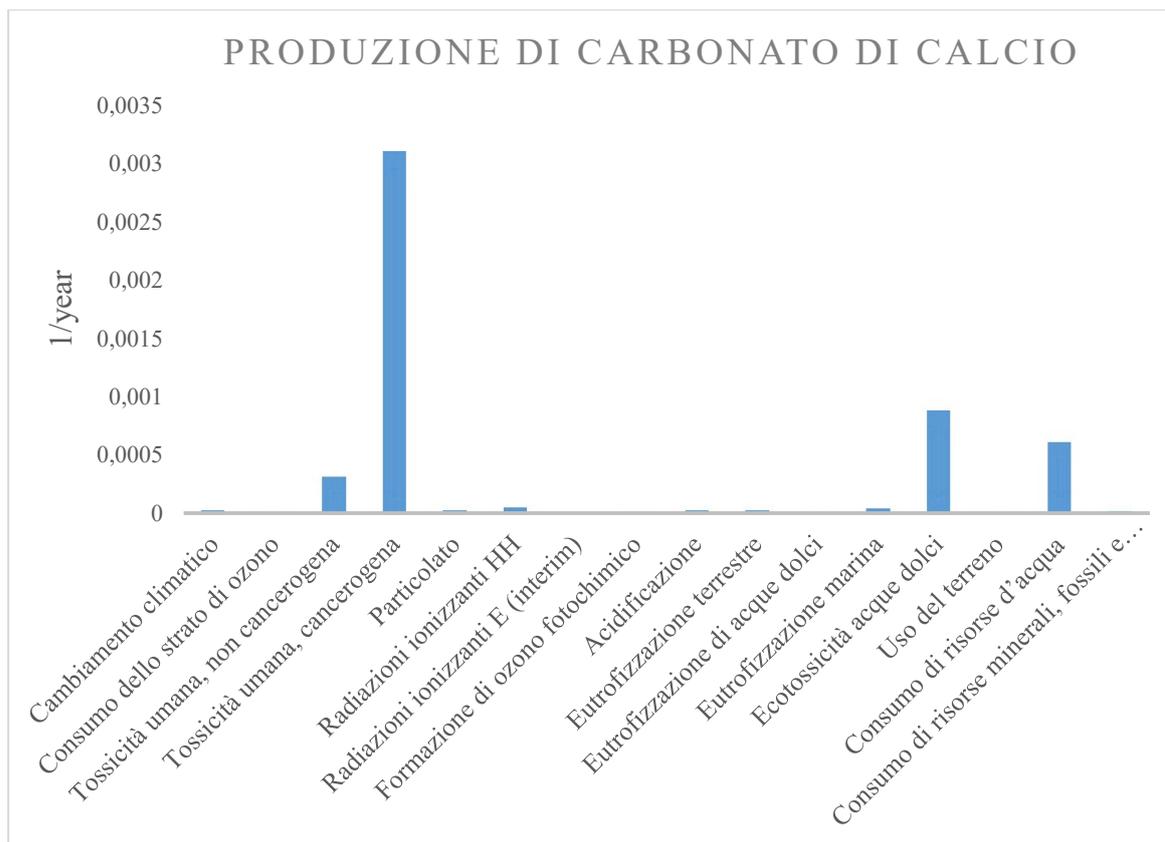


Figura 4.18: Dati normalizzati della produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets al batch di vetrificazione e si effettua un recupero termico sulle ceneri volanti.

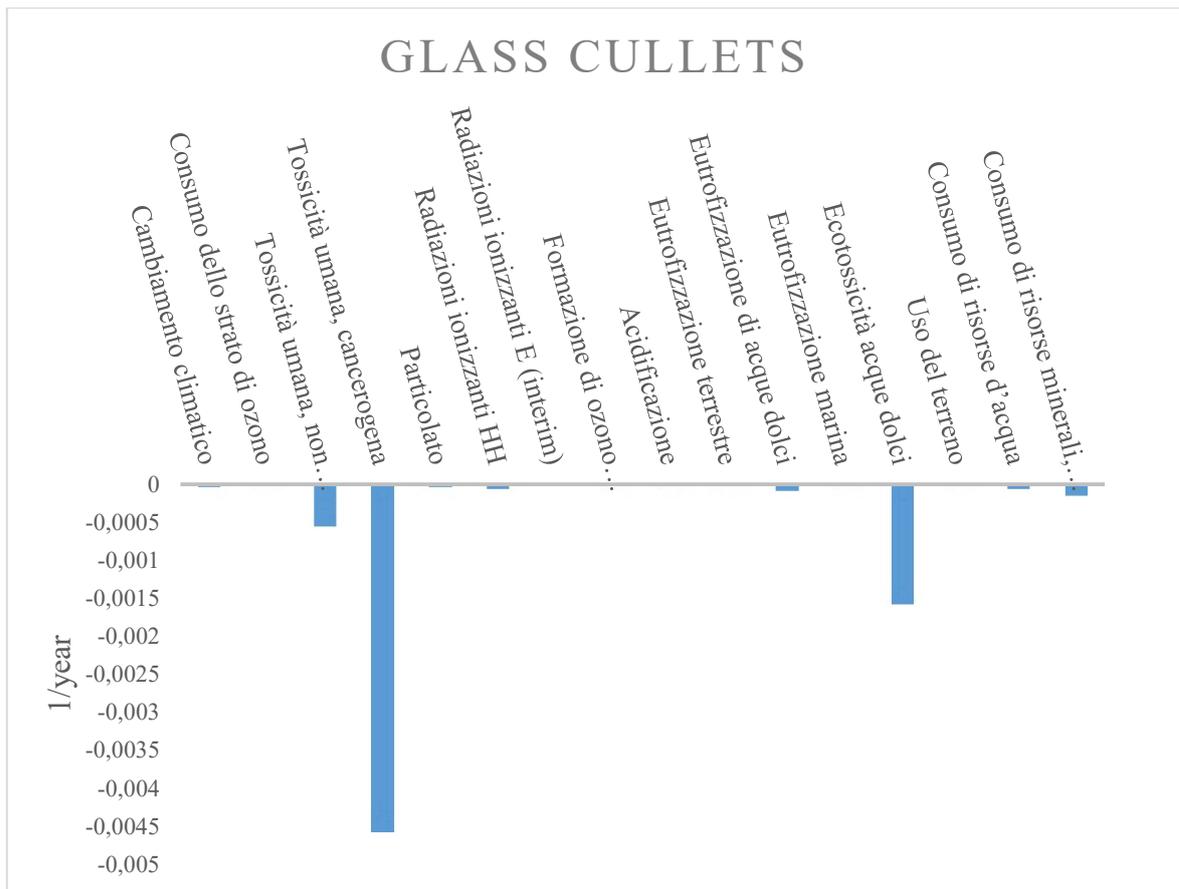


Figura 4.19: Dati normalizzati del riutilizzo di glass cullets, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets al batch di vetrificazione e si effettua un recupero termico sulle ceneri volanti

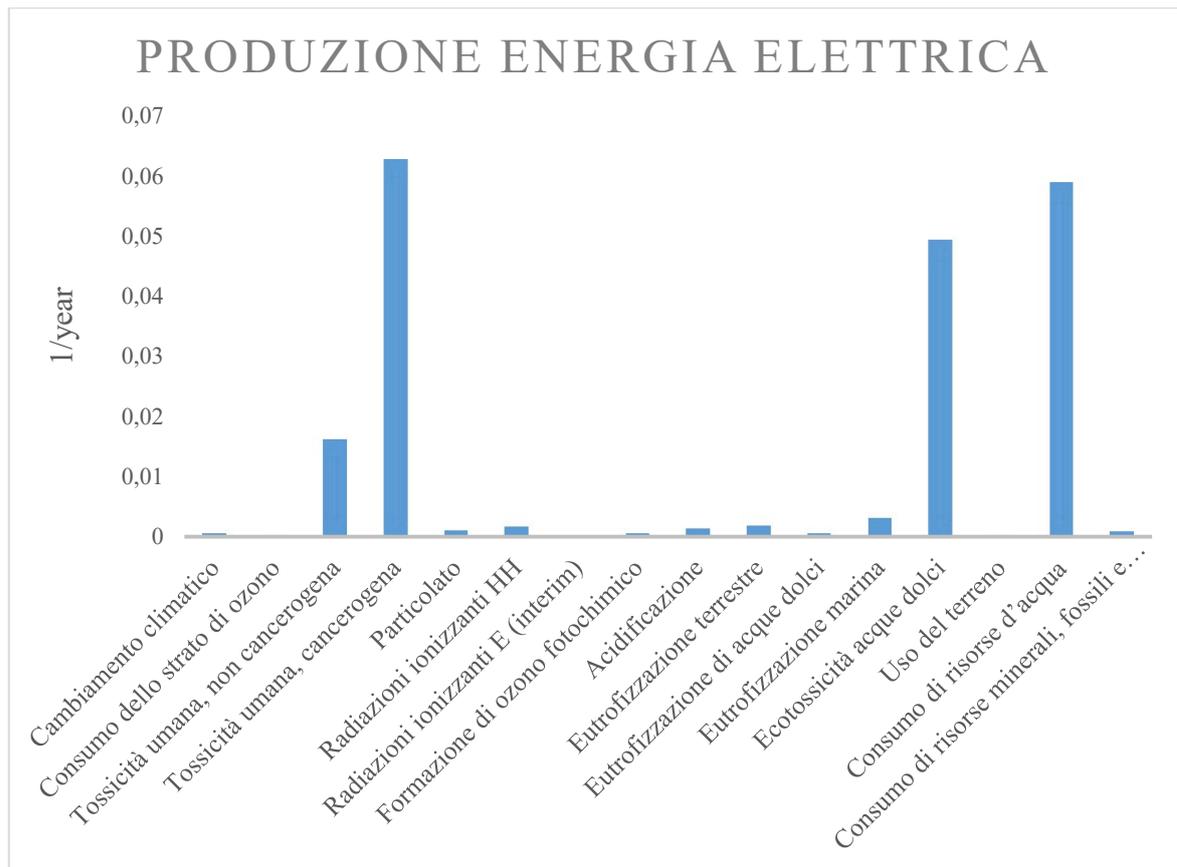


Figura 4.20: Dati normalizzati della produzione di energia elettrica, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets al batch di vetrificazione e si effettua un recupero termico sulle ceneri volanti

Dai grafici normalizzati qui riportati, si possono trarre le stesse conclusioni espresse in merito ai dati normalizzati del sottoparagrafo in cui si considera lo scenario in assenza di recupero termico. Dunque, l'aver ridotto la quantità di energia elettrica richiesta dal processo non ha portato a cambiamenti nel confronto qualitativo tra i vari impatti di uno stesso step operativo.

Si riportano ora i risultati del metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.29:

Tabella 4.29: Impatti energetici totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets e si effettua il recupero termico.

Fly ashes + glass cullets, recupero termico		
Non rinnovabile, fossile	87.12	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.275	MJ
Non rinnovabile, biomassa	-0.0102	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.226	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.522	MJ

Rinnovabile, idrica	1.834	MJ
---------------------	-------	----

Nonostante le categorie di impatti maggiori rimangano quelli relativi all'energia non rinnovabile fossile e all'energia rinnovabile da biomasse, è importante notare come l'impatto relativo all'energia rinnovabile da biomasse sia un valore negativo. Questo indica che il riutilizzare le glass cullets è addirittura beneficiario, sull'intera scala del processo, per quella tipologia di impatto.

Si riportano ora i risultati dei vari step operativi nella tabella 4.30.

Tabella 4.30: *Impatti energetici degli step operativi del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiungono glass cullets e si effettua il recupero termico.*

	Separazione fly ashes	Produzione CaCO ₃	Energia elettrica	Glass cullets
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.578	3.6	82.3	-1.73
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.275	0.209	6.087	-0.252
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00299	0.000788	0.0716	-0.0858
Rinnovabile, biomassa, MJ	1.085	0.298	25.67	-0.641
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0304	0.019	0.497	-0.0208
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0975	0.0605	1.886	-0.197

Si osserva nella tabella 4.30, oltre alle piccole differenze nei risultati della separazione delle fly ashes e della produzione di carbonato di calcio, che i risultati dello step di produzione di energia elettrica sono minori, rispetto allo scenario del sottoparagrafo 4.2.1, a causa della minor richiesta energetica del processo.

4.2.3 - Scenario in cui il recupero termico viene effettuato con combustione

Si riportano ora nella tabella 4.31 i risultati totali del processo in cui il recupero termico viene effettuato sfruttando il calore emesso dalla combustione del metano.

Tabella 4.31: Risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiungono glass cullets e si effettua il recupero termico con combustione di metano, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+glass cullets, recupero termico con combustione		
Cambiamento climatico	3.82	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.4 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00454	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.372	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.5 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0242	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0718	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.275	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00296	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0889	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	173.106	CTUe
Uso del terreno	48.802	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.895	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00012	kg Sb equivalenti

In questo caso, l'unico step che non differisce dagli altri due scenari è quello di riutilizzo delle glass cullets, che non verrà riportato nella successiva tabella 4.32, in quanto uguali a quelli osservabili nella tabella 4.23.

Tabella 4.32: Dati relativi agli step operativi nello scenario in cui si aggiungono glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+glass cullets, recupero con combustione			
	Produzione CaCO ₃	Separazione e riscaldamento fly ashes	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.187	0.249	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	1.2·10 ⁻⁸	1.8·10 ⁻⁸	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.9·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁷	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.9·10 ⁻⁸	4.4·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.00012	0.00028	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0119	0.0242	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	9.5·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00148	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.00141	0.00433	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.00422	0.0163	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	6.4·10 ⁻⁵	0.00021	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00521	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.32	10.49	CTUe
Uso del terreno	0.65	2.93	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0422	0.227	m3 di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	8.6·10 ⁻⁶	kg Sb equivalenti

Le considerazioni che si possono trarre dai dati appena riportati sono analoghe a quelle già tratte per altri scenari, ovvero che la minor quantità di fumi (rispetto allo scenario in cui non si effettua alcun recupero termico) inviata alla cattura della CO₂ e conseguente produzione di carbonato di calcio causa degli impatti minori e che gli impatti dello step di separazione e riscaldamento delle fly ashes sono maggiori a causa della combustione del metano, rispetto i valori degli altri due scenari. È inoltre valida anche in questo scenario l'osservazione sul fatto che gli impatti evitati delle glass cullets sono, in modulo, maggiori degli impatti causati dalla produzione di carbonato di calcio e dunque è come se utilizzare le glass cullets "compensasse" tutte le emissioni della produzione di carbonato di calcio.

Si osservano ora i risultati relativi alla produzione di energia elettrica nella tabella 4.33.

Tabella 4.33: *Dati relativi alla produzione di energia elettrica nello scenario in cui si aggiungono glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11*

Fly ashes+glass cullets, recupero con combustione			
	Energia elettrica per vetro ceramico	Energia elettrica per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.698	3.0	kg CO ₂ eq.
Consumo dello strato di ozono	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$1.7 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.3 \cdot 10^{-7}$	$1.8 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.3 \cdot 10^{-7}$	$5.7 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00083	0.00355	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0668	0.0287	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.7 \cdot 10^{-7}$	$1.1 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00433	0.0186	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0128	0.0549	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.21	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00266	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0158	0.0677	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.41	135	CTUe
Uso del terreno	8.796	37.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	2.967	m3 di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.6 \cdot 10^{-5}$	0.00011	kg Sb equivalenti

Come per gli altri scenari, gli impatti della produzione energetica per vetrificazione sono maggiori di un ordine di grandezza rispetto gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica per produzione di vetro ceramico.

Si riportano ora i grafici dei dati normalizzati, nelle figure 4.21, 4.22, 4.23, 4.24.

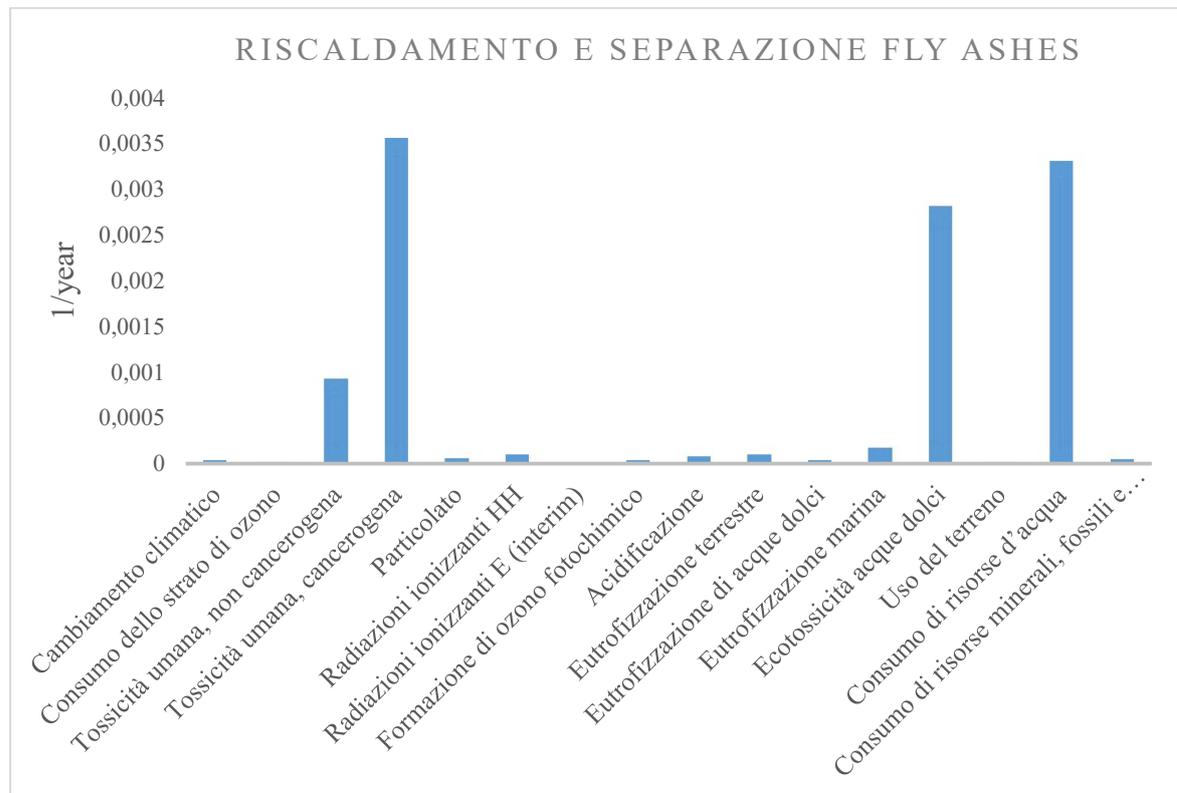


Figura 4.21: Dati normalizzati relativi al riscaldamento e separazione delle fly ashes, nello scenario in cui si effettua la combustione ed il recupero termico.

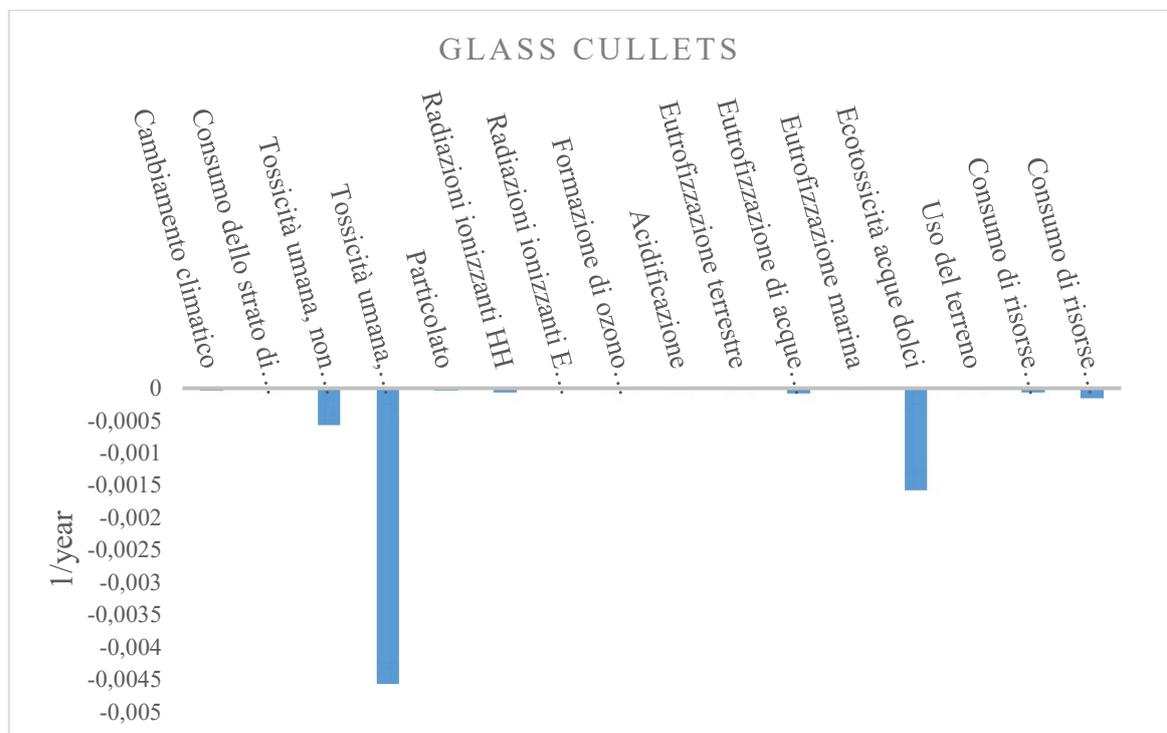


Figura 4.22: Dati normalizzati relativi all'utilizzo di glass cullets, nello scenario in cui si effettua il recupero termico in assenza di combustione.

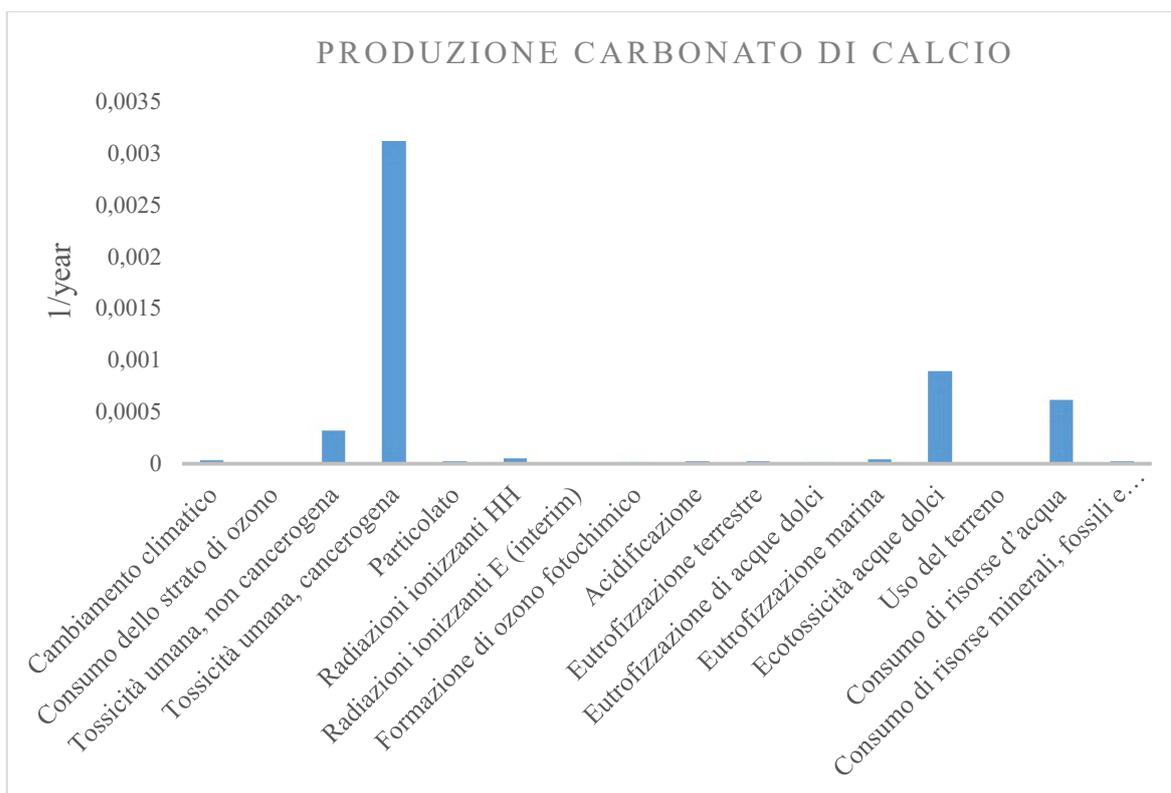


Figura 4.23: Dati normalizzati relativi alla produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si effettua il recupero termico con combustione.

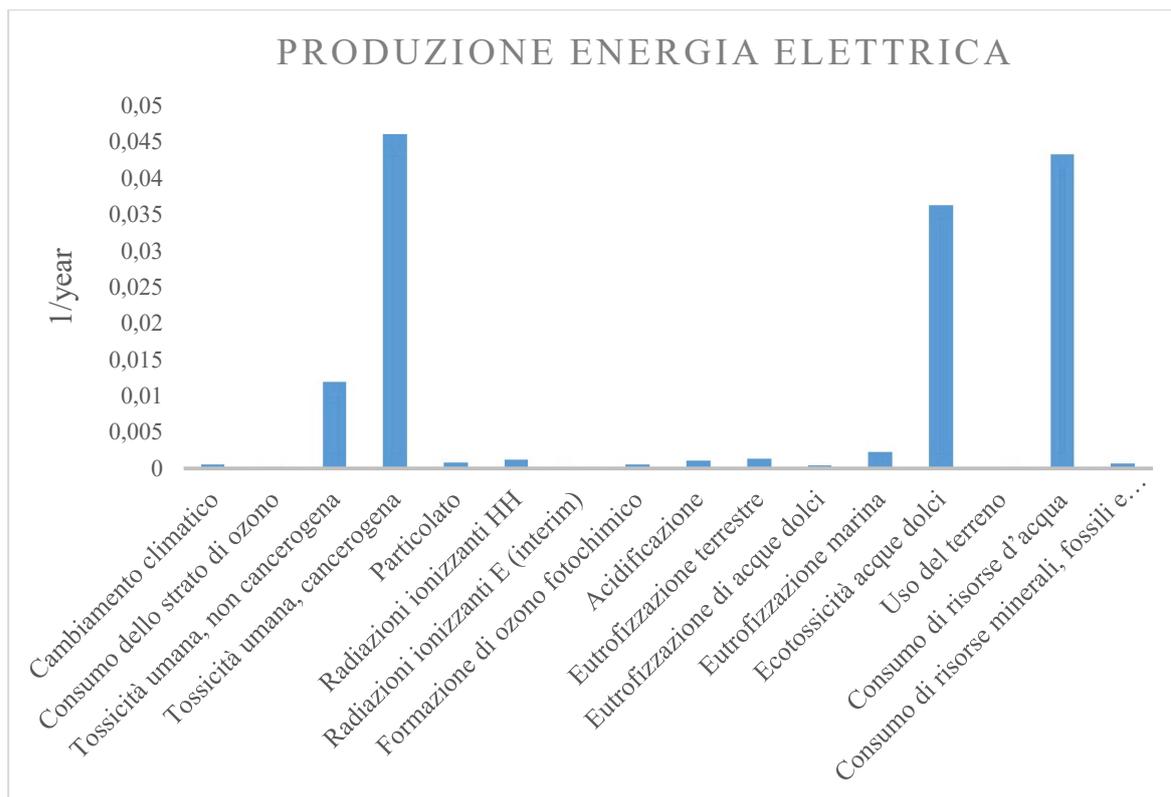


Figura 4.24: Dati normalizzati relativi alla produzione di energia elettrica, nello scenario in cui si effettua il recupero termico con combustione.

Si notano delle relazioni tra le varie categorie di impatto analoghe a quelle già espresse riguardo lo scenario in cui non si effettuano recuperi termici.

Si riportano ora i risultati del metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.34

Tabella 4.34: Impatti energetici totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11.

Fly ashes +glass cullets, recupero con combustione		
Non rinnovabile, fossile	80.28	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.77	MJ
Non rinnovabile, biomassa	-0.0162	MJ
Rinnovabile, biomassa	24.083	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.484	MJ
Rinnovabile, idrica	1.684	MJ

Come per i due precedenti scenari, si può notare che riguardo l'energia non rinnovabile da biomasse, gli impatti sono negativi.

Si riportano in seguito i risultati degli step operativi nella tabella 4.35.

Tabella 4.35: Impatti energetici degli step del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Fly ashes +glass cullets, recupero con combustione				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Energia elettrica	Glass cullets
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.6	4.868	74.1	-1.73
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.209	0.374	5.48	-0.252
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.000789	0.00407	0.0644	-0.0858
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.298	1.476	23.12	-0.641
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.0414	0.448	-0.0208
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0605	0.133	1.7	-0.197

La tabella 4.35 mostra una situazione analoga a quella osservata per i risultati del metodo ILCD Midpoint+. Lo step di produzione del carbonato di calcio presenta impatti minori per i motivi in precedenza menzionati. Lo step di riscaldamento e separazione di fly ashes mostra, nuovamente, impatti maggiori rispetto quelli della tabella 4.26, a causa della combustione di metano. Inoltre, come in precedenza, gli impatti relativi alla produzione dell'energia elettrica richiesta per l'intero processo sono di un ordine di grandezza maggiore rispetto gli impatti degli altri step.

4.2.4 - Confronto tra gli scenari

Come fatto per lo scenario delle bottom ashes, si riporteranno soltanto i dati del processo totale e degli step di produzione di energia elettrica per la vetrificazione, dal momento che è questo step a rappresentare la maggior differenza tra gli scenari.

Si riportano innanzitutto nella tabella 4.36 i dati del metodo ILCD Midpoint+, riguardo il processo totale.

Tabella 4.36: Confronto dei risultati del processo totale negli scenari in cui si aggiungono glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+glass cullets, processo totale
--

	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Cambiamento climatico	4.86	4.16	3.82	kg CO ₂ equiv.
Consumo dello strato di ozono	$2.87 \cdot 10^{-7}$	$2.5 \cdot 10^{-7}$	$2.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.99 \cdot 10^{-6}$	$2.6 \cdot 10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$9.19 \cdot 10^{-7}$	$7.9 \cdot 10^{-7}$	$7.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00577	0.00494	0.00454	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.471	0.404	0.372	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.89 \cdot 10^{-6}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$1.5 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0306	0.0263	0.0242	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0909	0.07811	0.0718	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.348	0.299	0.275	molc N equiv.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00389	0.00327	0.00296	kg P equiv.
Eutrofizzazione marina	0.112	0.0967	0.0889	kg N equiv.
Ecotossicità acque dolci	220	188.568	173.1	CTUe
Uso del terreno	61.93	53.13	48.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.926	4.236	3.89	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000157	0.00013	0.00012	kg Sb equival.

Il confronto degli scenari riporta le stesse conclusioni osservate per lo scenario di utilizzo delle bottom ashes come fonte di silicio. Lo scenario in cui si utilizza il metano per innalzare la temperatura del recupero termico restituisce i minori impatti in tutte le categorie.

Sono riportati nella tabella 4.37 i confronti tra gli impatti della produzione di energia elettrica per vetrificazione.

Tabella 4.37: Confronto della produzione di energia elettrica per vetrificazione degli scenari in cui si aggiungono glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+glass cullets, energia per vetrificazione				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Cambiamento climatico	4.114	3.409	3.0	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$2.4 \cdot 10^{-7}$	$1.98 \cdot 10^{-7}$	$1.7 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$2.09 \cdot 10^{-6}$	$1.8 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.8 \cdot 10^{-7}$	$6.45 \cdot 10^{-7}$	$5.7 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00486	0.0040	0.00355	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.393	0.326	0.287	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$1.3 \cdot 10^{-6}$	$1.1 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0255	0.0211	0.0186	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0753	0.0624	0.055	molc H ⁺ eq.
Eutrofizzazione terrestre	0.288	0.239	0.210	molc N eq.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00364	0.00302	0.00266	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.093	0.0769	0.0677	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	185.066	153.377	135	CTUe
Uso del terreno	51.82	42.95	37.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.067	3.372	2.967	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00015	0.000125	0.00011	kg Sb equivalenti

Dalla tabella 4.37 si traggono le medesime conclusioni dello scenario in cui si aggiungono bottom ashes, ovvero che la minor richiesta energetica per portare il batch di vetrificazione alla temperatura necessaria porta a minori impatti.

Si riporta ora nella tabella 4.38, il confronto degli impatti calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 4.38: Confronto degli impatti energetici totali del processo nei tre scenari, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Fly ashes +glass cullets, processo totale				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	101.11	87.12	80.28	MJ
Non rinnovabile, nucleare	7.31	6.275	5.77	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.00192	-0.0102	-0.0162	MJ
Rinnovabile, biomassa	30.593	26.226	24.083	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.607	0.522	0.484	MJ
Rinnovabile, idrica	2.156	1.835	1.684	MJ

Si nota la stessa situazione osservata per il metodo ILCD. È interessante notare come nel caso in cui non si effettua un recupero termico, l'impatto relativo ad energia non rinnovabile da biomassa non è negativo, ma positivo, indice del fatto che la richiesta energetica in questo scenario è tale da causare impatti maggiori degli impatti evitati, per questa categoria, dal riutilizzo delle glass cullets. Negli altri due scenari, invece, la richiesta energetica è abbastanza bassa da restituire un valore totale di impatto negativo, per la suddetta categoria.

Si comparano i risultati relativi alla produzione di energia elettrica per vetrificazione, nella tabella 4.39.

Tabella 4.39: Confronto degli impatti energetici della produzione di energia elettrica per vetrificazione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Fly ashes +glass cullets, energia per vetrificazione
--

	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	82.406	68.295	60.11	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.096	5.052	4.45	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0717	0.0594	0.0523	MJ
Rinnovabile, biomassa	25.712	21.309	18.75	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.498	0.413	0.363	MJ
Rinnovabile, idrica	1.889	1.566	1.378	MJ

I risultati relativi alla sola produzione di energia elettrica per la vetrificazione mostrano che lo scenario in cui viene usato metano è quello che causa meno impatti, perché minore è la richiesta di energia elettrica.

4.2.5 - Conclusioni relative allo scenario

Le conclusioni tratte riguardo questo scenario sono molto simili a quelle già tratte per lo scenario in cui vengono aggiunte le bottom ashes.

Per i primi due scenari, in generale lo step di separazione (ed eventuale riscaldamento) delle fly ashes presenta impatti maggiori rispetto lo step di produzione di carbonato di calcio, eccetto che per l'emissione di composti cancerogeni, dove il maggior contributo dai due è rappresentato dalla produzione di carbonato di calcio. Invece, gli step relativi al cambiamento climatico e al consumo di strato di ozono presentano valori simili per i due step operativi. Per quanto riguarda invece lo scenario di combustione del metano, gli impatti dello step di riscaldamento e separazione delle fly ashes superano gli impatti della produzione di carbonato di calcio in ogni categoria d'impatto e la differenza tra gli impatti dei due step operativi è più marcata, rispetto alle differenze osservate negli altri due scenari. Come già affermato nel sottoparagrafo relativo allo scenario di combustione del metano, questi maggiori impatti sono legati alla combustione del metano.

Riguardo la produzione di energia elettrica, la produzione di energia per la produzione di vetro ceramico non presenta differenze tra i tre scenari, dal momento che la temperatura alla quale viene condotta la vetrificazione, che produce la matrice vetrosa per produrre il vetro ceramico, è uguale per i tre scenari. Invece, la richiesta di energia elettrica per la vetrificazione è diversa tra i tre scenari, perché parte di questa energia serve a portare le ceneri volanti alla temperatura di vetrificazione. Infatti, i minori impatti sono quelli del processo in cui la combustione di metano aumenta la temperatura iniziale delle ceneri, poiché serve meno energia per portare le ceneri alla temperatura di vetrificazione.

Diverse invece sono le considerazioni riguardanti le glass cullets, dal momento che a differenza delle bottom ashes l'utilizzo delle glass cullets porta a impatti negativi. Questi

impatti sono, in modulo, generalmente maggiori degli impatti causati dalla produzione di CaCO_3 . Tuttavia, in confronto agli impatti della separazione delle fly ashes, gli impatti negativi delle glass cullets sono, nei primi due scenari, maggiori in modulo solo per poche categorie d'impatto; per il resto delle categorie, gli impatti dell'utilizzo delle glass cullets sono minori, in modulo, degli impatti del riscaldamento e separazione delle fly ashes. Dunque utilizzare le glass cullets porta l'indubbio beneficio di "azzerare" gli impatti dovuti al carbonato di calcio in tutti gli scenari analizzati.

Possibili soluzioni per migliorare i valori di impatto sono i medesimi già menzionati nelle conclusioni dello scenario in cui si utilizzano bottom ashes, ovvero migliorare l'efficienza di separazione delle fly ashes, oppure migliorare l'efficienza del riscaldamento dei batch di vetrificazione.

È molto importante notare una differenza, rispetto al caso delle bottom ashes, nei risultati del metodo Cumulative Energy Demand. Gli impatti energetici del processo totale relativi ad energia non rinnovabile da biomasse sono negativi per gli scenari in cui si effettua il recupero termico, con o senza combustione, cosa che non si osserva nello scenario delle bottom ashes.

Come nello scenario precedente, gli step più impattanti del processo sono quelli di produzione dell'energia elettrica, che rende a sua volta la vetrificazione uno step con (relativamente) alti impatti. Una soluzione, che più che ridurre gli impatti consente di ottenere maggiore energia con circa gli stessi impatti, è adottare uno schema di turbine maggiormente efficiente.

La normalizzazione dei dati mostra risultati essenzialmente identici a quelli degli scenari in cui si aggiungono bottom ashes, con l'eccezione dello step di utilizzo delle glass cullets. Infatti, per tutti gli altri step si osserva che l'impatto maggiore è quello di emissione di composti cancerogeni, con ecotossicità di acque dolci e consumo di risorse d'acqua che sono maggiori del resto degli impatti. Per le glass cullets, la situazione è diversa: tutti gli impatti sono negativi, ma gli impatti maggiori in modulo (e dunque maggiormente evitati) sono l'emissione di composti cancerogeni e, in minor parte, l'emissione di composti tossici non cancerogeni.

Seppur non indicato espressamente in ogni scenario, i valori in CTUh dell'emissione di composti tossici non cancerogeni sono sempre maggiori del valore di emissione di composti cancerogeni, pur essendo l'emissione di composti cancerogeni un impatto più grave, secondo la normalizzazione. Per le glass cullets, il valore evitato di emissione di composti tossici non cancerogeni è maggiore in modulo, dunque si ha una maggior quantità di CTUh evitati ma, come evidenziato dalla normalizzazione, il valore evitato dell'emissione di composti cancerogeni ha un maggior contributo, riferendosi al valore di soglia per questo tipo di impatto.

Si possono dunque osservare i vantaggi dell'utilizzo di glass cullets come fonte di silicio.

4.3 - Sabbia di quarzo

4.3.1 - Scenario in cui non si effettua il recupero termico

Si riportano i risultati del processo totale nella tabella 4.40.

Tabella 4.40: Risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, no recupero termico		
Cambiamento climatico	4.47	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.6 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.7 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.4 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00518	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.421	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.7 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.027	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0794	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.303	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00383	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0973	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	194.6	CTUe
Uso del terreno	54.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.24	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00016	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 4.41, alla pagina successiva, i risultati dei vari step operativi ed i loro impatti.

Tabella 4.41: Risultati degli step del processo nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, no recupero termico

	Produzione CaCO ₃	Separazione fly ashes	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.187	0.184	0.0243	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	1.2·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁸	2.3·10 ⁻⁹	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.9·10 ⁻⁸	1.1·10 ⁻⁷	5.2·10 ⁻⁹	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.9·10 ⁻⁸	3.2·10 ⁻⁸	8.5·10 ⁻¹⁰	CTUh
Particolato	0.00012	0.00021	2.7·10 ⁻⁵	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0124	0.0178	0.00101	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	7·10 ⁻⁸	6.1·10 ⁻⁹	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00109	0.00014	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00141	0.00319	0.00019	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.00422	0.012	0.00052	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.4·10 ⁻⁵	0.00015	4.6·10 ⁻⁶	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00384	4.8·10 ⁻⁵	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.32	7.73	0.16	CTUe
Uso del terreno	0.65	2.158	0.65	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0423	0.167	2.4·10 ⁻⁵	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	6.3·10 ⁻⁶	3.4·10 ⁻⁷	kg Sb equivalenti

Come osservabile dalla tabella 4.41, lo step di separazione delle fly ashes presenta impatti maggiori dello step di produzione di carbonato di calcio per molte delle categorie, con le sole eccezioni dell'emissione di composti cancerogeni, dove l'impatto dello step di produzione di carbonato di calcio è maggiore, e del cambiamento climatico, dove gli impatti dei due step presentano una piccola differenza (circa 1.6 %).

I valori relativi alla sabbia di quarzo sono, per tutte le categorie eccetto che per l'uso del terreno, minori rispetto i corrispettivi valori per gli altri step operativi, in certe categorie sono anche minori di uno o più ordini di grandezza.

Si riportano, nella tabella 4.42 alla pagina successiva, i risultati relativi alla produzione di energia elettrica per la vetrificazione e per la produzione di vetro ceramico.

Tabella 4.42: Risultati della produzione di energia elettrica nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, no recupero termico			
	Energia per vetrificazioni	Energia per produzione vetro ceramico	Unità di misura
Cambiamento climatico	3.409	0.698	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2 \cdot 10^{-7}$	$4.1 \cdot 10^{-8}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.1 \cdot 10^{-6}$	$4.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$6.5 \cdot 10^{-7}$	$1.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00403	0.00083	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.326	0.0668	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.3 \cdot 10^{-6}$	$2.7 \cdot 10^{-7}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0211	0.00433	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.0624	0.0128	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.239	0.049	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00302	0.00062	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.077	0.0158	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	153.377	31.414	CTUe
Uso del terreno	42.95	8.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.37	0.69	m3 di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00013	$2.6 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Riguardo la produzione di energia elettrica, si osserva che gli impatti della produzione di energia per la vetrificazione sono maggiori degli impatti della produzione dell'energia elettrica necessaria alla produzione del vetro ceramico, come già riscontrato in altri scenari.

Si riportano ora i grafici dei dati normalizzati di alcuni step operativi, nelle figure 4.25, 4.26, 4.27, 4.28.

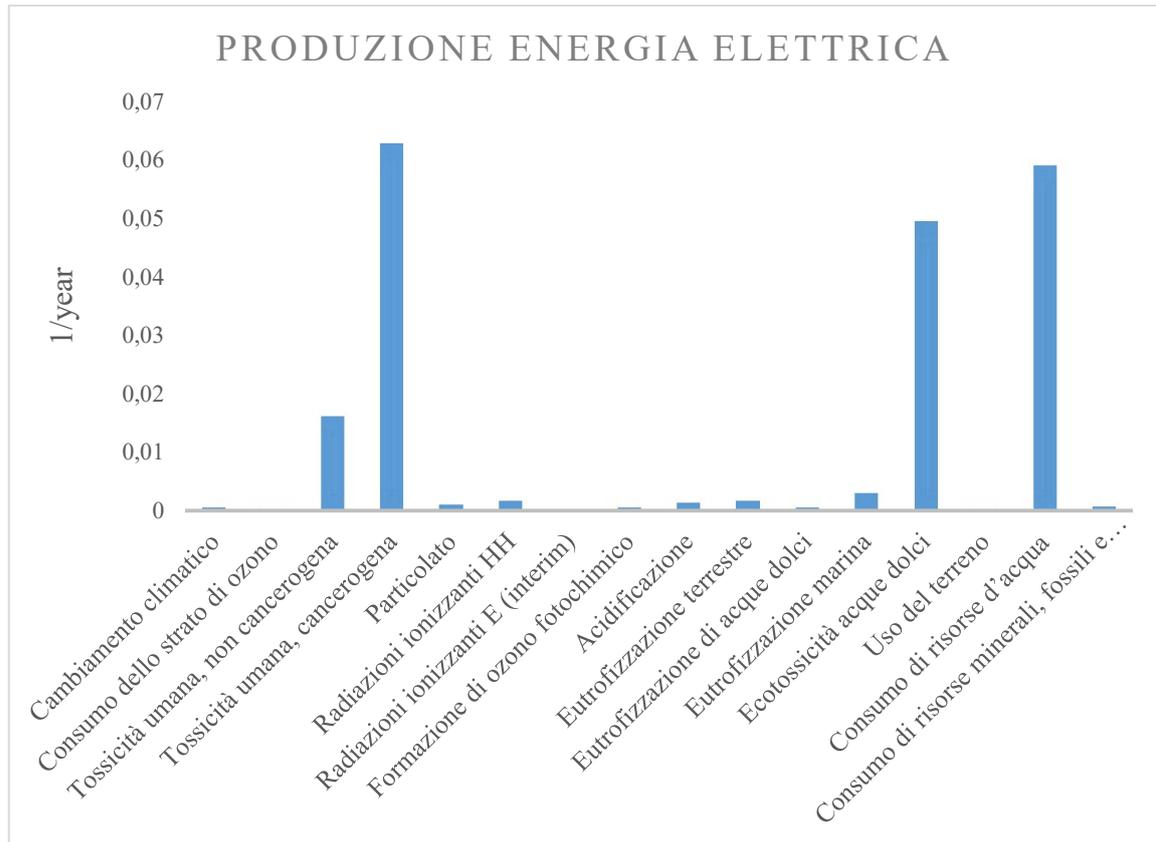


Figura 4.25: Dati normalizzati relativi alla produzione di energia elettrica, nello scenario in cui non si effettua recupero termico e si utilizza sabbia di quarzo.

Si può osservare come gli impatti maggiori siano l'emissione di composti cancerogeni, il consumo di risorse d'acqua e l'ecotossicità delle acque marine. L'emissione di composti tossici non cancerogeni, invece, è minore di questi tre impatti, ma è molto maggiore del resto degli impatti analizzati.

Alla pagina successiva, si può osservare il grafico relativo alla produzione del carbonato di calcio (figura 4.26).

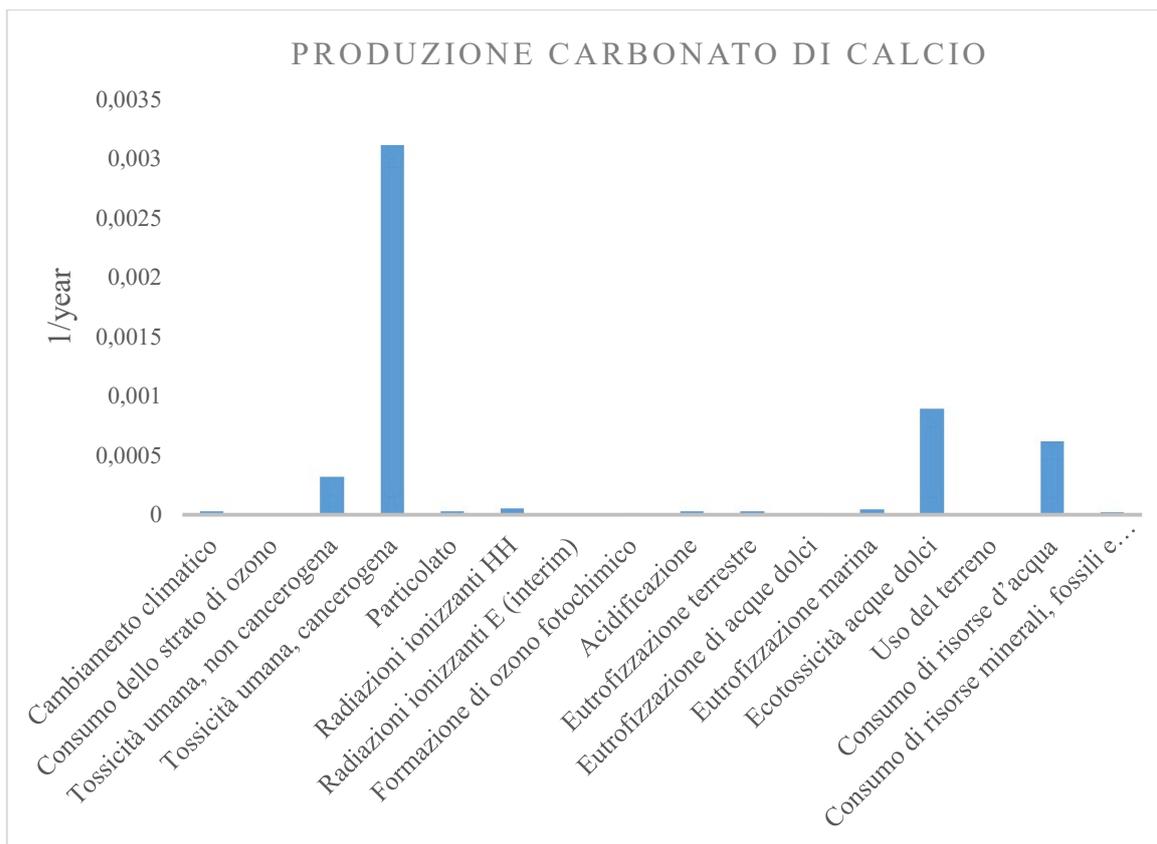


Figura 4.26: Dati normalizzati relativi alla produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico.

A differenza dello step di produzione di energia elettrica, la produzione di carbonato di calcio evidenzia come l'emissione di composti cancerogeni sia nettamente l'impatto maggiore di questo step operativo. Ecotossicità dell'acqua, consumo di risorse d'acqua e emissione di composti tossici non cancerogeni, seppur decisamente minori dell'emissione di composti cancerogeni, sono molto maggiori del resto degli impatti.

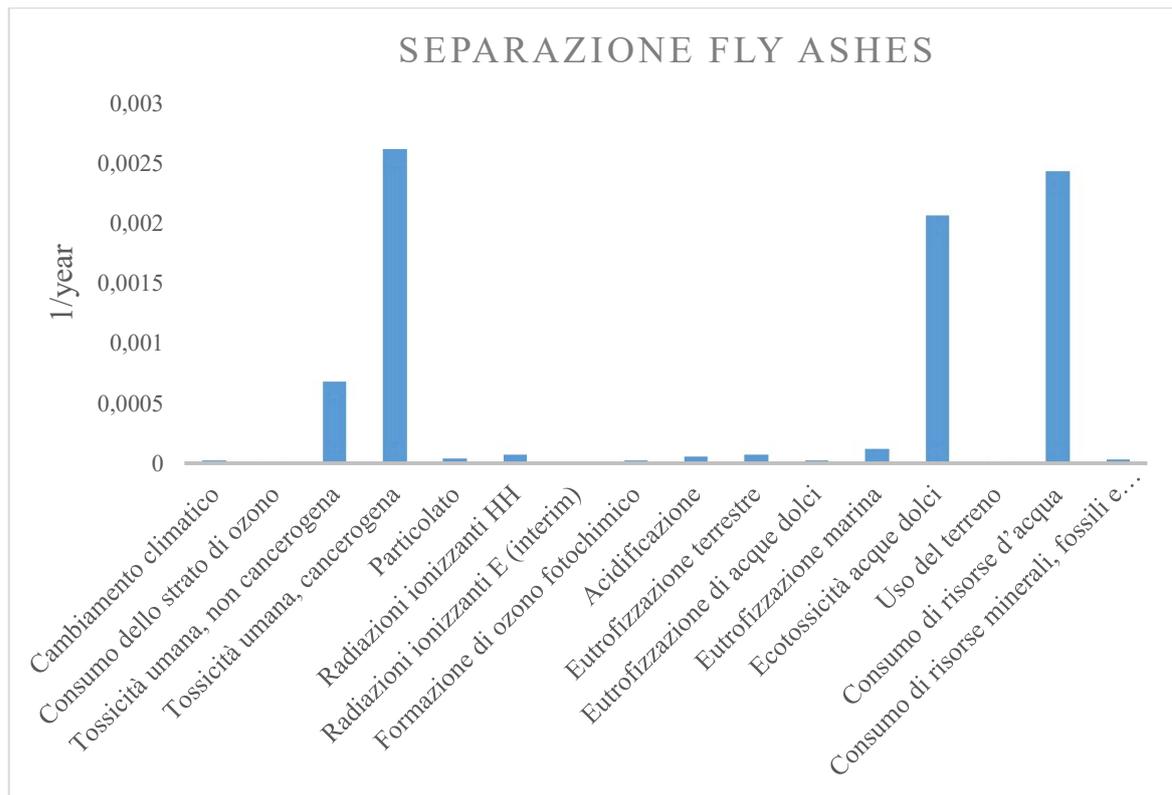


Figura 4.27: Dati normalizzati relativi alla separazione delle fly ashes, nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico.

Per lo step di separazione delle fly ashes (figura 4.27), invece si osserva una situazione molto simile a quella osservabile in figura 4.25.

Si riporta, alla pagina successiva, il grafico relativo all'utilizzo della sabbia di quarzo (figura 4.28).

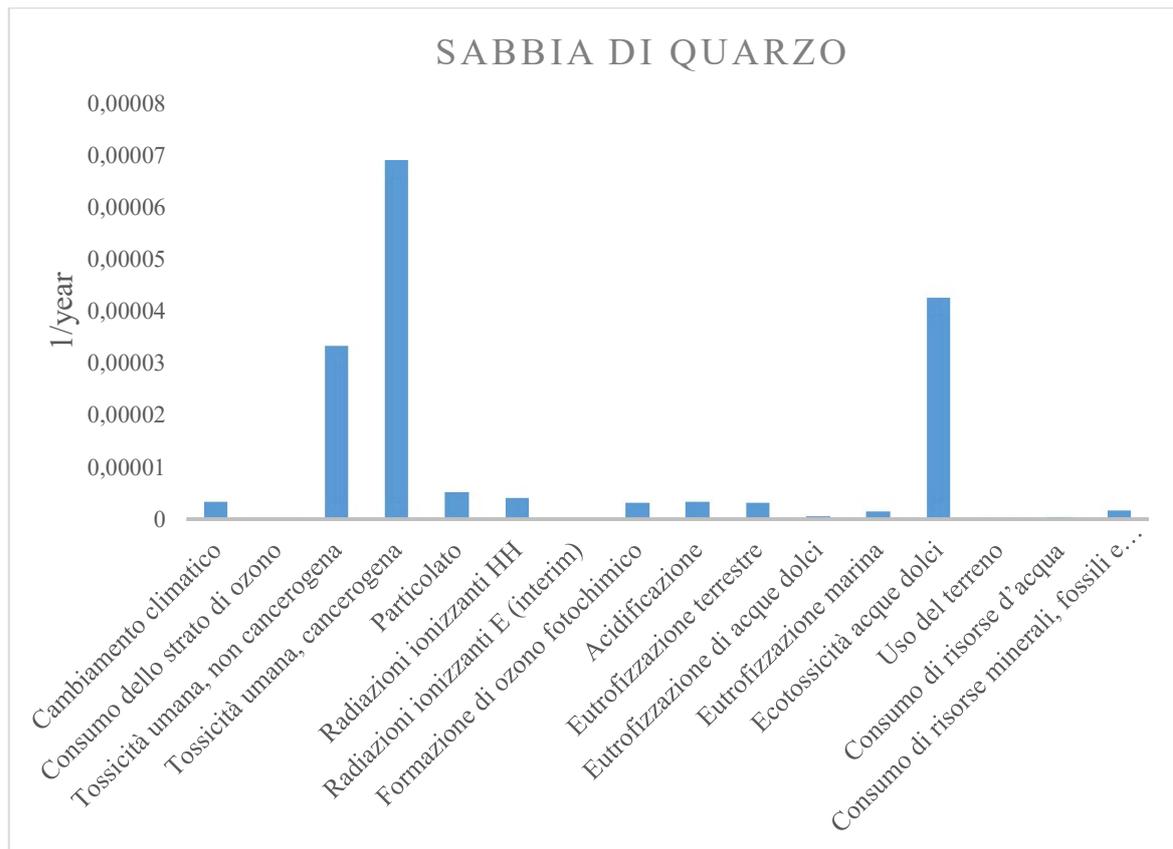


Figura 4.28: *Dati normalizzati relativi all'estrazione ed utilizzo della sabbia di quarzo, nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico.*

La normalizzazione degli impatti della sabbia di quarzo mostra come il maggior impatto sia nuovamente l'emissione di composti cancerogeni, seppure anche l'ecotossicità delle acque dolci e l'emissione di composti tossici non cancerogeni siano maggiori rispetto tutti gli altri impatti rappresentati.

Si riportano ora i dati del processo totale secondo il metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.43 e, a seguire, i risultati degli step operativi ottenuti sempre utilizzando questo metodo, nella tabella 4.44.

Tabella 4.43: *Impatti energetici totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11.*

Fly ashes +sabbia di quarzo, no recupero termico		
Non rinnovabile, fossile	89.13	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.53	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.075	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.88	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.543	MJ
Rinnovabile, idrica	2.03	MJ

Si può osservare come gli impatti relativi all'energia non rinnovabile fossile e rinnovabile da biomasse siano gli impatti maggiori tra tutte le categorie di impatto analizzate.

Si riportano invece adesso i risultati delle analisi degli step operativi.

Tabella 4.44: *Impatti energetici degli step operativi del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e non si effettua il recupero termico.*

Fly ashes +sabbia di quarzo, no recupero termico				
	Separazione fly ashes	Produzione CaCO ₃	Energia elettrica	Sabbia di quarzo
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.586	3.6	82.3	0.29
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.276	0.209	6.087	0.0042
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00299	0.00079	0.0716	1.4·10 ⁻⁵
Rinnovabile, biomassa, MJ	1.085	0.299	25.67	0.0116
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0305	0.019	0.497	0.000489
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0977	0.0605	1.886	0.0021

Si osserva innanzitutto che la produzione di energia elettrica rappresenta la maggior parte degli impatti energetici del processo, con risultati di circa un ordine di grandezza maggiori dei valori degli altri due step operativi. Il confronto tra separazione delle fly ashes e produzione di carbonato di calcio invece mostra come la separazione delle fly ashes comporti maggiori impatti, eccetto che per l'energia non rinnovabile fossile dove i valori sono comparabili e lo step di produzione di CaCO₃ presenta un valore di impatto leggermente maggiore.

Similmente a quanto osservato per i dati del metodo ILCD Midpoint+, tutti gli impatti relativi alla sabbia sono minori rispetto ai corrispettivi impatti degli altri step operativi.

4.3.2 - Scenario in cui si effettua il recupero termico

Si riportano ora nella tabella 4.45, i risultati dello scenario in cui il recupero termico viene effettuato, senza combustione del metano. A seguire, si riportano i risultati dei vari step di processo alla pagina successiva, nella tabella 4.46.

Tabella 4.45: Risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, recupero termico		
Cambiamento climatico	3.84	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	2.3·10 ⁻⁷	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	2.3·10 ⁻⁶	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	7.2·10 ⁻⁷	CTUh
Particolato	0.00443	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.36	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	1.4·10 ⁻⁶	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.023	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.068	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.259	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00328	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0830	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	166.32	CTUe
Uso del terreno	46.88	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.62	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00014	kg Sb equivalenti

Tabella 4.46: Risultati degli step del processo nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, recupero termico				
	Produzione CaCO ₃	Separazione fly ashes	Sabbia	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.187	0.184	0.0243	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	1.2·10 ⁻⁸	1.35·10 ⁻⁸	2.3·10 ⁻⁹	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.9·10 ⁻⁸	1.06·10 ⁻⁷	5.2·10 ⁻⁹	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.9·10 ⁻⁸	3.25·10 ⁻⁸	8.5·10 ⁻¹⁰	CTUh
Particolato	0.00012	0.000207	2.7·10 ⁻⁵	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0124	0.0178	0.00101	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	7·10 ⁻⁸	6.1·10 ⁻⁹	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00109	0.00014	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00141	0.00319	0.00019	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.00422	0.012	0.00052	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.4·10 ⁻⁵	0.00015	4.6·10 ⁻⁶	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00384	4.8·10 ⁻⁵	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.32	7.73	0.16	CTUe
Uso del terreno	0.65	2.158	0.65	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0422	0.167	2.4·10 ⁻⁵	m3 di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	6.3·10 ⁻⁶	3.4·10 ⁻⁷	kg Sb equivalenti

I risultati osservabili nella tabella 4.46 sono pressoché gli stessi di quelli riportati nella tabella 4.41. Le considerazioni sui dati qui riportati sono dunque le stesse di quelle espresse nel sottoparagrafo precedente, riguardo questi stessi step operativi.

L'unica differenza osservabile sono dei valori leggermente diversi per il riscaldamento e separazione delle fly ashes, per i motivi legati alla leggermente minor quantità di fumi di incenerimento inviati al recupero termico, precedentemente espressi.

Anche in questo scenario, gli impatti della sabbia di quarzo sono minori, in certe categorie di anche più di un ordine di grandezza, rispetto i valori degli altri step operativi.

Vengono riportati, nella tabella 4.47 alla pagina successiva, i risultati del metodo ILCD Midpoint+ relativi alla produzione di energia elettrica.

Tabella 4.47: Risultati della produzione di energia elettrica nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, recupero termico			
	Energia per vetrificazione	Energia per produzione vetro ceramico	Unità di misura
Cambiamento climatico	2.776	0.698	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$1.61 \cdot 10^{-7}$	$4.1 \cdot 10^{-8}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$1.7 \cdot 10^{-6}$	$4.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$5.25 \cdot 10^{-7}$	$1.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00328	0.00083	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.265	0.0668	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.06 \cdot 10^{-6}$	$2.7 \cdot 10^{-7}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0172	0.00433	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0508	0.0128	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.195	0.049	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00246	0.00062	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0626	0.0158	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	124.856	31.414	CTUe
Uso del terreno	34.96	8.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	2.744	0.69	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.0001	$2.6 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Rispetto allo scenario in cui non si effettua il recupero termico, come già osservato in precedenza, si osservano minori impatti per la produzione di energia elettrica per vetrificazione, mentre gli impatti della produzione di energia elettrica per la sola produzione del vetro ceramico rimane invariata. Come già affermato in precedenti sottoparagrafi, gli impatti della produzione di energia per vetrificazione sono di circa un ordine di grandezza maggiori degli impatti della produzione di energia per produzione di vetro ceramico, per tutte le categorie d'impatto.

Vengono ora riportati i grafici normalizzati nelle figure 4.29, 4.30, 4.31, 4.32.

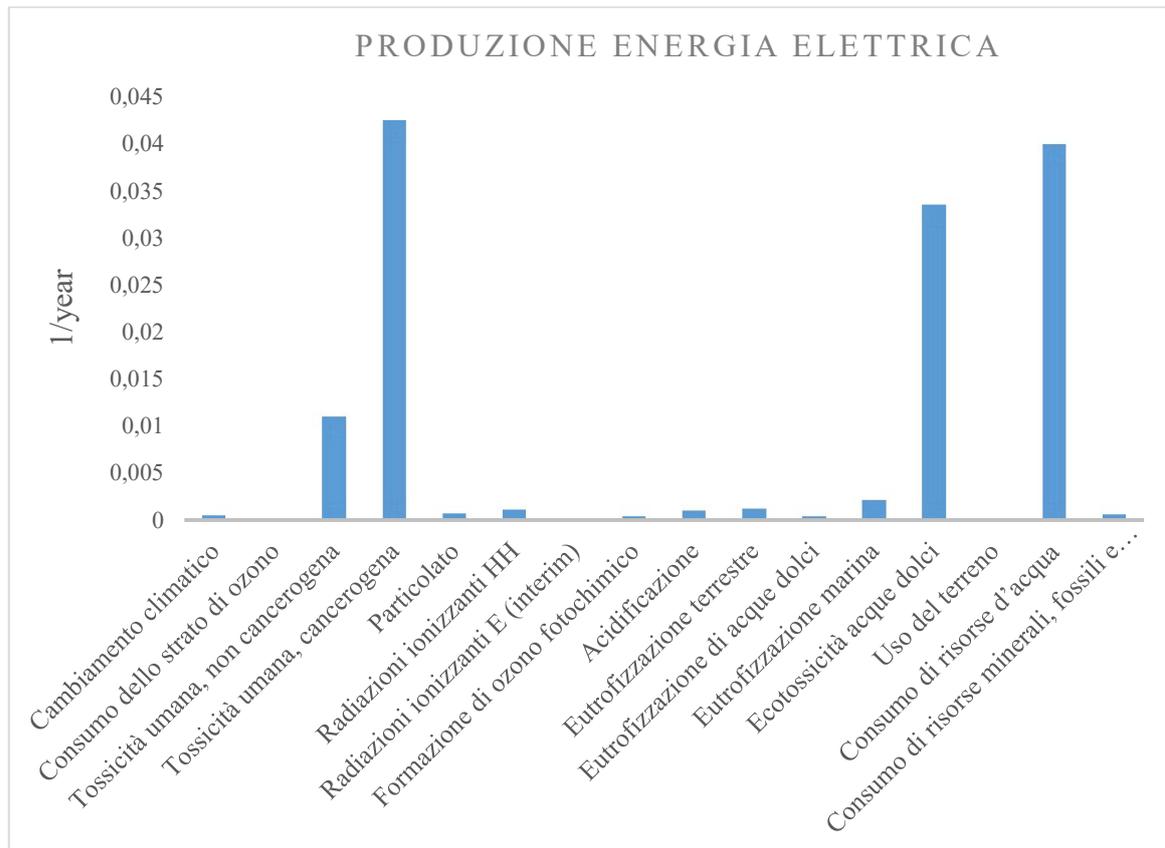


Figura 4.29: Dati normalizzati relativi alla produzione di energia elettrica, nello scenario in cui si effettua recupero termico e si utilizza sabbia di quarzo.

Il grafico riporta come gli impatti maggiormente presenti nello step di produzione di energia elettrica per vetrificazione e produzione di vetro ceramico siano l'emissione di composti cancerogeni, il consumo di risorse d'acqua e l'ecotossicità delle acque dolci, con l'emissione di composti tossici non cancerogeni che, seppur minore degli impatti appena citati, è molto maggiore del resto degli impatti.

Il resto dei grafici sono riportati nelle pagine successive.

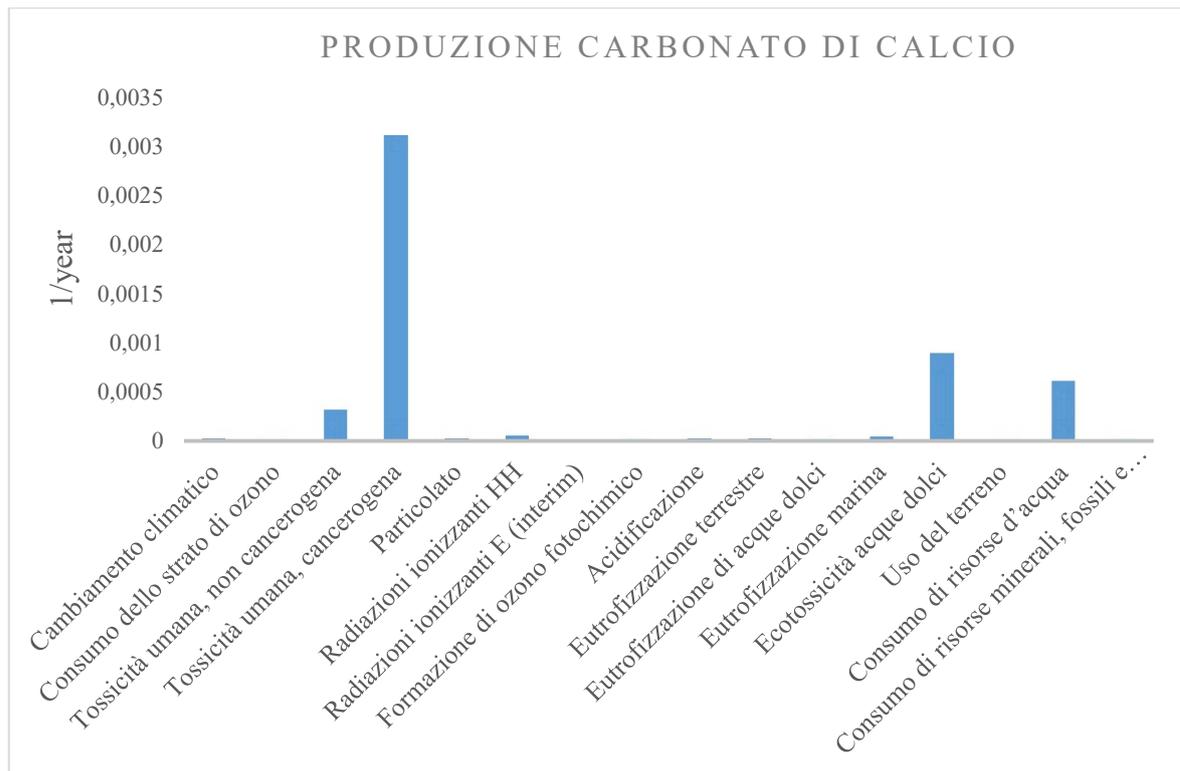


Figura 4.30: Dati normalizzati relativi alla produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si effettua recupero termico e si utilizza sabbia di quarzo.

Come visibile dai grafici seguenti, la produzione di carbonato di calcio presenta una situazione diversa dalla figura 4.29. Il grafico mostra come l'emissione di composti cancerogeni sia un impatto maggiore di tutti gli altri impatti, infatti il valore normalizzato dell'emissione di composti cancerogeni è di almeno un ordine di grandezza maggiore rispetto gli altri impatti. Gli impatti di ecotossicità di acque dolci, di consumo di risorse d'acqua e di emissione di composti tossici non cancerogeni sono di un ordine di grandezza minore rispetto al precedentemente menzionato impatto, ma sono molto maggiori del resto degli impatti.

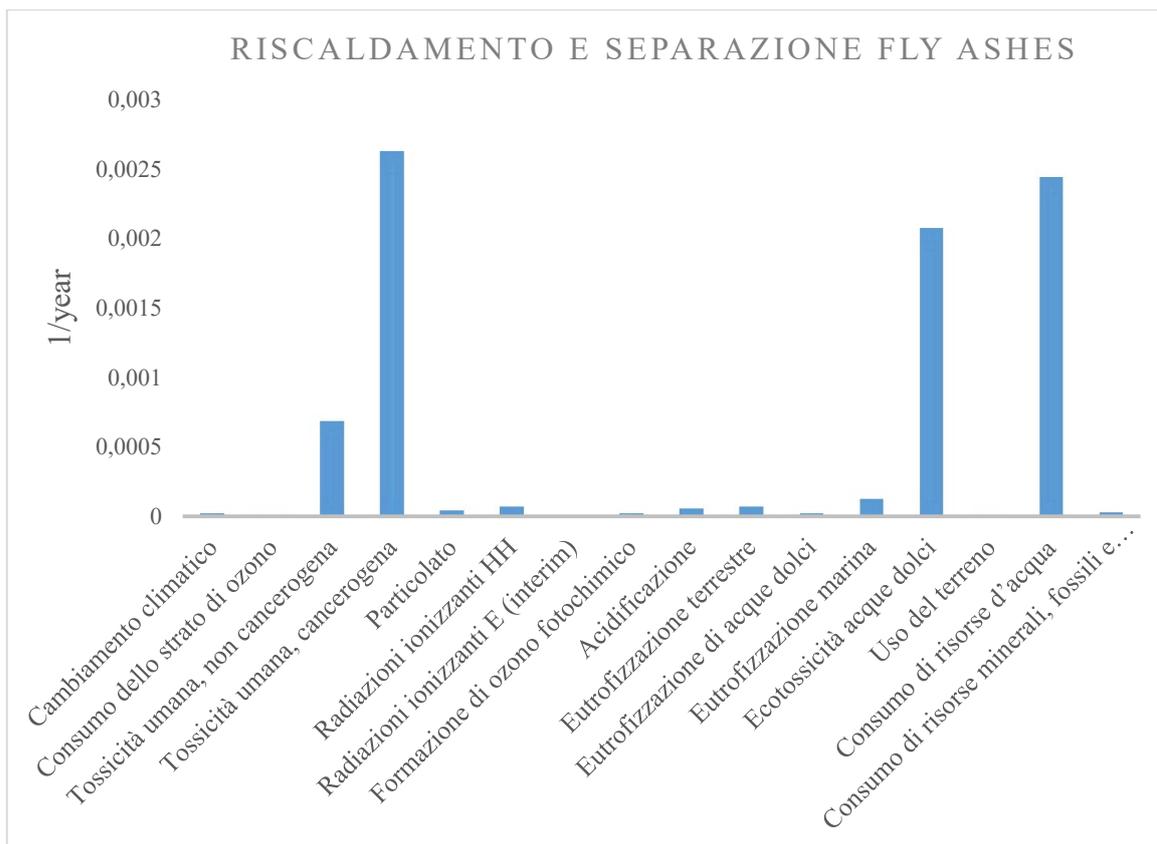


Figura 4.31: *Dati normalizzati relativi al riscaldamento e separazione di fly ashes, nello scenario in cui si effettua recupero termico e si utilizza sabbia di quarzo.*

Il confronto tra i vari impatti relativi al riscaldamento e separazione delle fly ashes è analogo a quello osservabile in figura 4.29, dunque le stesse osservazioni sono valide.

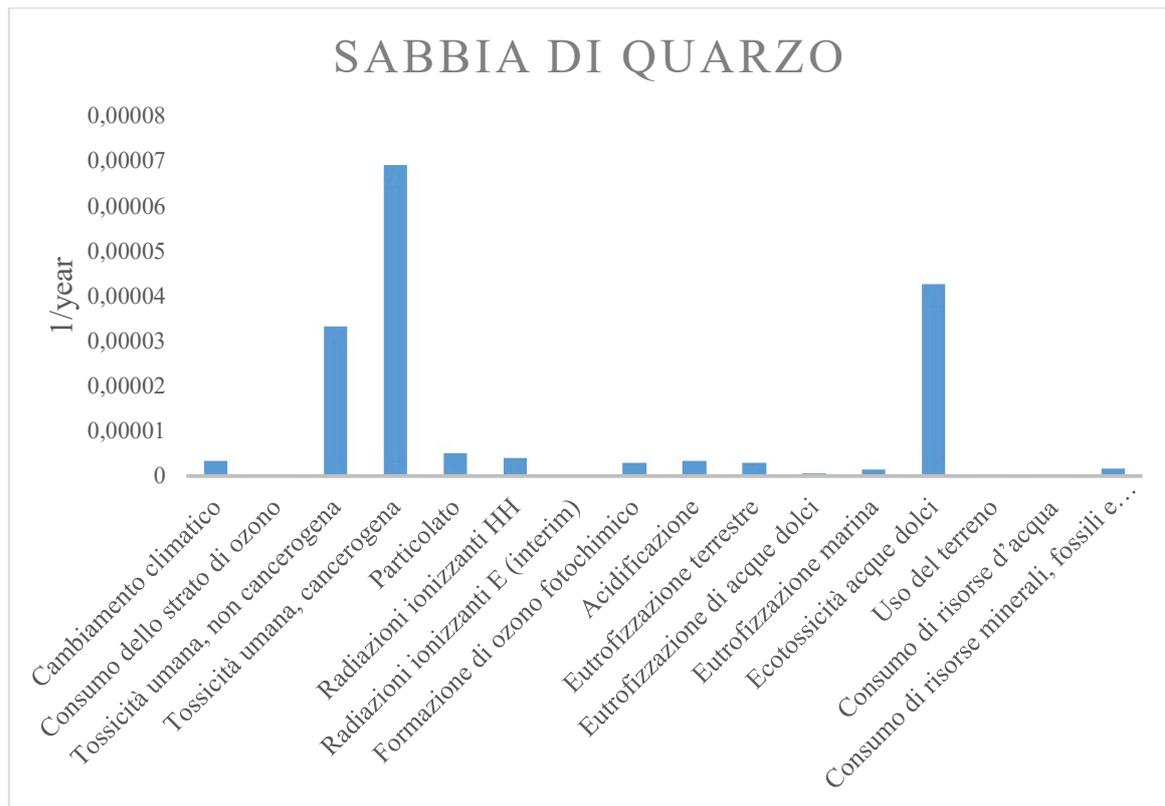


Figura 4.32: Dati normalizzati relativi all'estrazione ed utilizzo della sabbia di quarzo, nello scenario in cui si effettua recupero termico e si utilizza sabbia di quarzo.

Similmente allo scenario in cui non viene effettuato il recupero termico, il maggior impatto dell'estrazione ed utilizzo della sabbia è l'emissione di composti cancerogeni. L'ecotossicità di acque dolci e l'emissione di composti tossici non cancerogeni sono i secondi impatti maggiori rappresentati, mentre tutto il resto degli impatti sono molto minori dei tre impatti citati.

Si riportano adesso nella tabella 4.48 i risultati del metodo Cumulative Energy Demand per il processo totale.

Tabella 4.48: Impatti energetici totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Fly ashes + sabbia di quarzo, recupero termico		
Non rinnovabile, fossile	76.53	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.6	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0639	MJ
Rinnovabile, biomassa	22.947	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.467	MJ
Rinnovabile, idrica	1.743	MJ

Come già osservato in altri scenari, i maggiori impatti energetici sono quelli relativi all'energia non rinnovabile fossile e all'energia rinnovabile da biomassa.

Alla pagina successiva vengono riportati i risultati dei vari step operativi, nella tabella 4.49.

Tabella 4.49: *Impatti energetici degli step operativi del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11, nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico.*

Fly ashes +sabbia di quarzo, recupero termico				
	Separazione fly ashes	Produzione CaCO ₃	Energia elettrica	Sabbia di quarzo
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.586	3.6	69.58	0.29
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.276	0.209	5.147	0.0042
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00299	0.00079	0.0605	1.4·10 ⁻⁵
Rinnovabile, biomassa, MJ	1.087	0.299	21.711	0.0116
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0305	0.019	0.420	0.000489
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0977	0.0605	1.595	0.00214

In questa stessa tabella si osserva una situazione, per gli step di separazione delle fly ashes e di produzione del carbonato di calcio, simile a quella del metodo ILCD Midpoint+, ovvero gli impatti del riscaldamento e separazione delle fly ashes sono maggiori di quelli della produzione di carbonato di calcio, eccetto che per l'emissione di composti cancerogeni e cambiamento climatico, sebbene i valori relativi al cambiamento climatico siano molto simili tra loro. Lo step di produzione di energia elettrica per la vetrificazione e la produzione di vetro ceramico è invece quello a presentare gli impatti maggiori.

Anche in questo caso gli impatti relativi alla sabbia di quarzo sono minori rispetto gli impatti degli altri due step operativi.

4.3.3 - Scenario in cui si effettua il recupero termico con combustione

Si riportano innanzitutto i risultati del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nella tabella 4.50.

Tabella 4.50: Risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico con combustione, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, recupero termico con combustione		
Cambiamento climatico	3.35	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.01 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$1.97 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$6.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00384	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.314	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.25 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0201	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0588	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.224	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00284	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.072	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	143.94	CTUe
Uso del terreno	40.61	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.13	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000119	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 4.51, i risultati dei vari step operativi e, a seguire, i risultati relativi alla produzione di energia elettrica.

Si osserva, per gli altri step operativi, una situazione diversa rispetto quella osservata nella tabella 4.41, poiché in questo scenario l'utilizzo del metano e la sua combustione hanno innalzato gli impatti del riscaldamento e separazione delle fly ashes. Dunque in questo scenario, il riscaldamento e separazione delle fly ashes presentano impatti maggiori della produzione di carbonato di calcio per tutte le categorie d'impatto.

Eccetto che per l'uso del terreno, tutti gli altri impatti della sabbia di quarzo sono minori, anche di più di un ordine di grandezza per certe categorie d'impatto, rispetto i valori delle corrispettive categorie d'impatto per gli altri step operativi.

Tabella 4.51: Risultati degli step del processo nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico con combustione, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, recupero termico con combustione				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.187	0.249	0.0243	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	1.25·10 ⁻⁸	1.8·10 ⁻⁸	2.3·10 ⁻⁹	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.91·10 ⁻⁸	1.4·10 ⁻⁷	5.2·10 ⁻⁹	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.86·10 ⁻⁸	4.4·10 ⁻⁸	8.5·10 ⁻¹⁰	CTUh
Particolato	0.000123	0.00028	2.7·10 ⁻⁵	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0124	0.0242	0.00101	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.67·10 ⁻⁸	6.1·10 ⁻⁹		CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00148	0.00014	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.00141	0.00433	0.00019	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.00422	0.01632	0.00052	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	6.44·10 ⁻⁵	0.00021	4.6·10 ⁻⁶	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00135	0.00521	4.8·10 ⁻⁵	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.32	10.495	0.16	CTUe
Uso del terreno	0.65	2.93	0.65	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0423	0.227	2.4·10 ⁻⁵	m ³ di acqua

Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$3.37 \cdot 10^{-6}$	$8.6 \cdot 10^{-6}$	$3.4 \cdot 10^{-7}$	kg Sb equivalenti
--	----------------------	---------------------	---------------------	-------------------

Riguardo la produzione di energia elettrica, riportata a seguire nella tabella 4.52, analogamente agli altri due scenari, l'energia elettrica per la vetrificazione presenta impatti, per ogni categoria, maggiori di un ordine di grandezza rispetto gli impatti della produzione di energia elettrica per la produzione del vetro ceramico.

Tabella 4.52: Risultati della produzione di energia elettrica nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico con combustione, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes+sabbia di quarzo, recupero termico con combustione			
	Energia per vetrificazione	Energia per produzione vetro ceramico	Unità di misura
Cambiamento climatico	2.21	0.698	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$1.28 \cdot 10^{-7}$	$4.1 \cdot 10^{-8}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$1.35 \cdot 10^{-6}$	$4.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$4.2 \cdot 10^{-7}$	$1.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.0026	0.00083	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.21	0.0668	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$8.42 \cdot 10^{-7}$	$2.7 \cdot 10^{-7}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0137	0.00433	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.0405	0.0128	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.155	0.049	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00196	0.00062	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0499	0.0158	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	99.5	31.414	CTUe
Uso del terreno	27.86	8.8	deficit di kg C

Consumo di risorse d'acqua	2.19	0.69	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$8.13 \cdot 10^{-5}$	$2.6 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Vengono riportati i grafici normalizzati 4.33, 4.34, 4.35, 4.36 alle pagine successive.

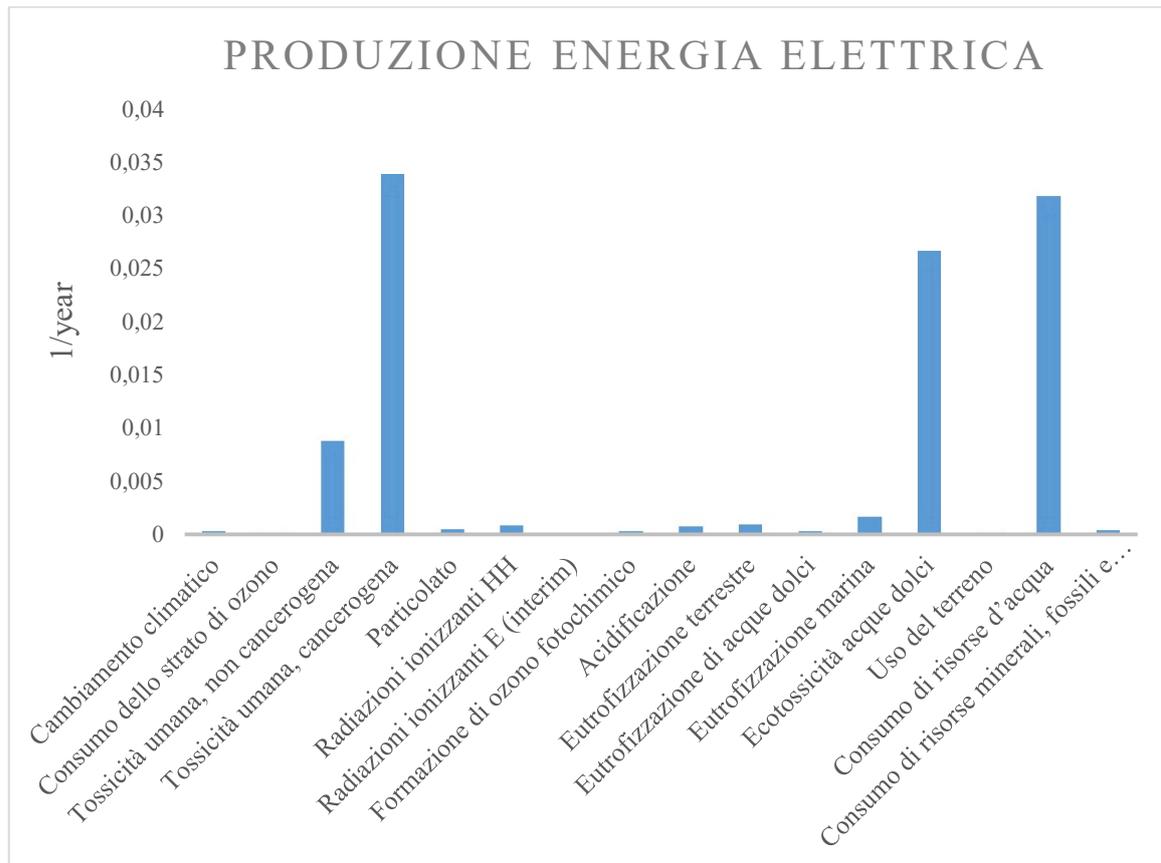


Figura 4.33: Dati normalizzati relativi alla produzione di energia elettrica, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione e si utilizza sabbia di quarzo.

La normalizzazione dei risultati relativi alla produzione di energia elettrica per vetrificazione e produzione di vetro ceramico (figura 4.33) presenta una situazione simile a quella già osservata nella figura 4.29. Infatti, emissione di composti cancerogeni, consumo di risorse d'acqua e ecotossicità delle acque dolci sono i maggiori impatti causati da questo step operativo. L'emissione di composti tossici non cancerogeni, seppur minore rispetto ai tre impatti appena citati, è molto maggiore del resto degli impatti.

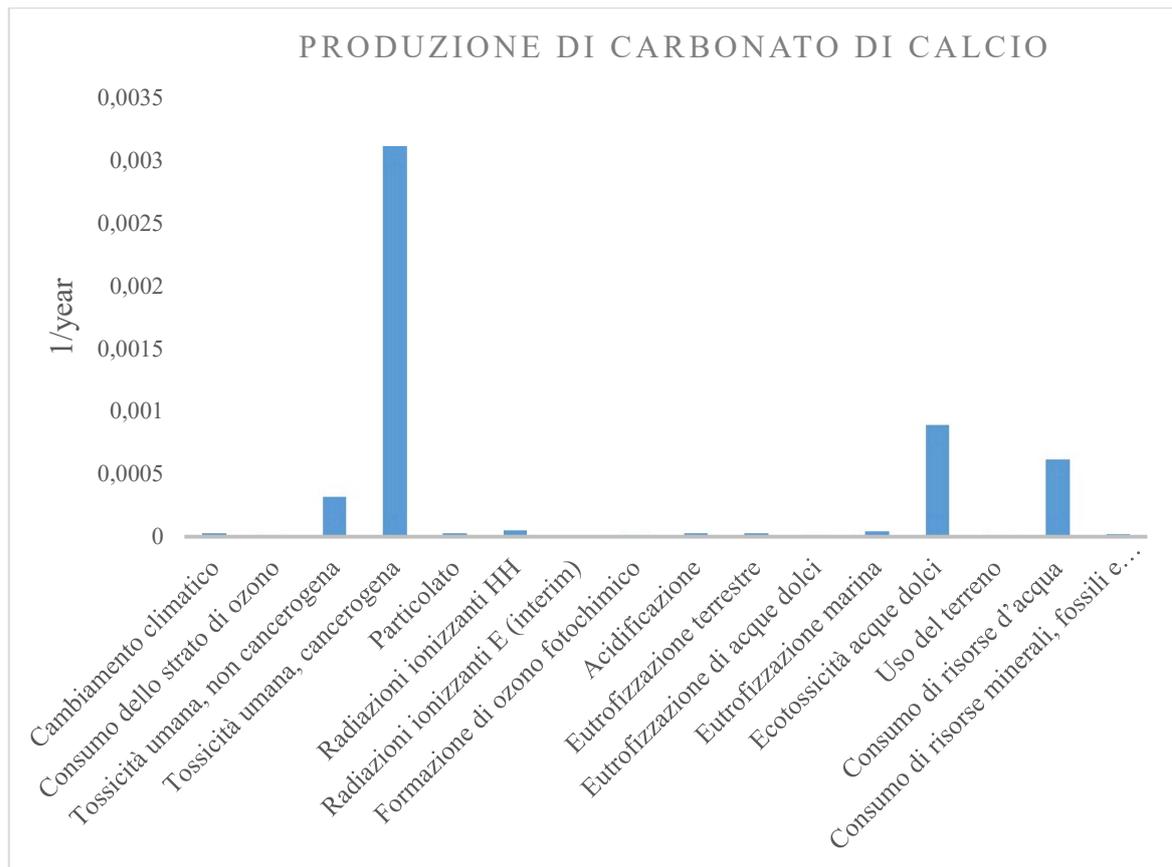


Figura 4.34: *Dati normalizzati relativi alla produzione di carbonato di calcio, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione e si utilizza sabbia di quarzo.*

I dati della figura 4.34, relativi alla produzione di carbonato di calcio, mostrano come l'emissione di composti cancerogeni sia il maggior impatto, mentre ecotossicità delle acque dolci, consumo di risorse d'acqua e emissione di composti tossici non cancerogeni siano un ordine di grandezza minori rispetto l'emissione di composti cancerogeni, ma allo stesso tempo molto maggiori del resto degli impatti.

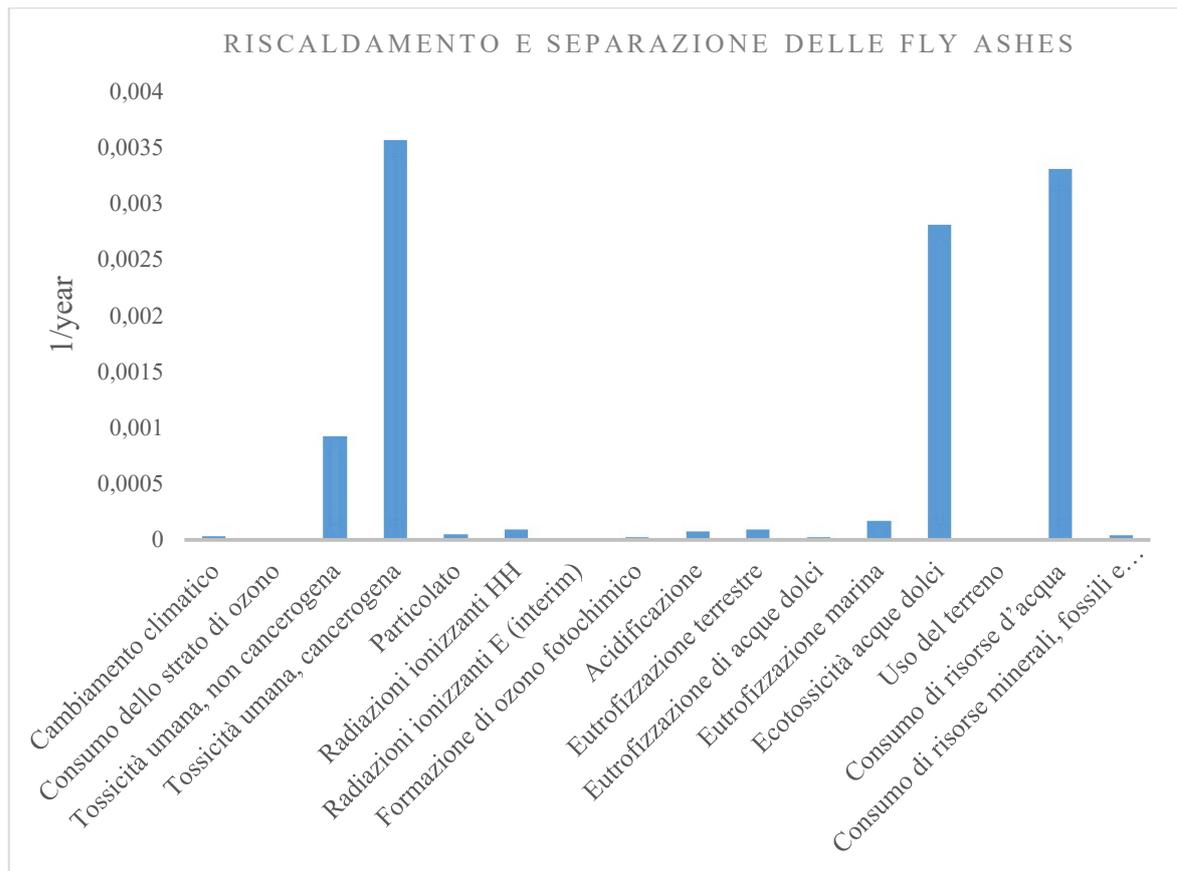


Figura 4.35: *Dati normalizzati relativi al riscaldamento e separazione delle fly ashes, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione e si utilizza sabbia di quarzo.*

I dati normalizzati del riscaldamento e separazione delle fly ashes riportati in figura 4.35 presentano una situazione analoga a quella della figura 4.33, dunque le stesse considerazioni sono qui valide.

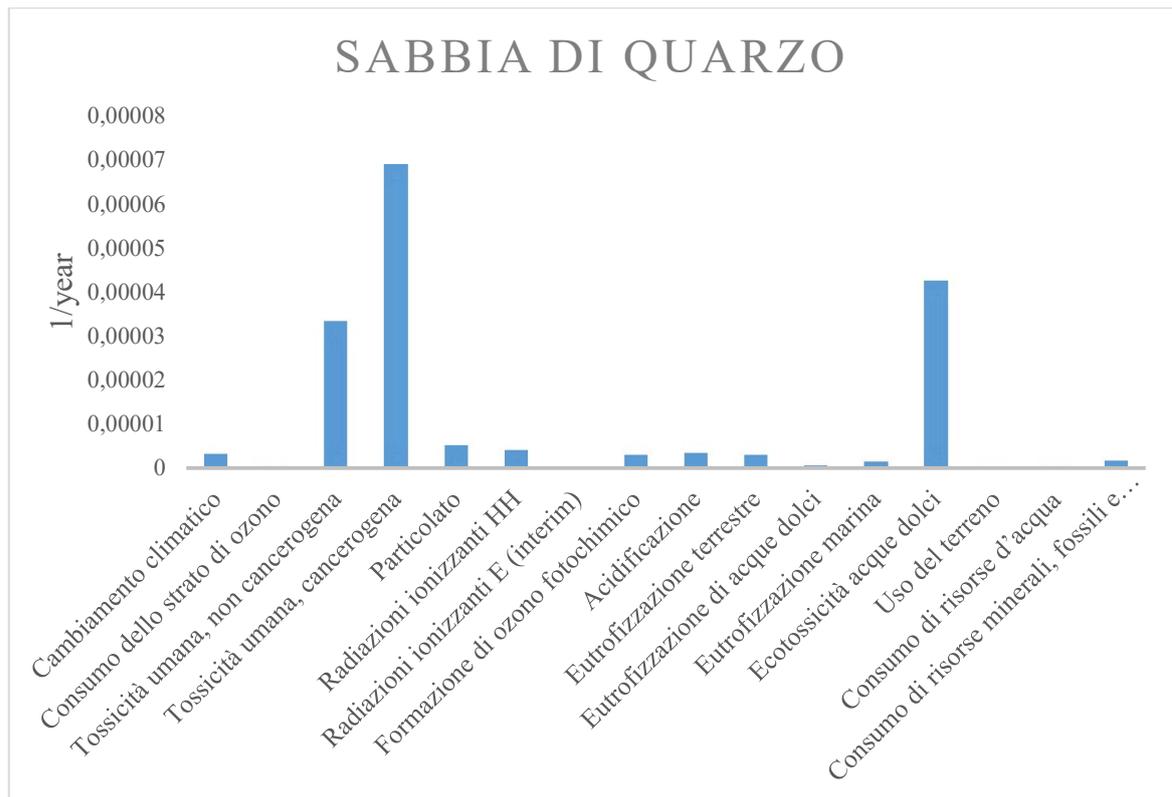


Figura 4.36: Dati normalizzati relativi all'estrazione ed utilizzo della sabbia di quarzo, nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione e si utilizza sabbia di quarzo.

Riguardo l'estrazione e l'utilizzo della sabbia (figura 4.36), l'emissione di composti cancerogeni sia il maggior impatto, con ecotossicità delle acque dolci e emissione di composti tossici non cancerogeni come impatti minori dell'emissione di composti cancerogeni, ma molto maggiori del resto degli impatti.

Si riportano ora i risultati del metodo Cumulative Energy Demand nella tabella 4.53.

Tabella 4.53: Impatti energetici totali del processo nello scenario in cui si effettua recupero termico con combustione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Fly ashes +sabbia di quarzo, recupero termico con combustione		
Non rinnovabile, fossile	66.62	MJ
Non rinnovabile, nucleare	4.87	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0552	MJ
Rinnovabile, biomassa	19.84	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.41	MJ
Rinnovabile, idrica	1.522	MJ

Anche in questo scenario, gli impatti maggiori sono quelli relativi all'energia non rinnovabile fossile e all'energia rinnovabile da biomasse.

Si riportano alla pagina successiva i risultati dei vari step operativi, nella tabella 4.54.

Tabella 4.54: *Impatti energetici degli step operativi del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11, nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico con combustione.*

Fly ashes +sabbia di quarzo, recupero termico con combustione				
	Riscaldamento e separazione fly ashes	Produzione CaCO ₃	Energia elettrica	Sabbia di quarzo
Non rinnovabile, fossile, MJ	4.868	3.6	58.3	0.29
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.374	0.209	4.31	0.0042
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00407	0.00079	0.0507	1.4·10 ⁻⁵
Rinnovabile, biomassa, MJ	1.476	0.299	18.19	0.0116
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0414	0.019	0.352	0.00049
Rinnovabile, idrica, MJ	0.133	0.0605	1.336	0.00214

Analogamente a quanto visto negli altri scenari, la produzione di energia elettrica per vetrificazione e produzione del vetro ceramico presenta gli impatti maggiori tra tutti gli step operativi analizzati. Così come per i risultati del metodo ILCD Midpoint+, lo step di riscaldamento e separazione delle fly ashes presenta impatti maggiori rispetto alla produzione di carbonato di calcio per tutte le categorie di impatto, a causa della combustione del metano.

Gli impatti della sabbia di quarzo sono invece minori di tutti gli impatti degli altri step di processo.

4.3.4 - Confronto tra gli scenari

Si riporta il confronto tra gli impatti dei processi totali nella tabella 4.55.

Tabella 4.55: Confronto dei risultati del processo totale nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Fly ashes + sabbia di quarzo, processo totale				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Cambiamento climatico	4.47	3.84	3.35	kg CO ₂ eq.
Consumo dello strato di ozono	$2.65 \cdot 10^{-7}$	$2.28 \cdot 10^{-7}$	$2.01 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.66 \cdot 10^{-6}$	$2.27 \cdot 10^{-6}$	$1.97 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.44 \cdot 10^{-7}$	$7.25 \cdot 10^{-7}$	$6.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00517	0.00443	0.0038	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.42	0.36	0.314	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.68 \cdot 10^{-6}$	$1.44 \cdot 10^{-6}$	$1.25 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.027	0.0232	0.0201	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0794	0.0679	0.0588	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.303	0.258	0.224	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00383	0.00328	0.00284	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0972	0.083	0.072	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	194.6	166.32	143.94	CTUe
Uso del terreno	54.8	46.24	40.61	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.24	3.62	3.13	m ³ di acqua

Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00016	0.000137	0.000119	kg Sb equivalenti
--	---------	----------	----------	-------------------

Come già osservato per le altre fonti di silicio, anche nello scenario in cui viene aggiunta sabbia di quarzo si ottiene che il processo in cui viene effettuata una combustione di metano è il processo che presenta i minori impatti. Dal momento che, come per le altre fonti di silicio, è lo step di produzione di energia elettrica per la vetrificazione a rappresentare la maggior differenza tra i tre scenari analizzati in questo paragrafo, in seguito si riporta il confronto degli impatti di questo step operativo per i tre scenari considerati, nella tabella 4.56.

Tabella 4.56: Confronto dei risultati della produzione di energia elettrica per la vetrificazione nello scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo, secondo il metodo ILCD

Fly ashes + sabbia di quarzo, energia per vetrificazione				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Cambiamento climatico	3.41	2.77	2.21	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$2 \cdot 10^{-7}$	$1.61 \cdot 10^{-7}$	$1.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.1 \cdot 10^{-6}$	$1.7 \cdot 10^{-6}$	$1.4 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$6.5 \cdot 10^{-7}$	$5.25 \cdot 10^{-7}$	$4.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00403	0.00328	0.00261	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.326	0.265	0.211	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.3 \cdot 10^{-6}$	$1.06 \cdot 10^{-6}$	$8.4 \cdot 10^{-7}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0211	0.0172	0.0137	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0624	0.0508	0.0405	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.239	0.195	0.155	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00302	0.00246	0.00196	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.077	0.0626	0.0499	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	153.377	124.86	99.5	CTUe
Uso del terreno	42.95	34.96	27.86	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.37	2.744	2.19	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00013	0.00010	$8.1 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Si può dunque notare che è lo scenario in cui si effettua combustione del metano a presentare i minori impatti, dal momento che la maggior temperatura iniziale delle ceneri volanti consente una minor richiesta energetica per raggiungere la temperatura di vetrificazione.

Viene riportato in tabella 4.57 il confronto dei risultati del metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 4.57: Confronto degli impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand VI.11.

Fly ashes + sabbia di quarzo, processo totale				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	89.13	76.53	66.62	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.53	5.6	4.87	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0748	0.0639	0.0552	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.876	22.95	19.84	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.543	0.467	0.41	MJ
Rinnovabile, idrica	2.03	1.743	1.522	MJ

Anche per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, lo scenario in cui si effettua combustione del metano mostra i minori impatti. Anche per questo metodo ci si concentra sullo step di produzione dell'energia elettrica per la vetrificazione. Gli impatti sono riportati nella tabella 4.58.

Tabella 4.58: Confronto degli impatti energetici della produzione di energia elettrica per vetrificazione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Fly ashes + sabbia di quarzo, energia per vetrificazione				
	Assenza di recupero termico	Recupero termico	Recupero termico con combustione	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	68.295	55.596	44.31	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.052	4.113	3.28	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0594	0.0483	0.0385	MJ
Rinnovabile, biomassa	21.31	17.347	13.82	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.413	0.336	0.268	MJ
Rinnovabile, idrica	1.566	1.275	1.016	MJ

Come per i risultati ILCD Midpoint+, anche in questo caso è lo scenario in cui viene effettuata la combustione del metano a presentare i minori impatti tra gli scenari analizzati in questo paragrafo.

4.3.5 - Riassunto delle conclusioni

Gli scenari in cui si aggiunge sabbia di quarzo presentano, in genere, considerazioni simili a quelle degli scenari in cui vengono utilizzate le altre due fonti di silicio. La produzione di carbonato di calcio presenta, nei primi due scenari in cui si aggiunge sabbia di quarzo, valori di impatto maggiori di quelle dello step di (eventuale) riscaldamento e separazione delle fly ashes per quanto riguarda l'emissione di composti cancerogeni e valori simili per quanto riguarda gli impatti di cambiamento climatico e consumo dello strato d'ozono. Il resto degli impatti presenta valori minori rispetto i rispettivi impatti dello step di riscaldamento e separazione delle fly ashes. Nello scenario in cui si effettua la combustione del metano, invece, gli impatti del riscaldamento e separazione delle fly ashes sono maggiori di quelli della produzione del carbonato di calcio per tutte le categorie d'impatto, a causa della combustione del metano.

La produzione di energia elettrica per vetrificazione e per produzione di vetro ceramico presenta invece la stessa situazione osservata negli altri due paragrafi, l'energia elettrica per produrre vetro ceramico rimane invariata tra i tre scenari analizzati, dunque gli impatti di questo step non variano tra uno scenario e l'altro. Gli impatti della produzione di energia elettrica per vetrificazione, invece, presentano valori elevati, rispetto gli altri step analizzati, ed essi variano tra uno scenario e l'altro. Lo scenario in cui gli impatti sono più elevati è quello in cui non si effettua alcun recupero termico, a causa della minor temperatura iniziale delle ceneri e conseguente maggior richiesta energetica per portare il batch di vetrificazione alla temperatura necessaria. Lo scenario in cui non si effettua la combustione del metano ma viene effettuato il recupero termico ha valori d'impatto intermedi, mentre lo scenario in cui viene effettuata la combustione del metano presenta gli impatti minori, dal momento che la temperatura iniziale delle fly ashes che si

raggiunge col recupero termico è la più alta tra quelle raggiunte nei tre scenari analizzati, dunque si ha una richiesta energetica per raggiungere la temperatura di vetrificazione minore rispetto gli altri due scenari.

Gli impatti relativi all'estrazione ed utilizzo della sabbia di quarzo sono, invece, minori rispetto i corrispettivi impatti di tutti gli altri step analizzati, con la sola eccezione dell'uso del terreno, dove gli impatti sono gli stessi dello step di produzione di carbonato di calcio. La differenza tra gli impatti dello step relativo alla sabbia di quarzo e degli altri step operativi è, in alcune categorie d'impatto, anche di più di un ordine di grandezza.

Queste considerazioni sono valide sia per i risultati del metodo ILCD Midpoint+, sia per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, eccetto ovviamente le considerazioni su categorie specifiche, come ad esempio l'emissione di composti cancerogeni, dal momento che questa categoria non è inclusa nel metodo Cumulative Energy Demand. Questo metodo, per la produzione di carbonato di calcio presenta impatti minori di quelli relativi al riscaldamento e separazione delle fly ashes, tranne che per gli impatti relativi ad energia non rinnovabile fossile, i cui valori sono simili per i due step operativi.

Dal momento che il metodo Cumulative Energy Demand adotta la stessa unità di misura per ogni impatto, si può osservare che i maggiori impatti siano, per tutti gli scenari, quelli riguardanti l'energia non rinnovabile fossile e l'energia rinnovabile da biomasse.

Dalla normalizzazione dei dati, si può vedere come per tutti gli scenari e step operativi, l'emissione di composti cancerogeni sia l'impatto con il maggior valore normalizzato e, dunque, l'impatto più grave. Altri impatti che si presentano essere molto maggiori, in termini normalizzati, del resto degli impatti, sono l'ecotossicità delle acque dolci, del consumo di risorse d'acqua (eccetto che per lo step relativo alla sabbia di quarzo) e l'emissione di composti tossici non cancerogeni. Dunque, in fase di ottimizzazione o miglioria del processo, queste quattro tipologie d'impatto sarebbero quelle da tenere sotto maggior osservazione.

Possibili soluzioni o proposte di ottimizzazione o di riduzione degli impatti sono le stesse di quelle già menzionate riguardo gli scenari in cui vengono utilizzate bottom ashes nel batch di vetrificazione.

4.4 - Confronto tra le fonti di silicio

Per confrontare le tre fonti di silicio analizzate, per capire quale sia la miglior fonte da usare, è stato scelto di basarsi sullo scenario in cui si effettua il recupero termico ma senza combustione del metano. Questa scelta è supportata da due motivi, il primo motivo è che su scala industriale, la quantità di metano necessaria alla combustione potrebbe non variare linearmente con l'aumento delle quantità trattate nel processo, potendo portare ad impatti maggiori di quelli che si potrebbero prevedere tramite una proporzione lineare tra quantità di metano necessaria e quantità di fly ashes trattate. Il secondo motivo è che, per una stessa soluzione adottata per il recupero termico, tra i tre scenari in cui la fonte di silicio utilizzata è diversa, sono proprio gli impatti della fonte di silicio e dell'energia elettrica necessaria a portare il batch di vetrificazione alla temperatura necessaria, a rappresentare la differenza tra i processi, sempre a patto che si adotti lo stesso metodo di recupero termico. Si ricordi che, se la stessa soluzione di recupero termico viene adottata, la temperatura iniziale del batch di vetrificazione sarà uguale in tutti gli scenari e la diversa richiesta energetica sarà dovuta soltanto alle diverse proprietà fisiche delle diverse fonti di silicio usate. Le conclusioni tratte dal confronto tra gli scenari con una determinata

scelta in merito al recupero termico saranno dunque valide anche per le altre due soluzioni di recupero termico.

Il confronto verrà effettuato sui dati del processo totale, sui dati relativi alla fonte di silicio e sull'energia elettrica necessaria per la vetrificazione, dato che sono questi gli unici dati che differiscono a causa della diversa fonte di silicio utilizzata.

Si riportano dunque i dati del processo totale, al variare delle fonti di silicio, nella seguente tabella 4.59:

Tabella 4.59: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Confronto tra i processi totali, recupero termico				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	4.323	4.162	3.84	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$2.6 \cdot 10^{-7}$	$2.5 \cdot 10^{-7}$	$2.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.6 \cdot 10^{-6}$	$2.6 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.2 \cdot 10^{-7}$	$7.9 \cdot 10^{-7}$	$7.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00499	0.00494	0.00443	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.408	0.404	0.36	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$1.4 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0261	0.0263	0.023	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0768	0.0781	0.068	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.292	0.299	0.259	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00371	0.00327	0.00328	kg P equivalenti

Eutrofizzazione marina	0.094	0.0967	0.0830	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	188.32	188.568	166.32	CTUe
Uso del terreno	52.44	53.133	46.88	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.1	4.236	3.62	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00015	0.00013	0.00014	kg Sb equivalenti

Come si può osservare, la scelta di utilizzare sabbia di quarzo comporta gli impatti minori in tutte le categorie d'impatto.

Riguardo le altre due fonti di silicio, i valori d'impatto delle categorie relative al cambiamento climatico, all'emissione di composti cancerogeni e al consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili sono minori nel caso in cui si aggiungono glass cullets. Gli impatti relativi all'acidificazione, eutrofizzazione delle acque dolci, eutrofizzazione delle acque marine, al consumo di risorse d'acqua e all'uso del terreno sono invece maggiori, nel caso in cui si aggiungano glass cullets. Il resto degli impatti presentano valori pressoché simili tra i due casi.

Il motivo di ciò risiede nei valori di energia elettrica richiesta per la vetrificazione. Infatti, a causa delle proprietà fisiche delle glass cullets, in particolare il loro calore specifico, l'energia richiesta per portare le glass cullets alla temperatura di vetrificazione è maggiore di quella richiesta dalle bottom ashes; l'energia richiesta per portare il batch di vetrificazione in cui sono presenti glass cullets ed effettuare la vetrificazione è circa il 10 % maggiore dell'energia richiesta per il batch di vetrificazione in cui sono presenti bottom ashes, per lo scenario in cui si effettua il recupero termico. Insieme alla differenza nella richiesta energetica, la richiesta di energia, in MJ, è abbastanza grande da far sì che gli impatti evitati dal riutilizzo delle glass cullets non siano sufficienti a ridurre gli impatti del processo totale, rispetto al caso di utilizzo delle bottom ashes.

Dunque, a meno di migliorare il sistema di riscaldamento per poter ridurre l'energia elettrica richiesta per il riscaldamento delle glass cullets, la miglior fonte di silicio sembra essere la sabbia di quarzo, dal punto di vista del processo totale. Tuttavia, si ritiene opportuno un approfondimento sui primi due casi, dal momento che la sabbia di quarzo verrebbe estratta e trattata appositamente per il processo di vetrificazione, mentre glass cullets e bottom ashes sono rifiuti di altri processi (nel caso delle glass cullets) o di questo stesso processo (nel caso delle bottom ashes, essendo queste prodotte insieme alle fly ashes). Si pensa dunque che, invece di ricorrere all'uso della sabbia, un utilizzo di queste altre due fonti di silicio sarebbe di maggior beneficio, dal punto di vista dell'economia circolare, dal momento che queste due fonti di silicio non sono prodotte appositamente per condurre la vetrificazione, ma verrebbero comunque prodotte dai rispettivi processi di provenienza anche in assenza della vetrificazione, a differenza della sabbia.

Inoltre, se ci si concentra sugli impatti che sono risultati, dalle normalizzazioni, più vicini al loro valore di soglia, la miglior alternativa all'uso della sabbia sarebbero le glass cullets, dal momento che esse presentano un impatto relativo all'emissione di composti cancerogeni minore rispetto al caso di aggiunta delle bottom ashes. Gli impatti relativi all'ecotossicità dell'acqua (il secondo impatto più vicino al valore di soglia, dopo l'emissione di composti cancerogeni) sono molto simili per entrambi i processi, così come l'emissione di composti tossici non cancerogeni.

Verranno riportati, in questo paragrafo, dei dati relativi ad una possibile soluzione per ridurre gli impatti dei processi in cui si aggiungono glass cullets o bottom ashes, ma prima di far ciò si analizzeranno il resto degli impatti.

Prima di passare ai risultati dello step di energia elettrica per la vetrificazione e relativi alle fonti di silicio, si riportano alla pagina successiva i risultati del processo totale per il metodo Cumulative Energy Demand, nella tabella 4.60.

Tabella 4.60: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Confronto tra i processi, recupero termico				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	86.26	87.12	76.53	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.345	6.275	5.6	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0724	-0.0102	0.0639	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.03	26.226	22.95	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.536	0.522	0.467	MJ
Rinnovabile, idrica	1.986	1.835	1.743	MJ

Il metodo Cumulative Energy Demand mostra che i consumi energetici legati all'utilizzo della sabbia di quarzo sono gli impatti minori tra i tre scenari riportati, eccetto che per gli impatti legati alle energie non rinnovabili da biomasse. Le altre due fonti di silicio, invece, presentano valori maggiori o minori, l'una rispetto l'altra, a seconda della categoria. Ad esempio, per gli impatti sull'energia non rinnovabile fossile sono le glass cullets a presentare gli impatti maggiori, mentre per l'energia nucleare non rinnovabile sono le bottom ashes a presentare i maggiori impatti. La maggior differenza tra gli scenari è però data dagli impatti legati all'energia non rinnovabile da biomassa, dal momento che lo scenario in cui vengono aggiunte le glass cullets presenta impatti negativi per questa categoria.

Dunque, tenendo conto anche delle considerazioni precedenti, si ritiene che tra bottom ashes e glass cullets queste ultime siano da preferire, Tuttavia, i risultati appena riportati mostrano nuovamente la necessità di trovare un modo per portare le glass cullets alla temperatura di vetrificazione consumando meno energia di quella usata in questo lavoro, per ottenere così degli impatti totali che, se non minori, siano almeno molto vicini ai valori di impatto del processo in cui si utilizza sabbia di quarzo.

Si riportano ora, nella tabella 4.61 alla pagina successiva, i risultati relativi alla richiesta energetica per la vetrificazione secondo il metodo ILCD Midpoint+ e secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 4.61: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio e la loro influenza sugli impatti della richiesta energetica per la vetrificazione, nello scenario in cui si effettua il recupero termico in assenza di combustione, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Confronto tra i processi di produzione di energia elettrica per vetrificazione, recupero termico				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di Quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	3.13	3.41	2.775	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$1.8 \cdot 10^{-7}$	$1.98 \cdot 10^{-7}$	$1.61 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$1.9 \cdot 10^{-6}$	$2.1 \cdot 10^{-6}$	$1.7 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$5.9 \cdot 10^{-7}$	$6.45 \cdot 10^{-7}$	$5.25 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.0037	0.00403	0.00328	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.299	0.326	0.265	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.2 \cdot 10^{-6}$	$1.3 \cdot 10^{-6}$	$1.057 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0194	0.0211	0.0172	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.0573	0.0624	0.0508	molc H ⁺ equival.

Eutrofizzazione terrestre	0.219	0.239	0.195	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00277	0.00302	0.00246	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0706	0.0769	0.0626	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	140.7	153.377	124.853	CTUe
Uso del terreno	39.4	42.95	34.96	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.09	3.371	2.74	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00011	0.000125	0.0001	kg Sb equivalenti

Come affermato in precedenza, il processo in cui si utilizzano le glass cullets è quello che richiede la maggior parte di energia elettrica. Gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica per vetrificazione sono, infatti, maggiori per il processo in cui vengono aggiunte le glass cullets al batch di vetrificazione, per tutte le categorie riportate nella tabella 4.61. Invece, il processo in cui viene aggiunta sabbia di quarzo presenta i minori impatti anche per la produzione di energia elettrica per vetrificazione, dal momento che questo scenario ha la minor richiesta energetica tra i tre processi.

Si osservano adesso nella tabella 4.62, i risultati del metodo Cumulative Energy Demand per la produzione di energia elettrica per vetrificazione.

Tabella 4.62: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio e la loro influenza sugli impatti della richiesta energetica per la vetrificazione, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Confronto tra i processi di produzione di energia elettrica per vetrificazione, recupero termico				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	62.65	68.29	55.59	MJ
Non rinnovabile, nucleare	4.635	5.05	4.11	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0545	0.06	0.0483	MJ
Rinnovabile, biomassa	19.55	21.31	17.365	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.378	0.413	0.336	MJ
Rinnovabile, idrica	1.436	1.566	1.27	MJ

Anche i risultati di questo metodo mostrano che lo scenario in cui si aggiungono glass cullets è quello a presentare i maggiori impatti per lo step di produzione di energia elettrica per la vetrificazione, mentre lo scenario in cui viene aggiunta sabbia di quarzo è lo scenario che presenta i minori impatti.

Il fatto che gli impatti del processo totale nello scenario in cui si aggiungono glass cullets siano, per alcune categorie, minori rispetto agli impatti dello scenario in cui si aggiungono bottom ashes mostra come il riutilizzo delle glass cullets sia vantaggioso, da un punto di vista ambientale. Come già affermato in precedenza, con un sistema più efficiente per portare le glass cullets a temperatura di vetrificazione gli impatti potrebbero essere ridotti fino a valori di impatto simili allo scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo.

Si riportano adesso i valori di impatto per gli step riguardanti le varie fonti di silicio, nella tabella 4.63.

Tabella 4.63: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio e la loro influenza sugli impatti della richiesta energetica per la vetrificazione, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Confronto tra i processi di produzione di utilizzo delle fonti di silicio, recupero termico				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.156	-0.288	0.0243	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$1.4 \cdot 10^{-8}$	$-1.62 \cdot 10^{-8}$	$2.32 \cdot 10^{-9}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$8.9 \cdot 10^{-8}$	$-8.73 \cdot 10^{-8}$	$5.17 \cdot 10^{-9}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$2.7 \cdot 10^{-8}$	$-5.66 \cdot 10^{-8}$	$8.55 \cdot 10^{-10}$	CTUh
Particolato	0.00017	-0.00021	$2.67 \cdot 10^{-5}$	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.015	-0.016	0.001	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$6 \cdot 10^{-8}$	$-4.94 \cdot 10^{-8}$	$6.1 \cdot 10^{-9}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00092	-0.00066	0.000143	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00269	-0.00115	0.000194	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.01	-0.00269	0.000517	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00013	-0.00057	$4.58 \cdot 10^{-6}$	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00322	-0.000535	$4.76 \cdot 10^{-5}$	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	6.505	-5.906	0.16	CTUe
Uso del terreno	1.815	-1.03	0.65	deficit di kg C

Consumo di risorse d'acqua	0.14	-0.00441	$2.43 \cdot 10^{-5}$	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$5.3 \cdot 10^{-6}$	$-2.88 \cdot 10^{-5}$	$3.38 \cdot 10^{-7}$	kg Sb equivalenti

Nella tabella 4.63 si mostra come gli impatti delle glass cullets siano negativi e, dunque, minori rispetto gli impatti delle altre due fonti di silicio, dal momento che il riutilizzo delle glass cullets evita i loro impatti. Confrontando le altre due fonti di silicio, invece, si osserva che la sabbia di quarzo presenta impatti minori rispetto a quelli delle bottom ashes, di almeno un ordine di grandezza.

Nella tabella 4.64 viene riportato il confronto tra le fonti di silicio, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 4.64: Confronto tra gli impatti delle tre fonti di silicio, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Confronto tra i processi di produzione di utilizzo delle fonti di silicio, recupero termico				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	3.04	-1.73	0.29	MJ
Non rinnovabile, nucleare	0.235	-0.252	0.0042	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.00252	-0.0858	$1.4 \cdot 10^{-5}$	MJ
Rinnovabile, biomassa	0.917	-0.641	0.0116	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.0272	-0.0208	0.00049	MJ
Rinnovabile, idrica	0.0852	-0.197	0.00214	MJ

Per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand si osserva la stessa situazione osservata per i risultati ILCD Midpoint+, dove gli impatti delle glass cullets sono evitati e quelli della sabbia di quarzo sono minori di quelli delle bottom ashes.

Si vede dunque nuovamente che, dal solo punto di vista delle fonti di silicio da utilizzare, la miglior soluzione sarebbero le glass cullets, dal momento che si evita di depositarle in

discarica ma le si riutilizzano. Tuttavia, dal punto di vista del processo totale i minori impatti si hanno per lo scenario in cui viene aggiunta la sabbia.

Adesso si riportano alcuni risultati di una delle soluzioni che si potrebbero applicare per ridurre il consumo energetico negli altri due scenari. Questa soluzione consiste nell'utilizzo di un diverso resistore per la fornace elettrica in cui viene condotta la vetrificazione dei batch contenenti bottom ashes o glass cullets. Infatti, il resistore (Kanthal APM) utilizzato per ottenere i dati finora mostrati per gli scenari in cui si aggiungono glass cullets e bottom ashes non è lo stesso utilizzato per lo scenario in cui viene utilizzata la sabbia di quarzo, dal momento che non può raggiungere temperature maggiori a quelle necessarie per vetrificare la sabbia di quarzo (1450 °C), motivo per cui si utilizza un diverso resistore per i batch contenenti sabbia di quarzo.

Le diverse proprietà fisiche del resistore usato per la sabbia di quarzo (Kanthal Super NC) fanno sì che i consumi energetici per la vetrificazione possano venir ridotti. Nei dati che verranno ora riportati, la temperatura raggiunta dal resistore alternativo è la stessa di quella raggiunta dal resistore Kanthal APM, dal momento che bastano le sole proprietà del nuovo resistore a portare ad una minor richiesta energetica.

Usando il Kanthal Super NC, le richieste energetiche per la vetrificazione del batch contenente bottom ashes e del batch contenente glass cullets sono, rispettivamente, 1.57 MJ e 2.15 MJ, tenendo conto dell'unità funzionale scelta in questo lavoro, contro i 1.59 MJ richiesti per vetrificare il batch contenente sabbia di quarzo, nello scenario in cui il recupero termico è effettuato senza combustione. Si riportano i risultati del processo totale (tabella 4.65).

Tabella 4.65: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione e viene usato il resistore Kanthal Super NC in tutti gli scenari, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Confronto tra i processi totali, recupero termico, Kanthal Super NC				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	3.94	3.78	3.84	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.36 \cdot 10^{-7}$	$2.25 \cdot 10^{-7}$	$2.3 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$2.34 \cdot 10^{-6}$	$2.33 \cdot 10^{-6}$	$2.3 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.46 \cdot 10^{-7}$	$7.15 \cdot 10^{-7}$	$7.2 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00455	0.0045	0.00443	kg PM2.5

Radiazioni ionizzanti HH	0.372	0.368	0.36	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	1.48·10 ⁻⁶	1.48·10 ⁻⁶	1.4·10 ⁻⁶	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0238	0.024	0.023	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0699	0.0712	0.068	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.266	0.273	0.259	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00338	0.00293	0.00328	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0856	0.0882	0.0830	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	171.36	171.62	166.32	CTUe
Uso del terreno	47.69	48.39	46.88	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.73	3.86	3.62	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00014	0.000117	0.00014	kg Sb equivalenti

Si può notare nella tabella 4.65 come, nonostante lo scenario in cui vengono utilizzate le glass cullets sia comunque lo scenario che richiede la maggior energia elettrica per la vetrificazione, in alcune categorie l'impatto dello scenario in cui si aggiungono le glass cullets sia minore degli impatti degli altri due scenari. Questo è possibile grazie agli impatti evitati delle glass cullets. Ad esempio, gli impatti relativi al cambiamento climatico sono minori dei rispettivi valori delle altre due fonti di silicio.

Altri impatti, come l'acidificazione, rimangono invece maggiori dei valori di acidificazione per gli altri due scenari. Degni di nota sono i valori di emissione di composti cancerogeni e di ecotossicità delle acque dolci, i primi poiché i valori di emissione di composti cancerogeni del processo in cui si aggiungono glass cullets sono minori dei valori degli scenari in cui si utilizzano bottom ashes o sabbia di quarzo, i secondi perché, pur rimanendo i valori di ecotossicità minori per lo scenario in cui si aggiunge sabbia di quarzo, i valori di ecotossicità degli altri due scenari si avvicinano

molto più ai valori dello scenario in cui viene utilizzata la sabbia, passando dall'essere maggiori del 13 % circa (nel caso in cui si usi il resistore Kanthal APM per bottom ashes e glass cullets) all'essere circa maggiori del 3 % rispetto al valore minimo tra i tre riportati in tabella.

Si riportano ora, alla pagina successiva, i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, nella tabella 4.66.

Tabella 4.66: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio e il loro impatto sul processo totale, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Confronto tra i processi totali, recupero termico, Kanthal Super NC				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	78.71	79.57	76.53	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.79	5.72	5.6	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0659	-0.0168	0.0639	MJ
Rinnovabile, biomassa	23.67	23.87	22.95	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.49	0.476	0.467	MJ
Rinnovabile, idrica	1.813	1.662	1.743	MJ

I risultati riportati in tabella 1.66 mostrano come anche per il metodo Cumulative Energy Demand si abbia una situazione simile a quella appena discussa, dove il processo in cui si utilizzano glass cullets presenta alcuni impatti inferiori agli impatti del processo in cui si aggiungono bottom ashes e, per l'energia rinnovabile idrica, valori minori anche del processo in cui si utilizza sabbia di quarzo. Inoltre si può notare che il valore di impatto evitato per l'energia non rinnovabile da biomassa è, in questo caso dove viene usato il Kanthal Super NC per le glass cullets, maggiore, in modulo, del rispettivo valore nel caso in cui si utilizzi il Kanthal APM.

Si riportano, alla pagina successiva, i risultati del metodo ILCD Midpoint+ per la produzione di energia richiesta per la vetrificazione (tabella 4.67).

Tabella 4.67: Confronto dei dati relativi alla produzione di energia elettrica per la vetrificazione delle tre fonti di silicio, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione e viene usato il resistore Kanthal Super NC in tutti gli scenari, secondo il metodo ILCD Midpoint+ V1.11

Confronto tra gli step di produzione di energia elettrica per vetrificazione, recupero termico, Kanthal Super NC				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	2.75	3.03	2.77	kg CO ₂ eq.
Consumo dello strato di ozono	$1.59 \cdot 10^{-7}$	$1.76 \cdot 10^{-7}$	$1.61 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$1.68 \cdot 10^{-6}$	$1.85 \cdot 10^{-6}$	$1.7 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$5.2 \cdot 10^{-7}$	$5.74 \cdot 10^{-7}$	$5.25 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00325	0.00358	0.0033	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.263	0.29	0.265	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.05 \cdot 10^{-6}$	$1.15 \cdot 10^{-6}$	$1.06 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.017	0.019	0.0172	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0503	0.0555	0.0508	molc H ⁺ eq.
Eutrofizzazione terrestre	0.193	0.212	0.195	molc N eq.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00243	0.00268	0.0025	kg P equiv.
Eutrofizzazione marina	0.062	0.0684	0.0626	kg N equiv.
Ecotossicità acque dolci	123.59	136.26	124.85	CTUe
Uso del terreno	34.6	38.15	34.96	deficit di kg C

Consumo di risorse d'acqua	2.72	2.995	2.74	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000101	0.000111	0.0001	kg Sb equiv.

I risultati mostrati in tabella 4.67 sono in accordo con quanto detto in precedenza. Infatti, dal momento che la vetrificazione condotta con glass cullets è quella che richiede la maggior energia elettrica, gli impatti della vetrificazione del batch in cui si aggiungono glass cullets sono maggiori, per ogni categoria d'impatto, di quelli degli altri due scenari. Similmente, le bottom ashes richiedono una quantità di energia leggermente minore rispetto la sabbia di quarzo, dunque gli impatti minori, per quanto riguarda la vetrificazione, sono quelli dell'energia richiesta per lo scenario delle bottom ashes.

Si riportano ora i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, nella tabella 4.68.

Tabella 4.68: Confronto tra l'utilizzo delle tre fonti di silicio e la loro influenza sugli impatti della richiesta energetica per la vetrificazione, nello scenario in cui il recupero termico viene effettuato in assenza di combustione, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand V1.11.

Confronto tra gli step di produzione di energia elettrica per vetrificazione, recupero termico, Kanthal Super NC				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Non rinnovabile, fossile	55.03	60.67	55.59	MJ
Non rinnovabile, nucleare	4.07	4.49	4.11	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0478	0.0528	0.0483	MJ
Rinnovabile, biomassa	17.17	18.93	17.365	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.332	0.367	0.336	MJ
Rinnovabile, idrica	1.262	1.391	1.27	MJ

Similmente al metodo ILCD Midpoint+, i maggiori impatti legati all'energia elettrica per la vetrificazione sono quelli legati allo scenario in cui si aggiungono glass cullets al batch di vetrificazione ed i minori impatti sono quelli relativi allo scenario delle bottom ashes.

Osservando i dati del processo totale ed i dati della produzione di energia elettrica per la vetrificazione si nota come gli impatti che si evitano riutilizzando le glass cullets riducano gli impatti totali del processo in maniera apprezzabile, in questo caso in cui la richiesta energetica della vetrificazione è stata ridotta, portando gli impatti di alcune categorie ad essere simili, o anche minori, ai rispettivi impatti dello scenario in cui viene utilizzata sabbia di quarzo.

Si nota anche come gli impatti della produzione delle bottom ashes, maggiori di quelli dell'estrazione ed utilizzo della sabbia di quarzo, portino ad aumentare gli impatti del processo totale, pur essendo la richiesta energetica per la vetrificazione dello scenario in cui si aggiungono bottom ashes leggermente minore rispetto lo scenario in cui viene aggiunta la sabbia di quarzo.

Non vengono riportati i risultati relativi agli step di produzione/utilizzo delle fonti di silicio, poiché uguali a quelli riportati nelle tabelle 4.63 e 4.64.

In conclusione, i risultati appena mostrati evidenziano come, tramite un'ottimizzazione, che può ad esempio essere l'utilizzo di materiali diversi o l'utilizzo di una diversa temperatura del resistore per effettuare il riscaldamento tramite irraggiamento, si possano ridurre gli impatti della vetrificazione con glass cullets, fino a rendere gli impatti simili a quelli della vetrificazione del batch contenente sabbia di quarzo. Dal momento che, come già affermato, le glass cullets sono un rifiuto evitato, mentre la sabbia qui considerata sarebbe da estrarre appositamente per eseguire la vetrificazione, si ritiene vantaggiosa un'eventuale ottimizzazione o diversa progettazione di questo scenario.

Riguardo le scelte usate in questo lavoro, invece, i risultati evidenziano come lo scenario con i minori impatti sia quello in cui viene utilizzata la sabbia di quarzo.

Si ritiene dunque che lo scenario in cui si aggiungono bottom ashes, benché queste siano già disponibili nell'impianto a causa della loro produzione contemporanea a quella delle fly ashes, sia lo scenario meno favorito.

Capitolo 5 – Analisi di sensitività

In questo capitolo, si riportano tre analisi di sensitività effettuate sul processo. Le analisi consistono nel variare le quantità di fly ashes e additivi di fonti di silicio che vengono aggiunte al batch di vetrificazione, mantenendo l'unità funzionale di 1 kg di vetro ceramico.

D'interesse sono dunque gli impatti del processo in queste tre diverse situazioni e il confronto di questi impatti con il relativo scenario di riferimento, i cui impatti sono già stati elencati nel capitolo 4. Si ritiene che sia sufficiente analizzare un solo metodo di recupero termico per ogni fonte di silicio, poiché le considerazioni tratte dai confronti con lo scenario di partenza si ritiene siano valide anche per gli altri due processi non analizzati in cui si adotta un diverso metodo di recupero termico.

Scenario di riferimento: 0.5 kg di fly ashes, 0.5 kg di fonti di silicio, recupero termico senza combustione.

Si riportano a seguire i tre scenari dell'analisi di sensitività:

- I. 0.4 kg di fly ashes, 0.6 kg di fonti di silicio, recupero termico senza combustione;
- II. 0.6 kg di fly ashes, 0.4 kg di fonti di silicio, recupero termico senza combustione;
- III. 0.2 kg di fly ashes, 0.8 kg di fonti di silicio, recupero termico senza combustione;

La scelta di queste quantità sono motivate dalla possibilità, nello scenario II, di riuscire a vetrificare più fly ashes con una minor quantità di fonti di silicio. Gli scenari I e III, invece, puntano ad analizzare gli impatti nel caso si volesse aggiungere una quantità di silicio maggiore al batch di vetrificazione. Mentre per gli scenari I e III sono stati condotti degli studi mirati a verificare la possibilità di ottenere una matrice di vetro con un leaching accettabile[3], lo scenario II è uno scenario ipotizzato per analizzare a cosa porterebbe un aumento delle fly ashes nel batch di vetrificazione. Non si è scelto di diminuire eccessivamente la quantità di fonte di silicio perché non vi era certezza che, con una quantità eccessivamente ridotta, vi fosse abbastanza silicio da poter condurre la vetrificazione.

È stato scelto di basare l'analisi di sensitività sul recupero termico in assenza di combustione del metano per osservare soltanto le variazioni negli impatti dovute al variare delle quantità di ceneri volanti e fonti di silicio. Un'analisi di sensitività dello scenario in cui il recupero termico è effettuato con combustione del metano, invece, presenterebbe anche una diversa quantità di metano. Non è stato invece scelto il processo in cui non avviene alcun recupero termico perché come già visto nel capitolo 4, è il processo con maggiori impatti, tra quelli analizzati.

Verrà seguita una struttura simile a quella del capitolo 4, nel riportare le categorie analizzate. Verranno prima riportati gli impatti dei vari scenari dell'analisi di sensitività, per poi, a seguire le tabelle di un certo scenario, comparare gli impatti con gli impatti dello scenario di partenza.

A differenza di quanto fatto nel capitolo 4, si riporteranno prima le tabelle, per poi esprimere le relative considerazioni successivamente, con i dovuti riferimenti alle tabelle e/o figure.

Prima di riportare i risultati di ciascuna analisi di sensitività, tuttavia, si riportano le quantità che sono soggette a variazione a causa della variazione delle quantità di fly ashes e fonti di silicio utilizzate per l'analisi.

5.1-Scenario I

5.1.1- Tabella d'inventario

La vetrificazione (segnata con un asterisco nella tabella) viene riportata separatamente, dal momento che al variare delle fonti di silicio cambia solo lo step di vetrificazione, a parità di scenario.

Si riporta nella tabella 5.1 l'inventario dello scenario I, vetrificazione esclusa.

Tabella 5.1: *Inventario dello scenario I, esclusa la vetrificazione.*

Incenerimento			
Input		Output	
Rifiuti solidi urbani, kg	20	Fly ashes, kg	0.4
Energia elettrica, MJ	4.984	Gas di incenerimento, kg	143.08
		Bottom ashes, kg	4.2
Vaporizzazione dell'acqua			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	143.08	Gas di incenerimento, kg	143.08
Fly ashes, kg	0.4	Fly ashes, kg	0.4
Acqua, kg	43.56	Vapore, kg	43.56
Produzione di energia elettrica			
Input		Output	
Vapore, kg	43.56	Vapore espanso, kg	43.56
		Energia elettrica, MJ	29.05
Separazione delle fly ashes			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	143.08	Gas di incenerimento, kg	143.08
Fly ashes, kg	0.4	Fly ashes, kg	0.4
Energia elettrica, MJ	6.84		
Recupero termico			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	0.357	Gas di incenerimento, kg	0.357
Fly ashes, kg	0.4	Fly ashes (a 883°C), kg	0.4
Cattura della CO ₂			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	143.08	Gas da inviare al trattamento, kg	115

Monoetanolamina, kg	48.94	CO ₂ fossile, kg	7.88
Acqua in soluzione, kg	268.86	CO ₂ biogenica, kg	5.26
Acqua di make-up, kg	3.84	Vapore, kg	10.96
Energia elettrica, MJ	11.11	Monoetanolamina gassosa, kg	0.26
Energia termica, MJ	462.5		
Vetrificazione*			
Produzione CaCO ₃			
Input		Output	
CO ₂ biogenica, kg	0.00879	CaCO ₃ , kg	0.02
Ca(OH) ₂ , kg	0.0148		
Produzione vetro ceramico			
Input		Output	
Vetro da cenere, kg	1	CO ₂ pura, kg	0.00879
Energia elettrica, MJ	0.5	Vetro ceramico, kg	1
CaCO ₃ , kg	0.02		

Si riporta nella tabella 5.2 l'inventario per la vetrificazione nel caso in cui si utilizzino bottom ashes nello scenario I

Tabella 5.2: Vetrificazione nel caso in cui nello scenario I si aggiungano bottom ashes

Vetrificazione-bottom ashes			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.4	Vetro da cenere, kg	1
Bottom ashes, kg	0.6		
Energia elettrica, MJ	2.28		

Si riporta nella tabella 5.3 l'inventario per la vetrificazione nel caso in cui si utilizzino glass cullets nello scenario I.

Tabella 5.3: Vetrificazione nel caso in cui allo scenario I si aggiungano glass cullets

Vetrificazione-glass cullets			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.4	Vetro da cenere, kg	1
Glass cullets, kg	0.6		

Energia elettrica, MJ	2.52	
--------------------------	------	--

Si riporta nella tabella 5.4 l'inventario per la vetrificazione nel caso in cui si utilizzi sabbia di quarzo nello scenario I.

Tabella 5.4: *Vetrificazione nel caso in cui allo scenario I si aggiunga sabbia di quarzo.*

Vetrificazione-sabbia di quarzo			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.4	Vetro da cenere, kg	1
Sabbia di quarzo, kg	0.6		
Energia elettrica, MJ	1.89		

Si vuol far notare che, nella separazione delle fly ashes, la quantità di energia elettrica richiesta è molto simile a quella richiesta nello scenario di partenza. Questa quantità di energia elettrica è frutto di una scelta conservativa. Infatti, la minor quantità di gas di incenerimento, rispetto allo scenario di partenza, comporta una minor velocità dei gas che attraversano il separatore elettrostatico. Data tuttavia un'incertezza sul calcolo, in questa situazione, dell'energia necessaria, è stato scelto di mantenere un valore vicino a quello dello scenario di partenza, per evitare di sottostimare la quantità di energia necessaria alla separazione. Sarebbe dunque da tenere presente che gli impatti dello step di separazione delle fly ashes potrebbero essere ancora minori, come conseguenza di una minor richiesta energetica, la quale sarebbe opportuno verificare sperimentalmente.

Per questo scenario, corrispondente a 0.4 kg di fly ashes e 0.6 kg di fonte di silicio, si inizierà con lo scenario in cui la fonte di silicio è rappresentata dalle bottom ashes.

5.1.2 - Bottom ashes

Si riportano nella tabella 5.5 gli impatti del processo totale:

Tabella 5.5: *Impatti del processo totale secondo il metodo ILCD Midpoint+, nello scenario I e con aggiunta di bottom ashes al batch di vetrificazione.*

Bottom ashes, scenario I		
Cambiamento climatico	4.388	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.62 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.61 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.3 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.0051	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.415	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.65 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0266	Kg NMVOC equivalent.
Acidificazione	0.078	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.3	molc N equivalenti

Eutrofizzazione di acque dolci	0.0038	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.096	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	191.32	CTUe
Uso del terreno	53.28	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.17	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00016	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.6 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti della produzione delle bottom ashes, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.6: *Impatti dei vari step di processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nello scenario I in cui si aggiungono bottom ashes al batch di vetrificazione.*

Bottom ashes, scenario I				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Bottom ashes	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.188	0.152	0.187	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$1.25 \cdot 10^{-8}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$1.4 \cdot 10^{-8}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$5 \cdot 10^{-8}$	$8.8 \cdot 10^{-8}$	$1.1 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$3.87 \cdot 10^{-8}$	$2.7 \cdot 10^{-8}$	$2.7 \cdot 10^{-8}$	CTUh
Particolato	0.000124	0.00017	0.00017	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0125	0.015	0.015	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$4.71 \cdot 10^{-8}$	$5.8 \cdot 10^{-8}$	$5.8 \cdot 10^{-8}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.000604	0.0009	0.0009	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.00143	0.00265	0.0026	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.0043	0.01	0.01	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	$6.54 \cdot 10^{-5}$	0.00013	0.000127	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00138	0.0032	0.0032	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.37	6.42	6.42	CTUe
Uso del terreno	0.664	1.79	1.8	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0433	0.14	0.14	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$3.41 \cdot 10^{-6}$	$5.3 \cdot 10^{-6}$	$5.25 \cdot 10^{-6}$	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.7 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.7: *Impatti della produzione di energia elettrica, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, per lo scenario I in cui vengono aggiunte bottom ashes al batch di vetrificazione.*

Bottom ashes, scenario I			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.695	3.2	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.03 \cdot 10^{-8}$	$1.9 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.25 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.32 \cdot 10^{-7}$	$6.1 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00082	0.0038	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0664	0.31	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.65 \cdot 10^{-7}$	$1.2 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00431	0.0198	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0127	0.0585	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.0487	0.224	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00283	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0157	0.0722	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.27	143.84	CTUe
Uso del terreno	8.7	40.28	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	3.16	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.56 \cdot 10^{-5}$	0.00012	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.8 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.8: *Impatti del processo totale secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nello scenario I nel caso in cui si aggiungono bottom ashes al batch di vetrificazione.*

Bottom ashes, scenario I		
Non rinnovabile, fossile	87.58	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.44	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0736	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.44	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.542	MJ
Rinnovabile, idrica	2.01	MJ

Si riportano nella tabella 5.9 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.9: *Impatti dei vari step processistici, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si utilizzino bottom ashes nello scenario I.*

Bottom ashes, scenario I				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Bottom Ashes
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.62	77.95	2.97	3.64
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.210	5.76	0.228	0.282
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00081	0.068	0.00249	0.0030
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.305	24.33	0.902	1.1
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.47	0.025	0.032
Rinnovabile, idrica, MJ	0.061	1.78	0.080	0.10

Le considerazioni che si potrebbero fare sui vari impatti e sul confronto tra gli step operativi sono le stesse di quelle che sono state fatte nel capitolo 4, ad esempio, lo step di riscaldamento e separazione delle fly ashes presenta impatti maggiori dello step di produzione di carbonato di calcio, eccetto che per l'emissione di composti cancerogeni. Questa prima analisi ha mostrato come nello scenario I i confronti tra gli step di processo siano rimasti invariati. Ci si aspetta che anche per le altre due fonti di silicio vengano

mantenute le stesse considerazioni che sono state osservate nel capitolo 4 per i corrispondenti scenari di recupero termico.

5.1.3 Glass cullets

Si riportano nella tabella 5.10 gli impatti totali del processo secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.10: Impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario I.

Glass cullets, scenario I		
Cambiamento climatico	4.2	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.5 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.6 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.9 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00501	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.409	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.64 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0267	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.079	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.305	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00324	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.099	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	191.57	CTUe
Uso del terreno	54.1	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.33	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00013	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.11 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti del riutilizzo delle glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.11: Impatti dei vari step di processo, calcolati con il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario I.

Glass cullets, scenario I				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldam ento e separazion e fly ashes	Glass cullets	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.188	0.152	-0.34	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$1.25 \cdot 10^{-8}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$-1.9 \cdot 10^{-8}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.98 \cdot 10^{-8}$	$8.8 \cdot 10^{-8}$	$-1 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$3.87 \cdot 10^{-8}$	$2.7 \cdot 10^{-8}$	$-6.8 \cdot 10^{-8}$	CTUh
Particolato	0.000124	0.00017	-0.00025	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0125	0.015	-0.0191	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$4.71 \cdot 10^{-8}$	$5.8 \cdot 10^{-8}$	$-5.9 \cdot 10^{-8}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.0009	-0.00079	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.00143	0.00265	-0.00138	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.0043	0.01	-0.00323	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	$6.53 \cdot 10^{-5}$	0.00013	-0.00068	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00138	0.0032	-0.00064	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.37	6.42	-7.09	CTUe
Uso del terreno	0.66	1.79	-1.23	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0433	0.14	-0.0053	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$3.41 \cdot 10^{-6}$	$5.3 \cdot 10^{-6}$	$-3.5 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalent.

Si riportano nella tabella 5.12 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.12: *Impatti della produzione di energia elettrica, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario I.*

Glass cullets, scenario I			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.695	3.53	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.03 \cdot 10^{-8}$	$2.1 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.25 \cdot 10^{-7}$	$2.2 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.32 \cdot 10^{-7}$	$6.7 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00082	0.00418	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0664	0.34	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.65 \cdot 10^{-7}$	$1.3 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00431	0.022	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0127	0.065	molc H ⁺ equivalen.
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.25	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00313	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0157	0.08	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.27	158.98	CTUe
Uso del terreno	8.75	44.52	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	3.5	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.56 \cdot 10^{-5}$	0.00013	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.13 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.13: Impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo *Cumulative Energy Demand*, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario I.

Glass cullets, scenario I		
Non rinnovabile, fossile	88.59	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.35	MJ
Non rinnovabile, biomassa	-0.0256	MJ
Rinnovabile, biomassa	26.68	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.526	MJ
Rinnovabile, idrica	1.83	MJ

Si riportano nella tabella 5.14 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo *Cumulative Energy Demand*.

Tabella 5.14: Impatti energetici degli step processistici, calcolati con il metodo *Cumulative Energy Demand*, nel caso in cui si aggiungano glass cullets nello scenario I

Glass cullets, scenario I				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Glass cullets
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.62	84.7	2.97	-2.08
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.210	6.3	0.228	-0.303
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00081	0.074	0.00249	-0.103
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.305	26.43	0.902	-0.77
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.51	0.025	-0.025
Rinnovabile, idrica, MJ	0.061	1.94	0.080	-0.24

Anche in questo caso, come ci si aspettava, sono valide le stesse considerazioni fatte nel capitolo 4 per lo scenario in cui si effettua il recupero termico in assenza di combustione e con aggiunta di glass cullets. In particolare, l'impatto relativo all'energia non rinnovabile da biomasse è negativo, per il processo totale, come osservato anche nel capitolo 4.

5.1.4 Sabbia di quarzo

Si riportano nella tabella 5.15 gli impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.15: Impatti del processo totale, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo nello scenario I.

Sabbia di quarzo, scenario I		
Cambiamento climatico	3.69	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.2 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.2 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00425	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.34	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.4 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.023	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.065	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.248	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00314	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0796	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	159.39	CTUe
Uso del terreno	45.07	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.47	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00013	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.16 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti dell'estrazione della sabbia di quarzo, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.16: Impatti degli step processistici, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo al batch di vetrificazione dello scenario I.

Sabbia di quarzo, scenario I				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.188	0.152	0.029	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$1.3 \cdot 10^{-8}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$	$2.8 \cdot 10^{-9}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$5 \cdot 10^{-8}$	$8.8 \cdot 10^{-8}$	$6.2 \cdot 10^{-9}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$3.9 \cdot 10^{-8}$	$2.7 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-9}$	CTUh
Particolato	0.00012	0.00017	$3.2 \cdot 10^{-5}$	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0125	0.015	0.00121	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$4.7 \cdot 10^{-8}$	$5.8 \cdot 10^{-8}$	$7.3 \cdot 10^{-9}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.0009	0.00017	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.00143	0.00265	0.00023	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.0043	0.01	0.00062	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	$6.53 \cdot 10^{-5}$	0.00013	$5.5 \cdot 10^{-6}$	kg P equival.
Eutrofizzazione marina	0.00138	0.0032	$5.7 \cdot 10^{-5}$	kg N equival.
Ecotossicità acque dolci	3.37	6.42	0.19	CTUe
Uso del terreno	0.66	1.79	0.78	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0433	0.14	$2.9 \cdot 10^{-5}$	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$3.41 \cdot 10^{-6}$	$5.3 \cdot 10^{-6}$	$4.1 \cdot 10^{-7}$	kg Sb equival.

Si riportano nella tabella 5.17 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.17: *Impatti della produzione di energia elettrica, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario I*

Sabbia di quarzo, scenario I			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.695	2.65	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.03 \cdot 10^{-8}$	$1.5 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.25 \cdot 10^{-7}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.32 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00082	0.00313	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0664	0.25	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.65 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00431	0.0164	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0127	0.048	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.049	0.186	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00062	0.00235	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0157	0.06	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	31.3	119.23	CTUe
Uso del terreno	8.76	33.39	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.69	2.62	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.55 \cdot 10^{-5}$	$9.7 \cdot 10^{-5}$	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.18 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.18: Impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo *Cumulative Energy Demand*, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo al batch di vetrificazione dello scenario I.

Sabbia di quarzo, scenario I		
Non rinnovabile, fossile	73.45	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.36	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0612	MJ
Rinnovabile, biomassa	21.98	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.446	MJ
Rinnovabile, idrica	1.67	MJ

Si riportano nella tabella 5.19 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo *Cumulative Energy Demand*.

Tabella 5.19: Impatti energetici degli step processistici, calcolati secondo il metodo *Cumulative Energy Demand*, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo al batch di vetrificazione dello scenario I.

Sabbia di quarzo, scenario I				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Sabbia di quarzo
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.62	67.0	2.97	0.35
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.210	4.95	0.228	0.0050
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00081	0.0583	0.00249	1.7·10 ⁻⁵
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.305	20.91	0.902	0.014
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.404	0.025	0.0006
Rinnovabile, idrica, MJ	0.061	1.53	0.080	0.0026

5.1.5 – Considerazioni sullo scenario I

Riguardo il confronto con lo scenario di riferimento, gli impatti del processo totale del caso in cui si aggiungono bottom ashes allo scenario I, sia calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+ (tabella 5.5) che secondo il metodo Cumulative Energy Demand (tabella 5.8), sono maggiori rispetto agli impatti dello scenario di riferimento.

Dalla tabella 5.10 (ILCD Midpoint+) e dalla tabella 5.13 (Cumulative Energy Demand), si nota che gli impatti del processo totale nel caso in cui si aggiungano glass cullets sono, per la maggior parte delle categorie, maggiori di quelli dello scenario di riferimento, ma l'impatto dell'eutrofizzazione delle acque dolci è minore. L'eccezione è invece rappresentata, per il metodo Cumulative Energy Demand, dall'energia non rinnovabile da biomasse, dove il valore è minore (dunque maggiore in modulo, essendo un impatto negativo) in questo scenario. È dunque necessario analizzare gli impatti dei vari step per comprenderne il motivo.

Gli impatti del processo totale nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo, riportati in tabella 5.15 (ILCD Midpoint+) e in tabella 5.18 (Cumulative Energy Demand), sono minori in questo scenario.

Gli impatti della produzione di carbonato di calcio (tabelle 5.6, 5.11, 5.16 per il metodo ILCD Midpoint+, tabelle 5.9, 5.14, 5.16 per il metodo Cumulative Energy Demand) sono in questo scenario leggermente maggiori ed uguali per tutti i tre casi analizzati. Dal momento che le quantità per produrre il carbonato di calcio sono rimaste uguali a quelle dello scenario di riferimento, gli impatti sono molto simili in questo scenario. I valori leggermente maggiori possono essere attribuiti alla quantità relativa di energia elettrica utilizzata rispetto all'energia elettrica prodotta in turbina. Inoltre, nonostante la quantità di gas e di anidride carbonica coinvolti nella cattura della CO₂ siano minori in questo scenario, la quantità di anidride carbonica effettivamente utilizzata per la produzione del carbonato di calcio è una frazione molto piccola dell'anidride carbonica catturata. Per questo motivo, le variazioni causate dal variare delle quantità di gas di incenerimento utilizzate sono trascurabili, come dimostrato dai risultati di questo scenario. Questa ipotesi viene applicata agli impatti di entrambi i metodi di calcolo.

La produzione di energia elettrica (tabelle 5.7, 5.12, 5.17 per i risultati del metodo ILCD Midpoint+ e tabelle 5.9, 5.14, 5.19 per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand) mostra impatti minori in questo scenario, per la produzione di energia elettrica per la produzione di vetro ceramico. Si noti che per il metodo Cumulative Energy Demand si riporta solo la somma della produzione di energia elettrica per vetrificazione e produzione di vetro ceramico. Dal momento che tutte le altre categorie d'impatto presentano lo stesso andamento, quando confrontate, sia per il metodo ILCD Midpoint+ che Cumulative Energy Demand, si può ragionevolmente supporre che quanto detto per i dati del metodo ILCD Midpoint+ sia valido anche per il metodo Cumulative Energy Demand.

Gli impatti relativi al riscaldamento e separazione delle fly ashes sono minori, in questo scenario, rispetto i corrispettivi impatti dello scenario di partenza. Questo è dovuto alla minor quantità di fly ashes da separare dai gas di incenerimento, rispetto allo scenario di partenza. Gli impatti di questo step sono osservabili nelle tabelle 5.6, 5.11, 5.16 per il

metodo ILCD Midpoint+ e nelle tabelle 5.9, 5.14, 5.16 per il metodo Cumulative Energy Demand.

Riguardo i singoli casi, invece, per il caso in cui si aggiungono bottom ashes gli impatti della produzione di energia per la vetrificazione (tabella 5.7 ILCD Midpoint+) sono maggiori rispetto lo scenario di riferimento. Questo perché in questo scenario la richiesta di energia elettrica da parte dello step di vetrificazione è maggiore. Questo potrebbe essere dovuto alle proprietà fisiche delle bottom ashes, che richiedono una maggior quantità di energia per essere portate alla temperatura di vetrificazione rispetto alle fly ashes. In alternativa, il motivo potrebbe essere dovuto al fatto che le fly ashes si trovano ad una maggior temperatura iniziale e dunque richiedono una minor energia. In entrambi i casi, aver aumentato la quantità di bottom ashes e ridotto la quantità di fly ashes comporta una maggior richiesta energetica. Dalla tabella 5.9, si può vedere che gli impatti dell'energia prodotta per la vetrificazione sono tanto alti da far sì che la loro somma con gli impatti della produzione di energia per produzione di vetro ceramico sia maggiore rispetto la corrispettiva somma nello scenario di riferimento.

Gli impatti delle bottom ashes risultano essere minori, per entrambi i metodi (tabella 5.6 per il metodo ILCD Midpoint+, tabella 5.9 per il metodo Cumulative Energy Demand). Questo è dovuto, dal punto di vista dell'LCA, al fatto che una minor quantità di rifiuti solidi urbani inceneriti e una minor energia richiesta per l'incenerimento e consecutiva produzione delle bottom ashes comportano minori impatti. Dal momento che le bottom ashes prodotte sono maggiori di quelle che poi vengono riutilizzate, si può concludere che effettivamente gli impatti relativi alle bottom ashes utilizzate in questo scenario siano minori rispetto quelli dello scenario di riferimento.

Dalla tabella 5.11 (ILCD Midpoint+) e dalla tabella 5.14 (Cumulative Energy Demand) si nota che gli impatti evitati dal riutilizzo delle glass cullets, sono maggiori in modulo (sono dunque più negativi). Questo è dovuto alla maggior quantità di glass cullets impiegate ed è uno dei motivi, insieme ai minor impatti della separazione delle fly ashes, per cui alcune categorie di impatto del processo totale sono minori in questo scenario.

Gli impatti della produzione di energia elettrica per vetrificazione, riportate in tabella 5.12 (ILCD Midpoint+), sono maggiori in questo scenario, perché maggiore è l'energia elettrica richiesta per la vetrificazione. Questo probabilmente perché le proprietà fisiche delle glass cullets fanno sì che esse siano la componente del batch di vetrificazione più onerosa da portare alla temperatura necessaria alla vetrificazione. L'energia necessaria per la produzione del vetro ceramico è invariata e dunque invariati sono i suoi impatti, rispetto allo scenario di partenza. Sono infatti richiesti 2.52 MJ in questo scenario, per la vetrificazione, contro i 2.42 MJ richiesti nello scenario di riferimento. Anche per le glass cullets, la somma degli impatti della produzione di energia elettrica (tabella 5.14 Cumulative Energy Demand) è maggiore rispetto allo scenario di riferimento.

Prima di passare al caso in cui si aggiunge sabbia di quarzo, è importante notare che, per l'eutrofizzazione di acque dolci e per gli impatti sull'energia non rinnovabile da biomasse gli impatti evitati grazie al riutilizzo delle glass cullets riescono a compensare l'aumento degli impatti dovuto alla maggior richiesta di energia elettrica, riuscendo anche a diminuire queste due tipologie d'impatto per il processo totale.

Riguardo il caso in cui si aggiunge sabbia di quarzo, gli impatti dovuti all'estrazione della sabbia di quarzo siano maggiori in questo scenario, perché maggiore è la quantità di sabbia

di quarzo impiegata. Gli impatti della sabbia di quarzo sono osservabili nella tabella 5.16 (ILCD Midpoint+) e nella tabella 5.19 (Cumulative Energy Demand).

Gli impatti legati alla produzione di energia elettrica per vetrificazione (tabella 5.17 ILCD Midpoint+) sono invece minori in questo scenario, a differenza di quanto visto per bottom ashes e glass cullets. Minore è anche la somma degli impatti delle produzioni di energia elettrica (tabella 5.19 Cumulative Energy Demand).

Il fatto che gli impatti del processo totale in caso si aggiunga sabbia di quarzo siano minori per questo scenario, può indurre alla conclusione che la riduzione degli impatti dovuti alla produzione di energia elettrica e alla separazione delle fly ashes abbiano un maggior effetto, sul processo totale, rispetto all'aumento del resto degli impatti.

A differenza delle altre due fonti di silicio, aggiungere ulteriore sabbia e ridurre le fly ashes non porta ad una maggior richiesta energetica per la vetrificazione. Questo è probabilmente dovuto alle proprietà fisiche della sabbia, che richiede minor energia per essere portata alla temperatura necessaria, pur essendo le fly ashes ad una maggior temperatura iniziale ed essendo queste ultime presenti in minor quantità.

5.2-Scenario II

5.2.1-Tabelle d'inventario

Si riporta nella tabella 5.20 l'inventario dello scenario II, vetrificazione esclusa.

Tabella 5.20: Tabella d'inventario dello scenario II, escluso lo step di vetrificazione.

Incenerimento			
Input		Output	
Rifiuti solidi urbani, kg	30	Fly ashes, kg	0.6
Energia elettrica, MJ	7.476	Gas di incenerimento, kg	214.62
		Bottom ashes, kg	6.3
Vaporizzazione dell'acqua			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	214.62	Gas di incenerimento, kg	214.62
Fly ashes, kg	0.6	Fly ashes, kg	0.6
Acqua, kg	61.53	Vapore, kg	61.53
Produzione di energia elettrica			
Input		Output	
Vapore, kg	61.53	Vapore espanso, kg	61.53
		Energia elettrica, MJ	41.0
Separazione delle fly ashes			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	214.62	Gas di incenerimento, kg	214.62
Fly ashes, kg	0.6	Fly ashes, kg	0.6
Energia elettrica, MJ	7.2		
Recupero termico			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	0.536	Gas di incenerimento, kg	0.536
Fly ashes, kg	0.6	Fly ashes (a 883°C), kg	0.6
Cattura della CO ₂			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	214.084	Gas da inviare al trattamento, kg	175
Monoetanolamina, kg	73.42	CO ₂ fossile, kg	7.88
Acqua in soluzione, kg	476.75	CO ₂ biogenica, kg	11.83
Acqua di make-up, kg	5.76	Vapore, kg	16.44

Energia elettrica, MJ	16.7	Monoetanolamina gassosa, kg	0.39
Energia termica, MJ	693.7		
Vetrificazione*			
Produzione CaCO ₃			
Input		Output	
CO ₂ biogenica, kg	0.00879	CaCO ₃ , kg	0.02
Ca(OH) ₂ , kg	0.0148		
Produzione vetro ceramico			
Input		Output	
Vetro da cenere, kg	1	CO ₂ pura, kg	0.00879
Energia elettrica, MJ	0.5	Vetro ceramico, kg	1
CaCO ₃ , kg	0.02		

Si riporta nella tabella 5.21 l'inventario della vetrificazione nel caso in cui si aggiungano bottom ashes, nello scenario II.

Tabella 5.21: Vetrificazione nello scenario II in caso in cui si aggiungano bottom ashes al batch di vetrificazione.

Vetrificazione-bottom ashes			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.6	Vetro da cenere, kg	1
Bottom ashes, kg	0.4		
Energia elettrica, MJ	2.19		

Si riporta nella tabella 5.22 l'inventario della vetrificazione nel caso in cui si aggiungano glass cullets, nello scenario II.

Tabella 5.22: Vetrificazione nel caso in cui si aggiungano glass cullets al batch di vetrificazione dello scenario II

Vetrificazione-glass cullets			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.6	Vetro da cenere, kg	1
Glass cullets, kg	0.4		

Energia elettrica, MJ	2.33	
--------------------------	------	--

Si riporta nella tabella 5.23 l'inventario della vetrificazione nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo, nello scenario II.

Tabella 5.23: Vetrificazione nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo al batch di vetrificazione dello scenario II.

Vetrificazione-sabbia di quarzo			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.6	Vetro da cenere, kg	1
Sabbia di quarzo, kg	0.4		
Energia elettrica, MJ	1.83		

5.2.2- Bottom ashes

Si riportano nella tabella 5.24 gli impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.24: Impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario II.

Bottom ashes, scenario II		
Cambiamento climatico	4.58	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.76 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.72 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.63 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.0053	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.434	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.72 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.028	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.081	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.31	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00392	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.099	kg N equivalenti

Ecotossicità acque dolci	199.14	CTUe
Uso del terreno	55.43	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.34	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000163	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.25 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti della produzione delle bottom ashes, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.25: *Impatti degli step operativi del processo, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario II.*

Bottom ashes, scenario II				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione e fly ashes	Bottom ashes	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.188	0.22	0.127	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$1.25 \cdot 10^{-8}$	$1.63 \cdot 10^{-8}$	$9.67 \cdot 10^{-9}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.96 \cdot 10^{-8}$	$1.28 \cdot 10^{-7}$	$7.23 \cdot 10^{-8}$	CTUh

Tossicità umana, cancerogena	$3.87 \cdot 10^{-8}$	$3.91 \cdot 10^{-8}$	$2.21 \cdot 10^{-8}$	CTUh
Particolato	0.000124	0.00025	0.00014	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0125	0.0215	0.0123	kBq ^{235}U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$4.71 \cdot 10^{-8}$	$8.47 \cdot 10^{-8}$	$4.85 \cdot 10^{-8}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.000603	0.00131	0.000745	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.00143	0.00384	0.00218	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.0043	0.0145	0.00819	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	$6.52 \cdot 10^{-5}$	0.00018	0.0001	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00137	0.00461	0.0026	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.36	9.3	5.27	CTUe
Uso del terreno	0.661	2.6	1.47	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0431	0.2	0.114	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$3.4 \cdot 10^{-6}$	$7.61 \cdot 10^{-6}$	$4.31 \cdot 10^{-6}$	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.26 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.26: *Impatti della produzione di energia elettrica, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario II*

Bottom ashes, scenario II

	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.753	3.33	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	4.41·10 ⁻⁸	1.95·10 ⁻⁷	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	4.59·10 ⁻⁷	2.03·10 ⁻⁶	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	1.42·10 ⁻⁷	6.27·10 ⁻⁷	CTUh
Particolato	0.00089	0.0039	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.721	0.32	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	2.87·10 ⁻⁷	1.27·10 ⁻⁶	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00465	0.02	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.014	0.061	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.0525	0.232	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00066	0.0029	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.017	0.075	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	33.71	148.93	CTUe
Uso del terreno	9.43	41.67	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.74	3.27	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	2.75·10 ⁻⁵	0.000122	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.27 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.27: *Impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario II.*

Bottom ashes, scenario II		
Non rinnovabile, fossile	91.32	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.75	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.0766	MJ
Rinnovabile, biomassa	27.52	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.588	MJ
Rinnovabile, idrica	2.14	MJ

Si riportano nella tabella 5.28 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.28: *Impatti degli step operativi del processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario II.*

Bottom ashes, scenario II				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Bottom Ashes
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.616	81.56	4.32	2.46
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.21	6.06	0.332	0.191
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.000804	0.071	0.0036	0.0576
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.304	25.36	1.31	20.68
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0193	0.514	0.037	0.42
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0611	1.91	0.118	1.556

5.2.3 – Glass cullets

Si riportano nella tabella 5.29 i risultati del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.29: Impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario II.

Glass cullets, scenario II		
Cambiamento climatico	4.46	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.66 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.71 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.38 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00524	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.43	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.72 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.028	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0823	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.315	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00357	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.101	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	199.34	CTUe
Uso del terreno	56	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.44	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000145	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.30 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti del riutilizzo delle glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.30: Impatti degli step operativi del processo, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario II.

Glass cullets, scenario II				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Glass cullets	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.188	0.221	-0.23	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	1.26·10 ⁻⁸	1.63·10 ⁻⁸	-1.3·10 ⁻⁸	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	4.98·10 ⁻⁸	1.27·10 ⁻⁷	-7·10 ⁻⁸	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.87·10 ⁻⁸	3.9·10 ⁻⁸	-4.5·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.000124	0.00025	-0.00017	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0125	0.0215	-0.0127	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.72·10 ⁻⁸	8.45·10 ⁻⁸	-4·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.000604	0.00131	-0.00053	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.00143	0.00383	-0.00092	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.0043	0.0144	-0.00215	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	6.54·10 ⁻⁵	0.000184	-0.00045	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0014	0.00461	-0.00043	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.37	9.3	-4.72	CTUe
Uso del terreno	0.663	2.6	-0.823	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0433	0.2	-0.00353	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.41·10 ⁻⁶	7.6·10 ⁻⁶	-2.3·10 ⁻⁵	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.31 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.31: Impatti della produzione di energia elettrica, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario II

Glass cullets, scenario II			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.75	3.55	kg CO ₂ equivalen.
Consumo dello strato di ozono	4.41·10 ⁻⁸	2.08·10 ⁻⁷	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	4.59·10 ⁻⁷	2.17·10 ⁻⁶	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	1.42·10 ⁻⁷	6.7·10 ⁻⁷	CTUh
Particolato	0.00089	0.0042	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.072	0.34	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	2.87·10 ⁻⁷	1.35·10 ⁻⁶	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00465	0.022	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0137	0.065	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.0525	0.248	molc N equivalen.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.000664	0.00314	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.017	0.08	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	33.71	159.13	CTUe
Uso del terreno	9.43	44.53	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.74	3.49	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	2.75·10 ⁻⁵	0.00013	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.32 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.32: Impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario II.

Glass cullets, scenario II		
Non rinnovabile, fossile	92.023	MJ
Non rinnovabile, nucleare	6.7	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.01	MJ

Rinnovabile, biomassa	27.7	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.58	MJ
Rinnovabile, idrica	2.02	MJ

Si riportano nella tabella 5.33 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.33: Impatti degli step operativi del processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario II.

Glass cullets, scenario II				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Glass cullets
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.62	86.12	4.31	-1.385
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.21	6.4	0.33	-0.202
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00081	0.075	0.0036	-0.069
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.305	26.78	1.31	-0.51
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.019	0.542	0.037	-0.0167
Rinnovabile, idrica, MJ	0.061	2.014	0.12	-0.157

5.2.4 – Sabbia di quarzo

Si riportano nella tabella 5.34 i gli impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.34: Impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario II.

Sabbia di quarzo, scenario II		
Cambiamento climatico	3.93	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.36 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.32 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.39 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00452	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.37	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.47 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.024	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.07	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.264	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00335	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.085	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	169.73	CTUe
Uso del terreno	47.69	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.69	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.00014	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.35 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti dell'estrazione di sabbia di quarzo, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.35: Impatti degli step operativi del processo, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario II.

Sabbia di quarzo, scenario II				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.188	0.22	0.019	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	1.25·10 ⁻⁸	1.63·10 ⁻⁸	1.86·10 ⁻⁹	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.96·10 ⁻⁸	1.27·10 ⁻⁷	4.13·10 ⁻⁹	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.87·10 ⁻⁸	3.89·10 ⁻⁸	6.84·10 ⁻¹⁰	CTUh
Particolato	0.000124	0.00025	2.14·10 ⁻⁵	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.0125	0.0214	0.0008	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.7·10 ⁻⁸	8.44·10 ⁻⁸	4.88·10 ⁻⁹	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00131	0.000114	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.00143	0.00383	0.000155	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.00427	0.0144	0.000414	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	6.51·10 ⁻⁵	0.000184	3.67·10 ⁻⁶	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00137	0.0046	3.81·10 ⁻⁵	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.35	9.27	0.127	CTUe
Uso del terreno	0.66	2.59	0.52	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.043	0.2	1.94·10 ⁻⁵	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.4·10 ⁻⁶	7.59·10 ⁻⁶	2.71·10 ⁻⁷	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.36 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.36: *Impatti della produzione di energia elettrica, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario II.*

Sabbia di quarzo, scenario II			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.75	2.78	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.41 \cdot 10^{-8}$	$1.63 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.59 \cdot 10^{-7}$	$1.69 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.42 \cdot 10^{-7}$	$5.24 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00089	0.0033	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.072	0.266	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.87 \cdot 10^{-7}$	$1.06 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00465	0.017	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.014	0.051	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.052	0.194	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00066	0.0024	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.017	0.062	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	33.7	124.43	CTUe
Uso del terreno	9.43	34.82	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.74	2.73	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.75 \cdot 10^{-5}$	0.0001	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.37 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.37: Impatti totali del processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario II.

Sabbia di quarzo, scenario II		
Non rinnovabile, fossile	78.25	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.75	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.065	MJ
Rinnovabile, biomassa	23.42	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.5	MJ
Rinnovabile, idrica	1.82	MJ

Si riportano nella tabella 5.38 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.38: Impatti degli step operativi del processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario II.

Sabbia di quarzo, scenario II				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Sabbia di quarzo
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.614	70.62	4.3	0.232
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.21	5.25	0.33	0.00336
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.0008	0.0612	0.0036	1.12·10 ⁻⁵
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.303	21.96	1.304	0.00925
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0193	0.445	0.037	0.000391
Rinnovabile, idrica, MJ	0.061	1.65	0.119	0.00171

5.2.5 – Considerazioni sullo scenario II

Le tabelle 5.24 e 5.27 mostrano che i risultati del processo totale in questo scenario, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes, sono maggiori rispetto allo scenario di riferimento (ovvero quello in cui si hanno pari quantità di fly ashes e fonte di silicio). Anche gli impatti del processo totale nello scenario II in cui si aggiungono glass cullets sono maggiori rispetto ai corrispettivi impatti dello scenario di riferimento, come osservabile dalle tabelle 5.29 e 5.32, per entrambi i metodi di calcolo. È importante notare che, per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand, l'impatto relativo all'energia non rinnovabile da biomasse non è un impatto evitato, come nello scenario di riferimento, ma è un impatto positivo. Analogamente, anche i risultati del processo totale in cui si aggiunge sabbia di quarzo allo scenario II sono maggiori rispetto ai corrispettivi impatti dello scenario di riferimento. Anche in questo caso, ciò si applica ai risultati di entrambi i metodi di calcolo, i cui risultati sono riportati nelle tabelle 5.34 e 5.37.

Anche gli impatti della produzione di carbonato di calcio e dello step di riscaldamento e separazione delle fly ashes (in ordine dei casi analizzati, tabelle 5.25, 5.30, 5.35 per ILCD Midpoint+ e tabelle 5.28, 5.33, 5.38 per Cumulative Energy Demand) sono maggiori in questo scenario, rispetto a quelli dello scenario di riferimento, per ognuno dei tre casi analizzati nello scenario II. Questo è valido sia per i risultati del metodo ILCD Midpoint+ che per quelli del metodo Cumulative Energy Demand. Analogamente, anche gli impatti della produzione di energia elettrica per lo step di produzione del vetro ceramico (tabelle 5.26, 5.31, 5.36 per ILCD Midpoint+) sono uguali per i tre casi di questo scenario e sono maggiori degli impatti della corrispondente produzione di energia elettrica per lo scenario di riferimento. Dunque, questi step di processo contribuiscono ad aumentare gli impatti del processo totale per questo scenario.

Dal momento che gli impatti di questi due step di processo sono uguali per ognuno dei tre casi dello scenario II, le differenze tra i tre casi sono da osservare nella produzione di energia elettrica per vetrificazione e negli impatti dell'utilizzo della fonte di silicio.

Le tabelle 5.26 e 5.28 mostrano che gli impatti della produzione di energia elettrica per la vetrificazione nel caso in cui si aggiungano bottom ashes sono maggiori rispetto allo scenario di riferimento. Gli impatti relativi all'utilizzo delle bottom ashes sono, invece, minori rispetto a quelli dello scenario di riferimento. Quanto appena detto vale sia per gli impatti del metodo ILCD Midpoint+ (tabella 5.26) che per quelli del metodo Cumulative Energy Demand (tabella 5.28, sommata alla produzione di energia elettrica).

Il motivo per cui gli impatti delle bottom ashes siano minori, può essere dovuto al fatto che si utilizzi una minor quantità di bottom ashes in questo scenario. Quindi, nonostante si incenerisca una maggior quantità di rifiuti in questo scenario, l'utilizzo di 0.4 kg di bottom ashes, invece che 0.5 kg, comporta comunque impatti minori.

Il motivo per cui gli impatti della produzione di energia elettrica per vetrificazione siano maggiori rispetto allo scenario di riferimento, pur essendo la richiesta energetica minore, può essere dovuto alla maggior quantità di rifiuti inceneriti. È possibile che i maggiori impatti legati ai fumi di combustione, che sono maggiori in questo scenario rispetto che in quello di riferimento, siano tali da superare anche la riduzione degli impatti legati ad una minor richiesta energetica e che dunque risulti in maggiori impatti per la produzione di energia.

Si noti, prima di passare ai casi in cui si aggiungano le altre fonti di silicio, che benché per il metodo Cumulative Energy Demand non sia stata fatta la distinzione tra la produzione di energia elettrica per la vetrificazione e la produzione di vetro ceramico, non c'è motivo per

cui pensare che per le due produzioni di energia non siano valide le considerazioni fatte per i risultati del metodo ILCD Midpoint+. Quest'ipotesi è motivata dal fatto che per gli altri step di processo, le considerazioni sui dati sono relativamente uguali per entrambi i metodi di calcolo.

Riguardo l'aggiunta di glass cullets, gli impatti evitati delle glass cullets (tabella 5.30 ILCD Midpoint+ e tabella 5.33 Cumulative Energy Demand) sono minori in modulo, rispetto allo scenario di riferimento (dunque, da un punto di vista assoluto, si hanno impatti maggiori, essendo gli impatti evitati negativi). Anche in questo caso, il motivo è una minor quantità di glass cullets utilizzate, portando a minori impatti evitati. Anche in questo caso, gli impatti legati alla produzione di energia elettrica per la vetrificazione (tabella 5.31 ILCD Midpoint+ e tabella 5.33 Cumulative Energy Demand) sono maggiori, pur essendo minor la richiesta energetica. I supposti motivi di ciò sono già stati espressi per le bottom ashes.

Prima di passare ad analizzare il caso in cui si aggiunge la sabbia, si desidera far notare che gli impatti maggiori per tutti gli step di processo e minor impatti evitati per lo step di riutilizzo delle glass cullets fanno sì che il processo totale presenti un impatto sull'energia non rinnovabile da biomassa positivo e non negativo, a differenza di quanto osservato nello scenario di riferimento.

Riguardo il caso in cui si aggiunge sabbia di quarzo, gli impatti dello step di estrazione ed utilizzo della sabbia di quarzo (tabella 5.35 ILCD Midpoint+ e tabella 5.38 Cumulative Energy Demand) sono minori rispetto allo scenario di riferimento, sempre a causa della minor quantità di sabbia di quarzo utilizzata. Diversa è invece la situazione relativa alla produzione di energia elettrica per la vetrificazione (tabella 5.36 ILCD Midpoint+ e tabella 5.38 Cumulative Energy Demand). In questo caso, gli impatti sono circa uguali a quelli dello scenario di riferimento.

Il motivo di ciò si può individuare nel fatto che l'energia richiesta in questo scenario è relativamente più bassa, rispetto alla richiesta energetica nello scenario di riferimento, di quanto lo sia negli altri due casi. Infatti, per le glass cullets l'energia richiesta in questo scenario è circa il 96% di quella richiesta nello scenario di riferimento, mentre quella richiesta in questo scenario per le bottom ashes è circa il 98%. L'energia richiesta in questo scenario è invece il 92% di quella richiesta nello scenario di riferimento. Si suppone che questa differenza sia abbastanza grande da bilanciare l'aumento degli impatti causato dalla maggior quantità di rifiuti inceneriti. Anche i risultati della produzione di energia elettrica secondo il metodo Cumulative Energy Demand, pur essendo leggermente maggiori, sono simili a quelli dello scenario di riferimento.

5.3 – Scenario III

5.3.1 – Tabella d’inventario

Anche in questo scenario, come nello scenario I, è stato scelto volutamente un valore di energia elettrica richiesta per la separazione delle fly ashes pari a quella dello scenario di riferimento, per evitare di sottostimare la richiesta energetica. Nella tabella 5.39 si riporta l’inventario dello scenario III, vetrificazione esclusa.

Tabella 5.39: Tabella d’Inventario dello scenario III, vetrificazione esclusa.

Incenerimento			
Input		Output	
Rifiuti solidi urbani, kg	10	Fly ashes, kg	0.2
Energia elettrica, MJ	2.49	Gas di incenerimento, kg	71.54
		Bottom ashes, kg	2.1
Vaporizzazione dell’acqua			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	71.36	Gas di incenerimento, kg	71.36
Fly ashes, kg	0.2	Fly ashes, kg	0.2
Acqua, kg	20.55	Vapore, kg	20.55
Produzione di energia elettrica			
Input		Output	
Vapore, kg	20.55	Vapore espanso, kg	20.55
		Energia elettrica, MJ	13.7
Separazione delle fly ashes			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	71.54	Gas di incenerimento, kg	71.54
Fly ashes, kg	0.2	Fly ashes, kg	0.2
Energia elettrica, MJ	6.91		
Recupero termico			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	0.18	Gas di incenerimento, kg	0.18
Fly ashes, kg	0.2	Fly ashes (a 883°C), kg	0.2
Cattura della CO ₂			
Input		Output	
Gas di incenerimento, kg	71.36	Gas da inviare al trattamento, kg	57.6
Monoetanolamina, kg	24.47	CO ₂ fossile, kg	2.63

Acqua in soluzione, kg	134.43	CO ₂ biogenica, kg	3.94
Acqua di make-up, kg	1.92	Vapore, kg	5.48
Energia elettrica, MJ	5.55	Monoetanolamina gassosa, kg	0.13
Energia termica, MJ	231.25		
Vetrificazione*			
Produzione CaCO ₃			
Input		Output	
CO ₂ biogenica, kg	0.00879	CaCO ₃ , kg	0.02
Ca(OH) ₂ , kg	0.0148		
Produzione vetro ceramico			
Input		Output	
Vetro da cenere, kg	1	CO ₂ pura, kg	0.00879
Energia elettrica, MJ	0.5	Vetro ceramico, kg	1
CaCO ₃ , kg	0.02		

Si riporta nella tabella 5.40 l'inventario per la vetrificazione nel caso in cui si utilizzino bottom ashes nello scenario III.

Tabella 5.40: Vetrificazione nel caso in cui si aggiungano bottom ashes al batch di vetrificazione dello scenario III.

Vetrificazione-bottom ashes			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.2	Vetro da cenere, kg	1
Bottom ashes, kg	0.8		
Energia elettrica, MJ	2.38		

Si riporta nella tabella 5.41 l'inventario per la vetrificazione nel caso in cui si utilizzino glass cullets nello scenario III.

Tabella 5.41: Vetrificazione nel caso in cui si aggiungano glass cullets al batch di vetrificazione dello scenario III.

Vetrificazione-glass cullets			
Input		Output	

Fly ashes, kg	0.2	Vetro da cenere, kg	1
Glass cullets, kg	0.8		
Energia elettrica, MJ	2.7		

Si riporta nella tabella 5.42 l'inventario per la vetrificazione nel caso in cui si utilizzino glass cullets nello scenario III.

Tabella 5.42: *Vetrificazione nel caso si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario III.*

Vetrificazione-Sabbia di quarzo			
Input		Output	
Fly ashes, kg	0.2	Vetro da cenere, kg	1
Sabbia di quarzo, kg	0.8		
Energia elettrica, MJ	1.94		

5.3.2 – Bottom Ashes

Si riportano nella tabella 5.43 gli impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.43: Impatti del processo totale nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario III, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Bottom ashes, scenario III		
Cambiamento climatico	4.84	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.9 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.87 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$9.11 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.0056	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.458	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.82 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0292	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.086	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.327	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00415	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.105	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	210.61	CTUe
Uso del terreno	58.65	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.59	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000173	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.44 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti della produzione delle bottom ashes, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.44: Impatti degli step del processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario III.

Bottom ashes, scenario III				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Bottom ashes	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.189	0.0924	0.253	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	1.27·10 ⁻⁸	6.54·10 ⁻⁹	1.93·10 ⁻⁸	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	4.98·10 ⁻⁸	5.39·10 ⁻⁸	1.44·10 ⁻⁷	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.88·10 ⁻⁸	1.65·10 ⁻⁸	4.42·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.000124	0.000105	0.000282	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0126	0.0089	0.0246	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.74·10 ⁻⁸	3.53·10 ⁻⁸	9.69·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.000605	0.00055	0.0015	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00143	0.00162	0.00435	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.00429	0.00612	0.0163	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	655·10 ⁻⁵	7.79·10 ⁻⁵	0.000209	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00138	0.00196	0.00521	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.373	3.934	10.52	CTUe
Uso del terreno	0.663	1.1	2.935	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0432	0.0855	0.227	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.41·10 ⁻⁶	3.22·10 ⁻⁶	8.61·10 ⁻⁶	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.45 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.45: *Impatti della produzione di energia elettrica, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario III.*

Bottom ashes, scenario III			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.748	3.6	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$4.37 \cdot 10^{-8}$	$2.1 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.56 \cdot 10^{-7}$	$2.19 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.41 \cdot 10^{-7}$	$6.77 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00088	0.00423	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0716	0.344	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.85 \cdot 10^{-7}$	$1.37 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00462	0.0222	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0136	0.0655	molc H ⁺ equival.
Eutrofizzazione terrestre	0.0522	0.251	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00066	0.00317	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0168	0.081	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	33.49	160.82	CTUe
Uso del terreno	9.37	45	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.735	3.53	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.74 \cdot 10^{-5}$	0.000131	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.46 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.46: Impatti energetici del processo totale nel caso si aggiungano bottom ashes allo scenario III, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Bottom ashes, scenario III		
Non rinnovabile, fossile	96.43	MJ
Non rinnovabile, nucleare	7.125	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.081	MJ
Rinnovabile, biomassa	29.11	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.62	MJ
Rinnovabile, idrica	2.26	MJ

Si riportano nella tabella 5.47 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.47: Impatti energetici degli step del processo nel caso in cui si aggiungano bottom ashes allo scenario III, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Bottom ashes, scenario III				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Bottom Ashes
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.63	86.75	1.812	4.916
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.21	6.44	0.138	0.381
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.00081	0.075	0.00152	0.0041
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.305	26.99	0.552	1.482
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0199	0.545	0.015	0.044
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0625	2.03	0.0481	0.138

5.3.3 – Glass cullets

Si riportano nella tabella 5.48 gli impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.48: Impatti totali del processo nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario III, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Glass cullets, scenario III		
Cambiamento climatico	4.61	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.73 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.88 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$8.67 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00553	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.454	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.83 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0297	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.0885	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.34	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.0035	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.11	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	212.22	CTUe
Uso del terreno	60.09	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	4.83	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000136	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.49 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti del riutilizzo delle glass cullets, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.49: Impatti degli step di processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario III.

Glass cullets, scenario III				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Glass cullets	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.189	0.0924	-0.46	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	1.26·10 ⁻⁸	6.54·10 ⁻⁹	-2.6·10 ⁻⁸	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	4.94·10 ⁻⁸	5.39·10 ⁻⁸	-1.4·10 ⁻⁷	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.86·10 ⁻⁸	1.65·10 ⁻⁸	-9.1·10 ⁻⁸	CTUh
Particolato	0.000123	0.000105	-0.00034	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0126	0.0089	-0.0255	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.71·10 ⁻⁸	3.53·10 ⁻⁸	-7.9·10 ⁻⁸	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0006	0.00055	-0.00106	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00142	0.00162	-0.00184	molc H ⁺ eq.
Eutrofizzazione terrestre	0.00425	0.00612	-0.0043	molc N equival.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.49·10 ⁻⁵	7.79·10 ⁻⁵	-0.00091	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.00136	0.00196	-0.00086	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.343	3.934	-9.45	CTUe
Uso del terreno	0.655	1.1	-1.65	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0426	0.0855	-0.0071	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.39·10 ⁻⁶	3.22·10 ⁻⁶	-4.6·10 ⁻⁵	kg Sb equival.

Si riportano nella tabella 5.50 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.50: *Impatti della produzione di energia elettrica, secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario III.*

Glass cullets, scenario III			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.748	4.074	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$4.37 \cdot 10^{-8}$	$2.38 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equival.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.56 \cdot 10^{-7}$	$2.48 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.41 \cdot 10^{-7}$	$7.68 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00088	0.0048	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0716	0.39	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.85 \cdot 10^{-7}$	$1.55 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0046	0.0252	kg NMVOC equival.
Acidificazione	0.0136	0.0743	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.0522	0.284	molc N equivalen.
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00066	0.0036	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0168	0.0915	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	33.49	182.443	CTUe
Uso del terreno	9.37	51.05	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.73	4.0	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.74 \cdot 10^{-5}$	0.00015	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.51 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.51: *Impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario III.*

Glass cullets, scenario III		
Non rinnovabile, fossile	98.37	MJ
Non rinnovabile, nucleare	7.06	MJ
Non rinnovabile, biomassa	-0.0508	MJ
Rinnovabile, biomassa	29.6	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.602	MJ
Rinnovabile, idrica	2.03	MJ

Si riportano nella tabella 5.52 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.52: *Impatti energetici degli step di processo, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiungano glass cullets allo scenario III.*

Glass cullets, scenario III				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Glass cullets
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.616	96.41	1.812	-2.77
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.211	7.16	0.138	-0.404
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.000797	0.0836	0.00152	-0.137
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.301	30	0.552	-1.03
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.0199	0.60	0.015	-0.333
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0622	2.25	0.048	-0.315

5.3.4 – Sabbia di quarzo

Si riportano nella tabella 5.53 gli impatti del processo totale, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.53: Impatti del processo totale, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario III.

Sabbia di quarzo, scenario III		
Cambiamento climatico	3.97	kg CO ₂ equivalenti
Consumo dello strato di ozono	$2.36 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equivalenti
Tossicità umana, non cancerogena	$2.34 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$7.44 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00457	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.373	kBq ²³⁵ U eq
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$1.48 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.024	kg NMVOC equivalenti
Acidificazione	0.07	molc H ⁺ equivalenti
Eutrofizzazione terrestre	0.266	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00337	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0853	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	171.0	CTUe
Uso del terreno	48.53	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	3.717	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	0.000141	kg Sb equivalenti

Si riportano nella tabella 5.54 gli impatti della produzione di carbonato di calcio, del riscaldamento e separazione delle fly ashes e gli impatti dell'estrazione di sabbia di quarzo, secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.54: Impatti degli step di processo, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario III.

Sabbia di quarzo, scenario III				
	Produzione CaCO ₃	Riscaldamento e separazione fly ashes	Sabbia di quarzo	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.19	0.0924	0.0389	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	1.27·10 ⁻⁸	6.54·10 ⁻⁹	3.72·10 ⁻⁹	kg CFC-11 eq.
Tossicità umana, non cancerogena	5.04·10 ⁻⁸	5.39·10 ⁻⁸	8.27·10 ⁻⁹	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	3.893·10 ⁻⁸	1.65·10 ⁻⁸	1.37·10 ⁻⁹	CTUh
Particolato	0.000125	0.000105	4.27·10 ⁻⁵	kg PM2.5
Radiazioni ionizzanti HH	0.0127	0.0089	0.00161	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	4.77·10 ⁻⁸	3.53·10 ⁻⁸	9.76·10 ⁻⁹	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.00061	0.00055	0.00023	kg NMVOC eq.
Acidificazione	0.00145	0.00162	0.00031	molc H ⁺ eq.
Eutrofizzazione terrestre	0.00436	0.00612	0.000828	molc N eq.
Eutrofizzazione di acque dolci	6.63·10 ⁻⁵	7.79·10 ⁻⁵	7.33·10 ⁻⁶	kg P equiv.
Eutrofizzazione marina	0.0014	0.00196	7.62·10 ⁻⁵	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	3.414	3.934	0.255	CTUe
Uso del terreno	0.675	1.1	1.041	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.0442	0.0855	3.89·10 ⁻⁵	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	3.44·10 ⁻⁶	3.22·10 ⁻⁶	5.42·10 ⁻⁷	kg Sb equival.

Si riportano nella tabella 5.55 gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Tabella 5.55: Impatti della produzione di energia elettrica nel caso si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario III, calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+.

Sabbia di quarzo, scenario III			
	Energia per vetro ceramico	Energia per vetrificazione	Unità di misura
Cambiamento climatico	0.748	2.93	kg CO ₂ equival.
Consumo dello strato di ozono	$4.37 \cdot 10^{-8}$	$1.71 \cdot 10^{-7}$	kg CFC-11 equiv.
Tossicità umana, non cancerogena	$4.56 \cdot 10^{-7}$	$1.78 \cdot 10^{-6}$	CTUh
Tossicità umana, cancerogena	$1.41 \cdot 10^{-7}$	$5.52 \cdot 10^{-7}$	CTUh
Particolato	0.00088	0.00345	kg PM _{2.5}
Radiazioni ionizzanti HH	0.0716	0.28	kBq ²³⁵ U eq.
Radiazioni ionizzanti E (interim)	$2.85 \cdot 10^{-7}$	$1.11 \cdot 10^{-6}$	CTUe
Formazione di ozono fotochimico	0.0046	0.0181	kg NMVOC equiv.
Acidificazione	0.0136	0.0534	molc H ⁺ equiv.
Eutrofizzazione terrestre	0.0522	0.204	molc N equivalenti
Eutrofizzazione di acque dolci	0.00066	0.00258	kg P equivalenti
Eutrofizzazione marina	0.0168	0.0657	kg N equivalenti
Ecotossicità acque dolci	33.49	131.09	CTUe
Uso del terreno	9.37	36.68	deficit di kg C
Consumo di risorse d'acqua	0.73	2.88	m ³ di acqua
Consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili	$2.74 \cdot 10^{-5}$	0.000107	kg Sb equivalenti

Si riportano in tabella 5.56 gli impatti totali del processo secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.56: Impatti energetici del processo totale, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario III

Sabbia di quarzo, scenario III		
Non rinnovabile, fossile	78.87	MJ
Non rinnovabile, nucleare	5.78	MJ
Non rinnovabile, biomassa	0.066	MJ
Rinnovabile, biomassa	23.57	MJ
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica	0.5	MJ
Rinnovabile, idrica	1.82	MJ

Si riportano nella tabella 5.57 gli impatti degli step di processo, secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Tabella 5.57: Impatti energetici degli step del processo nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo allo scenario III, calcolati secondo il metodo Cumulative Energy Demand.

Sabbia di quarzo, scenario III				
	Produzione CaCO ₃	Elettricità da turbina	Separazione Fly Ashes	Sabbia di quarzo
Non rinnovabile, fossile, MJ	3.65	73.48	1.812	0.464
Non rinnovabile, nucleare, MJ	0.21	5.46	0.138	0.00671
Non rinnovabile, biomassa, MJ	0.000824	0.064	0.00152	2.25·10 ⁻⁵
Rinnovabile, biomassa, MJ	0.311	22.86	0.552	0.0185
Rinnovabile, eolica, solare, geotermica, MJ	0.02	0.46	0.015	0.000783
Rinnovabile, idrica, MJ	0.0627	1.72	0.0481	0.00343

5.3.5 – Considerazioni sullo scenario III

Per lo scenario III, gli impatti del processo totale nel caso in cui si aggiungano bottom ashes (tabella 5.43 ILCD Midpoint+ e tabella 5.46 Cumulative Energy Demand), calcolati secondo il metodo ILCD Midpoint+ sono maggiori rispetto quelli dello scenario di riferimento. Anche per i risultati del metodo Cumulative Energy Demand si osservano impatti maggiori per questo scenario.

Il caso in cui si aggiungono glass cullets presenta impatti del processo totale (tabella 5.48 ILCD Midpoint+ e tabella 5.51 Cumulative Energy Demand) maggiori rispetto quelli del sistema di riferimento. Le stesse considerazioni sono valide per gli impatti del metodo Cumulative Energy Demand. Si noti che in questo scenario, a differenza di quanto visto nello scenario II, l'impatto relativo all'energia non rinnovabile da biomassa è un impatto evitato ed è maggiore in modulo, rispetto al corrispettivo impatto nello scenario di riferimento, indicando dunque un maggior impatto evitato in questo scenario. Si noti anche che l'impatto relativo al consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili è minore in questo scenario, per il caso in cui si utilizzano glass cullets.

I risultati del processo totale (tabella 5.53 ILCD Midpoint+ e tabella 5.56 Cumulative Energy Demand) nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo sono maggiori degli impatti dello scenario di riferimento. Lo stesso vale per i risultati del metodo ILCD Midpoint+.

Gli impatti del riscaldamento e separazione delle fly ashes (tabelle 5.44, 5.49, 5.54 ILCD Midpoint+ e tabelle 5.47, 5.52, 5.57 Cumulative Energy Demand), uguali per tutti i tre casi dello scenario III, sono minori rispetto a quelli dello scenario di riferimento, per tutti i tre casi in questo scenario. Questo è dovuto soltanto al fatto che si riscaldano e separano una minor quantità di ceneri e di fumi, dal momento che, come già detto, si è scelto di sopporre la stessa richiesta energetica dello scenario di riferimento. Lo stesso vale anche per gli impatti del metodo Cumulative Energy Demand.

Anche gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica per la produzione di vetro ceramico (tabella 5.45, 5.50, 5.55 ILCD Midpoint+ e tabelle 5.47, 5.52, 5.57 Cumulative Energy Demand) sono uguali per tutti i tre casi dello scenario III. Questi impatti sono maggiori rispetto quelli dello scenario di riferimento, per tutti i tre diversi casi. Il motivo di ciò è dovuto agli impatti legati al carbonato di calcio usato come foaming agent per la produzione del vetro ceramico.

Gli impatti relativi alla produzione del carbonato di calcio sono maggiori in questo scenario, rispetto agli impatti dello scenario di riferimento. Tuttavia, in questo scenario, gli impatti della produzione di carbonato di calcio non sono uguali per tutti i tre casi analizzati. Queste differenze sono dovute all'energia elettrica impiegata per condurre la cattura dell'anidride carbonica necessaria alla produzione del carbonato di calcio. Infatti, a differenza che negli altri scenari, in questo scenario l'energia elettrica prodotta dal vapore mandato in turbina non è sufficiente a soddisfare l'intera richiesta energetica del processo, a causa della relativamente bassa quantità di vapore prodotto ed inviato alla turbina. Per questo motivo, è stato necessario scegliere uno step del processo in cui utilizzare anche energia elettrica acquistata da fornitori esterni.

È stato scelto lo step di cattura della CO₂ perché questo è uno degli step, insieme allo step di separazione delle fly ashes, che presentano le maggiori richieste energetiche. Se anche si fosse scelto di utilizzare elettricità da fonti esterne per step meno onerosi come, ad esempio, la vetrificazione, la somma del resto delle richieste energetiche avrebbe comunque ecceduto la produzione di energia elettrica. Scegliendo invece di utilizzare una fornitura di energia elettrica esterna per il solo step di cattura dell'anidride carbonica, l'energia prodotta in

turbina riesce a soddisfare tutte le restanti richieste energetiche e, solo in parte, anche quella della cattura di CO₂. Dal momento che lo step di vetrificazione ha diverse richieste energetiche in base alla fonte di silicio utilizzata, l'energia rimanente da poter reindirizzare alla cattura dell'anidride carbonica è diversa tra i tre casi e, dunque, diversa è anche la quantità di energia elettrica esterna da fornire a questo step per soddisfare la richiesta di energia in eccesso.

Questo porta a diversi impatti sullo step di cattura della CO₂ e, indirettamente, sullo step di produzione del carbonato di calcio.

Si osservano invece ora le differenze tra l'utilizzo delle tre diverse fonti di silicio.

Riguardo l'aggiunta di bottom ashes, gli impatti dello step di produzione delle bottom ashes (tabella 5.44 ILCD Midpoint+ e tabella 5.47 Cumulative Energy Demand) sono maggiori rispetto i corrispettivi impatti dello scenario di confronto. Ciò è dovuto alla maggior quantità di bottom ashes utilizzate in questo scenario. Gli impatti dell'energia elettrica richiesta per la vetrificazione (tabella 5.45 ILCD Midpoint+ e tabella 5.47 Cumulative Energy Demand) sono anch'essi maggiori in questo scenario. Questo perché, nonostante i fumi d'incenerimento usati per vaporizzare l'acqua che verrà poi inviata in turbina siano minori rispetto a quelli dello scenario di riferimento, la quantità di energia richiesta è abbastanza alta da causare comunque un aumento degli impatti. Quanto detto è valido sia per i risultati del metodo ILCD Midpoint+ che per il metodo Cumulative Energy Demand.

Riguardo il caso in cui vengono aggiunte glass cullets allo scenario III, i risultati dei metodi ILCD Midpoint+ e Cumulative Energy Demand (tabella 5.49 ILCD Midpoint+ e tabella 5.52 Cumulative Energy Demand) mostrano impatti maggiormente evitati (dunque maggiori in modulo) per lo step di riutilizzo delle glass cullets, in questo scenario. Similmente alle bottom ashes, il motivo di ciò è dato dalla maggior quantità di glass cullets riutilizzate rispetto allo scenario di riferimento. Gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica (tabella 5.50 ILCD Midpoint+ e tabella 5.52 Cumulative Energy Demand), calcolati con entrambi i metodi, mostrano che in questo scenario gli impatti sono maggiori. Il motivo di ciò si suppone sia lo stesso motivo riportato in precedenza per il caso in cui si aggiungono bottom ashes.

Gli impatti dei metodi ILCD Midpoint+ e Cumulative Energy Demand mostrano, per il caso in cui venga aggiunta sabbia di quarzo, che gli impatti della produzione di energia elettrica per vetrificazione (tabella 5.55 ILCD Midpoint+ e tabella 5.57 Cumulative Energy Demand) siano maggiori rispetto quelli dello scenario di riferimento. Gli impatti dell'estrazione e utilizzo della sabbia di quarzo (tabella 5.54 ILCD Midpoint+ e tabella 5.57 Cumulative Energy Demand) sono anch'essi maggiori in questo scenario. Il motivo di questi impatti maggiori rispetto lo scenario di riferimento sono gli stessi di quelli già menzionati per i casi delle bottom ashes e glass cullets.

5.4 – Conclusioni delle analisi di sensitività

Le conclusioni sulle variazioni delle quantità di fly ashes e fonti di silicio possono essere tratte osservando innanzitutto gli impatti del processo totale, per poi esaminare i vari step di processo che si ritengono opportunamente condizionati dal diverso rapporto tra quantità di fly ashes e fonti di silicio.

Nello scenario I, l'aggiunta di bottom ashes, così come l'aggiunta di glass cullets, presenta impatti del processo totale maggiori di quelli dello scenario di riferimento. L'aggiunta di sabbia di quarzo presenta impatti minori rispetto quelli dello scenario di riferimento. Basandosi dunque sull'analisi di sensitività, risulta che se si vuole aumentare la fonte di silicio di una quantità non eccessiva, la miglior opzione sarebbe effettuare questa variazione usando sabbia di quarzo come fonte di silicio. Tuttavia, come detto nel precedente capitolo, se si utilizza per le altre due fonti di silicio lo stesso resistore, gli impatti relativi ai processi in cui vengono usate queste due fonti si riducono fino a divenire comparabili agli impatti del processo in cui si usa la sabbia di quarzo. Per questo motivo, si tiene adesso in considerazione la produzione di energia elettrica per vetrificazione. Si noti che non si prenderanno in considerazione, in questo scenario, la separazione delle fly ashes, né gli impatti legati alle fonti di silicio.

La separazione delle fly ashes non viene analizzata perché i minori impatti sono semplicemente legati alla minor quantità di ceneri volanti separate dai gas di incenerimento. Le fonti di silicio, analogamente, presentano maggiori impatti semplicemente perché se ne utilizza una maggior quantità. L'unica eccezione sono le bottom ashes, che presentano un minor impatto in questo scenario; il motivo di ciò è già stato menzionato.

La produzione di carbonato di calcio presenta impatti leggermente maggiori in questo scenario, ma si ritiene che non sia questo step a causare l'aumento degli impatti nel caso in cui si aggiungano bottom ashes, data la differenza non elevata, in termini assoluti, tra gli impatti dei due scenari. Si ritiene invece che sia la produzione di energia elettrica lo step di maggior impatto. La produzione di energia elettrica per la vetrificazione e per la produzione di vetro ceramico presentano impatti maggiori in questo scenario nel caso in cui vengano aggiunte glass cullets o bottom ashes, mentre essi sono minori nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo, a causa della minor richiesta energetica. L'utilizzo del Kanthal Super NC non è stato analizzato per le analisi di sensitività, ma è ragionevole supporre che anche in quel caso la richiesta energetica sia maggiore rispetto allo scenario di riferimento in cui si utilizza il Kanthal Super NC, dal momento che la maggior richiesta energetica in questo scenario non dipende dal resistore, ma dal diverso rapporto tra le masse delle fly ashes e delle fonti di silicio nel batch di vetrificazione. Tuttavia, la combinazione della minor richiesta energetica e degli altri impatti che vengono ridotti (specialmente per le glass cullets, dove una maggior quantità di glass cullets implica un maggior quantitativo di impatti evitati) potrebbero portare a impatti del processo totale più simili e confrontabili con quelli dello scenario di riferimento.

Per lo scenario I, tuttavia, in definitiva si ritiene che la migliore opzione sia l'utilizzo di sabbia di quarzo.

Per lo scenario II, tutti i tre casi analizzati presentano impatti maggiori e, soprattutto, gli impatti sull'energia non rinnovabile da biomasse da parte del processo in cui si aggiungono glass cullets non sono più impatti negativi, e dunque evitati, ma impatti positivi, mentre nello scenario di riferimento, e negli scenari I e III, questa tipologia d'impatti è negativa.

Per questo scenario, non si analizzeranno ulteriormente la produzione di carbonato di calcio, per i motivi prima espressi.

Gli step riguardanti le fonti di silicio presentano impatti minori, seppure siano necessarie alcune precisazioni sulle glass cullets. Utilizzando una minor quantità di glass cullets, sarà minore anche l'entità degli impatti evitati e, dunque, minore sarà il modulo degli impatti evitati relativi alle glass cullets. Inoltre, gli impatti relativi alla produzione di energia elettrica per la vetrificazione sono maggiori in questo scenario o, nel solo caso della sabbia di quarzo, circa uguali a quelli dello scenario di riferimento. In aggiunta a ciò, la maggior quantità di gas e di fly ashes da separare richiede una maggior quantità di energia elettrica all'elettroseparatori, dunque si hanno impatti maggiori per lo step di separazione delle fly ashes.

Si ritiene dunque che lo scenario II non presenti alcun vantaggio per il quale si possa considerare il suo utilizzo, se non un risparmio sui costi delle fonti di silicio, che però potrebbe essere minore al costo aggiuntivo dovuto all'energia elettrica usata in aggiunta a questo scenario.

Infine, lo scenario III presenta impatti maggiori del processo totale per tutti i tre casi analizzati. Osservando soltanto gli impatti del processo totale si giunge dunque alla conclusione che lo scenario III non è vantaggioso rispetto allo scenario di riferimento, tuttavia, si vogliono analizzare due step operativi in particolare, con l'aggiunta dello step di riutilizzo delle glass cullets (non verranno analizzati gli step di utilizzo delle altre due fonti di silicio).

Innanzitutto, l'utilizzo di una maggior quantità di glass cullets comporta una maggiore quantità di impatti evitati, rispetto lo scenario di riferimento.

Il primo step che si vuole analizzare è la separazione delle fly ashes e non gli impatti della produzione di energia elettrica, dal momento che la maggior richiesta energetica rispetto allo scenario di riferimento non è un aspetto che si possa facilmente variare, a meno di non effettuare un recupero termico sulle fonti di silicio e ripetere le analisi di sensitività. Infatti, la grande quantità di fonte di silicio che non viene portato ad una maggior temperatura iniziale porta ad una maggior richiesta energetica, anche nel caso della sabbia di quarzo, che nello scenario I presentava invece una minor richiesta energetica a causa delle sue proprietà fisiche.

La separazione delle fly ashes presenta impatti minori in questo scenario, rispetto allo scenario di riferimento, per tutti i tre casi. Se si tiene conto che la quantità di energia elettrica richiesta per la separazione delle ceneri volanti è volutamente stata sovrastimata, nella realtà la richiesta energetica potrebbe essere ancora più piccola. Non disponendo di dati sperimentali, tuttavia, non è possibile fare previsioni sull'effetto di una minor richiesta energetica sugli impatti del processo totale, non essendo appunto nota l'entità della possibile effettiva richiesta energetica.

Il secondo step che si vuole analizzare è la produzione di energia elettrica, dato che come detto in precedenza, in questo step viene usata elettricità ottenuta da fornitori esterni per soddisfare la richiesta energetica dello step.

Il caso in cui viene aggiunta sabbia di quarzo al processo è quello che richiede meno energia elettrica da fornitori esterni, mentre il caso in cui si aggiungono le glass cullets è quello che richiede più energia "esterna".

In conclusione, a meno che prove sperimentali sulla separazione delle fly ashes nello scenario III non mostrino una notevole riduzione dell'energia elettrica richiesta, tra i tre scenari analizzati lo scenario che si mostra essere più vantaggioso dal punto di vista ambientale è quello in cui il batch di vetrificazione è composto da 0.4 kg di fly ashes e da 0.6 kg di sabbia di quarzo. Si desidera comunque ribadire che un altro scenario potenzialmente vantaggioso è quello in cui il batch di vetrificazione è composto da 0.2 kg di fly ashes e 0.8 kg di glass cullets, nel caso lo step di separazione delle fly ashes non si riveli eccessivamente oneroso energeticamente.

Capitolo 6 – Stima dei costi

In questo capitolo, si riporteranno alcuni costi di alcuni scenari analizzati nel capitolo 4. Riguardo invece le analisi di sensibilità, alla luce delle conclusioni del capitolo 5, si sceglie di riportare solo lo scenario I in cui si aggiunge sabbia di quarzo, dal momento che il resto degli scenari si è rivelato meno vantaggioso (eccetto potenzialmente lo scenario III in cui si aggiungono glass cullets, ma non avendo dati certi sulla separazione delle fly ashes, non verrà qui considerato). Non verranno considerati nemmeno i costi delle infrastrutture, dal momento che i loro impatti non sono stati analizzati.

Si riporteranno dunque i costi delle materie prime, più i costi di manodopera. Per i costi dell'energia elettrica, si considereranno come risparmi, dal momento che l'utilizzo dell'elettricità ottenuta in turbina evita l'acquisto di energia da fornitori esterni. Inoltre, si terrà conto dell'energia prodotta in eccesso come di un guadagno, sia che essa venga venduta sia che venga riutilizzata in altre parti dell'impianto non analizzate o menzionate in questo lavoro.

Si desidera inoltre precisare che, sebbene la raccolta dei rifiuti portati al termovalorizzatore potrebbe raccogliere anche dei rottami di vetro (glass cullets), si considera, per semplicità nel calcolo dei costi, che le glass cullets impiegate in questo processo siano provenienti da vetri non adatti al riciclo e vengano dunque acquistate, mentre i rottami di vetro che vengono raccolte insieme al resto dei rifiuti vengano destinati ad essere riciclati per produrre ulteriore vetro o altri prodotti.

Si vuole infine far notare che, nonostante le quantità utilizzate in questo lavoro siano tanto ridotte da non essere considerabili quantità di energia o di materia tipiche di un uso industriale o di un acquisto all'ingrosso, sono stati comunque utilizzati prezzi tipici per utilizzi industriali poiché in caso contrario una stima dei costi a livello industriale risulterebbe eccessivamente elevata, a causa dei prezzi adottati per utenti domestici.

6.1 – Costi delle materie prime e di gestione

Vengono riportati nella tabella 6.1 tutti costi delle materie prime coinvolte nel processo.

Tabella 6.1: Costi delle materie prime su base di massa, energia o volume.

Materia prima	Costo, €/kg	Costo, €/MWh	Costo, €/m ³
Monoetanolamina [32]	1.3	-	-
Ca(OH) ₂ [33, 34]	0.293	-	-
Energia elettrica [35]	-	0.175	-
Metano [36]	0.17	-	0.26
Glass cullets [37, 38]	0.04	-	-
Sabbia di quarzo [39, 40]	0.08	-	-

Il prezzo della monoetanolamina usato in questo lavoro è stato tratto da un report dall'agenzia ENEA [32]. Essendo il report incentrato sulla cattura dell'anidride carbonica, è stato scelto di utilizzare il costo riportato.

Per il prezzo del Ca(OH)_2 , sono stati confrontati due diversi prezzi. Sebbene una delle due fonti sia un prezzo per vendita non all'ingrosso [33], il prezzo per kg di Ca(OH)_2 è simile al prezzo di vendita all'ingrosso. Considerando la similitudine tra i prezzi, il prezzo qui utilizzato tra i due prezzi trovati è un prezzo per vendita all'ingrosso [34].

Riguardo i costi dell'energia elettrica [35] e del metano [36], sono entrambi i prezzi riportati sul sito dell'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA), in due diverse sezioni del sito. Entrambi i prezzi utilizzando in questo lavoro sono prezzi per utenti industriali il cui consumo di energia elettrica o metano rientra nei dati reperiti del termovalorizzatore di Torino, utilizzati come riferimento per quali possano essere i reali consumi di un termovalorizzatore a scala industriale.

Per il prezzo delle glass cullets, si ipotizza l'acquisto di vetro ad alta purezza, per avere un'alta quantità di silicio, ma non separato per colore. Benché l'alta purezza del vetro faccia aumentare il loro costo, il fatto che siano cocci di colore misto contribuisce a diminuirne il costo. Si ipotizza che il colore del vetro non sia importante perché il vetro ceramico sarà poi impiegato in ambito di isolamento termico. Il prezzo qui utilizzato è tratto dalle due fonti indicate, ma non è l'esatta media tra i due prezzi, è leggermente superiore per tenere conto del fatto che il vetro deve avere una certa percentuale in peso di vetro e deve dunque avere un minimo livello di purezza. Il prezzo utilizzato è dunque più vicino al prezzo riportato nella fonte [37] che quello rinvenuto in letteratura [38].

Per la sabbia di quarzo, sono stati trovati, sia in letteratura [39] che su siti di vendita all'ingrosso [40], dei prezzi molto variabili, da un valore massimo osservato di 0.6 €/kg [40] ad un valore minimo di 20 €/m³ [39], che assumendo una densità apparente di 1700 kg/m³ (sabbia silicea, dato ottenuto da un sito di fornitori di sabbia silicea per filtrazione [41]) corrisponde a circa 0.012 €/kg. Dunque è stato scelto di usare un valore vicino a quelli osservati per la vendita all'ingrosso, riducendo il valore medio dell'ingrosso a 0.08 €/kg per tenere parzialmente conto del valore reperito in letteratura.

Si riportano ora i costi delle fly ashes e delle bottom ashes nella tabella 6.2. Sono riportati in una tabella separata perché non sono dei veri e propri prezzi di mercato, ma sono, rispettivamente, il costo dello smaltimento delle fly ashes ed il costo al quale, generalmente, il gruppo IREN vende le bottom ashes tramite una gara d'appalto, alle aziende che poi reimpiegheranno le ceneri pesanti nell'industria edile. Lo smaltimento delle ceneri volanti è considerato come un costo evitato, dal momento che tramite la vetrificazione non è necessario smaltire le fly ashes, mentre il prezzo di potenziale vendita delle bottom ashes sarà considerato come una perdita, dal momento che esse non potranno essere vendute. Tuttavia, si potrebbe confrontare il potenziale prezzo di vendita delle bottom ashes con il costo di acquisto delle altre due fonti di silicio, per determinare se, da un punto di vista puramente economico, sia più conveniente usare una diversa fonte di silicio e vendere le bottom ashes oppure utilizzare le bottom ashes e risparmiare sull'acquisto di altre fonti.

Tabella 6.2: Costi dello smaltimento di fly ashes e di vendita delle bottom ashes.

Materia prima	Costo, €/kg
Fly ashes	0.23
Bottom ashes	0.06

È inoltre importante precisare che tutti i costi che saranno indicati come negativi sono in realtà guadagni o risparmi, che potranno derivare dalla vendita di energia elettrica o dal semplice risparmio dovuto all'uso di energia elettrica prodotta in turbina e non acquistata

da fornitori esterni. Al momento in cui sarà necessario sommare i costi per una stima del costo della produzione del vetro ceramico, verranno indicate ulteriori precisazioni su come vengono considerati i costi/risparmi legati all'energia elettrica.

Si riporta adesso il costo della manodopera nella tabella 6.3. Si sceglie di utilizzare il costo della manodopera del processo di produzione convenzionale del vetro [42].

Tabella 6.3: *Costo della manodopera utilizzato in questo lavoro.*

Costo della manodopera, €/ (kg di vetro prodotto)	0.13
---	------

Infine, prima di passare ad elencare i vari costi degli scenari, si ritiene importante parlare dei prezzi della monoetanolamina (MEA). Le quantità di MEA riportate nelle tabelle d'inventario sono quelle che vengono, in totale, alimentate alla sezione di cattura della CO₂. Benché questa quantità non sia interamente alimentata per ogni kg di vetro ceramico, è stato ritenuto opportuno includerla nei calcoli degli impatti, dal momento che costruire una sezione di cattura della CO₂ per separare una frazione esigua dell'anidride carbonica totalmente presente nel processo è stato ritenuto non giustificabile all'atto pratico. Si è dunque deciso di separare volutamente molta più anidride carbonica di quella richiesta per la produzione del vetro ceramico, stoccando l'anidride carbonica separata in eccesso, al fine di reimpiegarla per altri scopi.

Dal punto di vista ambientale, è stato deciso di considerare tutti gli impatti che questa scelta di progetto ha apportato, includendo dunque la MEA necessaria a separare circa il 66% dell'anidride carbonica presente nei fumi di incenerimento. Questa scelta non ha influenzato in maniera significativa l'analisi degli impatti del processo, dato che come già osservato la quantità di anidride carbonica usata per produrre il carbonato di calcio necessario è molto bassa e l'influenza della MEA in eccesso è di conseguenza esigua, sulla produzione del CaCO₃. Un'ulteriore prova di ciò è il fatto che gli impatti della produzione di carbonato di calcio sono spesso minori di quelli di altri step operativi. È tuttavia necessario considerare i maggiori impatti che la MEA in eccesso apporta sul processo totale, dal momento che, come già menzionato, difficilmente è giustificabile adoperare un processo di cattura di anidride carbonica con solvente per recuperare la relativamente esigua parte strettamente necessaria, anche a livello industriale.

Dal punto di vista economico, invece, non si possono tenere in conto i costi della MEA totale necessaria, perché non sono presi in considerazione i guadagni/risparmi derivanti dalla CO₂ in eccesso che può essere venduta/reimpiegata. Per questo motivo, dal punto di vista economico si terranno in considerazione soltanto le quantità di MEA alimentate periodicamente per ripristinare le quantità di monoetanolamina perse durante l'operazione, come ad esempio la piccola frazione che viene persa nella fase gassosa uscente dalla sezione di cattura.

6.2 – *Recupero termico in assenza di combustione*

6.2.1 – *Costi comuni*

Verranno ora riportati nella tabella 6.4 i costi comuni a tutti i vari casi di questo scenario, per riportare successivamente i costi variabili tra i tre casi, come ad esempio i costi legati alle fonti di silicio o alla diversa richiesta di energia elettrica.

Tabella 6.4: Costo delle materie prime comuni a tutti i tre casi dello scenario in esame.

Materia prima	Costo, €
Monoetanolamina per cattura della CO ₂	0.42
Ca(OH) ₂ per produzione di carbonato di calcio	0.004
Energia elettrica complessiva per il processo, eccetto che per la vetrificazione*	-0.00134
Fly ashes	-0.115

*I MWh di energia elettrica (eccetto quella necessaria alla vetrificazione) sono 0.00765 MWh, perché si è supposto che l'unità funzionale venga prodotta con una produttività di 1 kg/h. Dunque, assumendo un continuo apporto di energia, si ottiene questo valore in MWh, che porta al prezzo calcolato.

6.2.2 – Costi del caso in cui si aggiungono bottom ashes

Si riportano ora nella tabella 6.5, i costi delle quantità specifiche di questo caso, ovvero l'energia elettrica necessaria alla vetrificazione, l'energia in eccesso che viene venduta/riutilizzata e la perdita sulla potenziale vendita delle bottom ashes.

Tabella 6.5: Costi delle quantità variabili, nel caso in cui si aggiungano bottom ashes al processo in cui si effettua il recupero termico in assenza di combustione.

Materia prima	Costo, €
Bottom ashes	-
Energia elettrica per la vetrificazione	$-1.09 \cdot 10^{-4}$
Energia elettrica in eccesso	$-3.11 \cdot 10^{-4}$

Si nota, nella tabella 6.5, che non è indicato il costo delle bottom ashes. Questo perché l'uso delle bottom ashes non comporta un costo di acquisto, ma una mancata vendita, dunque la perdita dovuta alla mancata vendita sarà conteggiata in seguito, quando si calcoleranno i costi totali.

6.2.3 – Costi del caso in cui si aggiungono glass cullets

Si riportano ora, nella tabella 6.6, i costi dell'energia elettrica prodotta in eccesso, dell'energia necessaria alla vetrificazione e dell'acquisto delle glass cullets da riutilizzare.

Tabella 6.6: Costi delle materie prime variabili, nel caso in cui si aggiungano glass cullets al processo in cui si effettua il recupero termico senza combustione di metano.

Materia prima	Costo, €
Glass cullets	0.02
Energia elettrica per la vetrificazione	$-1.12 \cdot 10^{-4}$
Energia elettrica in eccesso	$-3.03 \cdot 10^{-4}$

6.2.4 – Costi del caso in cui si aggiunge sabbia di quarzo

Si riportano ora nella tabella 6.7, i costi dell'energia elettrica prodotta in eccesso, dell'energia necessaria alla vetrificazione e dell'acquisto della sabbia di quarzo.

Tabella 6.7: Costi delle materie prime variabili, nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo al processo in cui si effettua il recupero termico in assenza di combustione di metano.

Materia prima	Costo, €
Sabbia di quarzo	0.04
Energia elettrica per la vetrificazione	$-9.6 \cdot 10^{-5}$

Energia elettrica in eccesso	-3.24·10 ⁻⁴
------------------------------	------------------------

6.2.5- Costi totali dei tre casi dello scenario

Si riportano, nella tabella 6.8, i costi totali dei tre casi di questo scenario. Essi sono la somma dei costi delle materie prime e della manodopera. Si ignorano eventuali costi aggiuntivi, come quelli delle infrastrutture, come già detto.

Prima di riportare i costi, è necessario riportare ulteriori precisazioni sul costo dell'energia elettrica. Si potrebbero interpretare i costi dell'energia elettrica ottenuta dalla turbina e reimpiegata nel processo come un mancato guadagno, dal momento che essa non può essere venduta. Tuttavia, se non si effettuasse la vetrificazione sarebbe necessario affrontare i costi di smaltimento delle fly ashes, dunque si potrebbero comparare i costi di smaltimento con i costi dell'energia, non venduta ma riutilizzata. Si potrebbe anche proporre la vendita dell'energia prodotta sul mercato per utenti non industriali e l'acquisto dell'energia necessaria al prezzo per utenti industriali, dato che come indicato sul sito dell'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA), i prezzi per il mercato industriale in Italia [35], nel 2021, sono minori rispetto quelli per il mercato domestico [43]. Nonostante ciò, si può vedere dal report annuale sul termovalorizzatore di Torino [28] che una parte dell'energia elettrica ottenuta nell'impianto grazie alla turbina a vapore viene reimpiegata per soddisfare parte della richiesta energetica dell'impianto.

Considerato ciò, si sceglie dunque di considerare l'utilizzo dell'energia ottenuta in turbina come un risparmio.

Tabella 6.8: Costi totali del processo nei vari casi analizzati.

Recupero termico senza combustione			
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo
Costo totale delle materie prime, €	0.307	0.327	0.347
Costo manodopera, €	0.13	0.13	0.13
Guadagni vendita bottom ashes, €	0.285	0.315	0.315
Guadagni vendita energia elettrica, €	3.11·10 ⁻⁴	3.03·10 ⁻⁴	3.24·10 ⁻⁴
Costo totale, €	0.152	0.1417	0.162

È nella tabella 6.8 che si può osservare il perché della mancanza di costo delle bottom ashes nella tabella 6.5. La mancata vendita di 0.5 kg di bottom ashes (equivalente a €0.03) fa sì che i guadagni derivanti dalla vendita siano minori di, appunto, 0.03 euro. Se, oltre ad indicare un minor guadagno della vendita, si fosse considerato il costo dell'uso di 0.5 kg di bottom ashes, si sarebbe considerata due volte la perdita della mancata vendita. Dunque, è

stato deciso di detrarre la quantità di bottom ashes utilizzate dai guadagni e non indicare un costo di acquisto.

6.3 – Recupero termico con combustione del metano

6.3.1 – Costi comuni

Si riportano ora i costi comuni ai tre casi di questo scenario, nella tabella 6.9.

Tabella 6.9: Costi delle materie prime comuni allo scenario in cui il recupero termico è effettuato con combustione di metano.

Materia prima	Costo, €
Monoetanolamina per cattura della CO ₂	0.42
Ca(OH) ₂ per produzione di carbonato di calcio	0.004
Energia elettrica complessiva per il processo, eccetto che per la vetrificazione	-0.00134
Fly ashes	-0.115
Metano	0.0035

6.3.2 – Bottom ashes

Nella tabella 6.10, si riportano ora i costi per l'utilizzo delle bottom ashes, per l'utilizzo dell'energia da turbina nella vetrificazione e della vendita dell'energia elettrica prodotta in eccesso.

Tabella 6.10: Costi delle materie prime variabili per il processo a cui si aggiungono bottom ashes e si effettua il recupero termico con combustione.

Materia prima	Costo, €
Bottom ashes	-
Energia elettrica per la vetrificazione	$-8.9 \cdot 10^{-5}$
Energia elettrica in eccesso	$-3.307 \cdot 10^{-4}$

6.3.3 – Glass cullets

Si riportano ora, nella tabella 6.11, i costi per il riutilizzo delle glass cullets, per l'utilizzo dell'energia da turbina nella vetrificazione e della vendita dell'energia elettrica prodotta in eccesso.

Tabella 6.11: Costi delle materie prime variabili per il processo a cui si aggiungono glass cullets e si effettua il recupero termico con combustione.

Materia prima	Costo, €
Glass cullets	0.02
Energia elettrica per la vetrificazione	$-1.04 \cdot 10^{-4}$
Energia elettrica in eccesso	$-3.17 \cdot 10^{-4}$

6.3.4 – Sabbia di quarzo

Si riportano ora nella tabella 6.12, i costi dell'utilizzo della sabbia di quarzo, per l'utilizzo dell'energia da turbina nella vetrificazione e della vendita dell'energia elettrica prodotta in eccesso.

Tabella 6.12: Costi delle materie prime variabili per il processo a cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua il recupero termico con combustione.

Materia prima	Costo, €
Sabbia di quarzo	0.04
Energia elettrica per la vetrificazione	$-7.2 \cdot 10^{-5}$
Energia elettrica in eccesso	$-3.48 \cdot 10^{-4}$

6.3.5 – Costi totali dei processi

Si riportano ora i costi dei tre casi di questo scenario, nella tabella 6.13.

Tabella 6.13: Confronti dei costi del processo totale nei tre casi in cui il recupero termico si effettua con combustione del metano.

Recupero termico con combustione di metano			
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo
Costo totale delle materie prime, €	0.311	0.331	0.351
Costo manodopera, €	0.13	0.13	0.13
Guadagni vendita bottom ashes, €	0.285	0.315	0.315
Guadagni vendita energia elettrica, €	$3.307 \cdot 10^{-4}$	$3.17 \cdot 10^{-4}$	$3.48 \cdot 10^{-4}$
Costo totale, €	0.156	0.146	0.166

6.4 – Costi dell'analisi di sensitività

Lo scenario di cui si riportano i costi in questo paragrafo è quello in cui si aggiungono 0.4 kg di fly ashes e 0.6 kg di sabbia di quarzo. I motivi per cui si analizza unicamente questo scenario sono già stati espressi.

Si riportano i costi delle materie prime nella tabella 6.14.

Tabella 6.14: Costo delle materie prime nello scenario I dell'analisi di sensitività in cui si utilizza sabbia di quarzo.

Materia prima	Costo, €
Monoetanolamina per cattura della CO ₂	0.338
Ca(OH) ₂ per produzione di carbonato di calcio	0.004

Energia elettrica complessiva per il processo	-0.00123
Energia elettrica in eccesso	-1.81·10 ⁻⁴
Fly ashes	-0.092
Sabbia di quarzo	0.048

Si riportano ora i costi totali del processo totale, nella tabella 6.15.

Tabella 6.15: *Costi totali dello scenario I in cui si utilizza sabbia di quarzo.*

0.4 kg fly ashes, 0.6 sabbia di quarzo, recupero termico senza combustione di metano	
Costo totale delle materie prime, €	0.298
Costo manodopera, €	0.13
Guadagni vendita bottom ashes, €	0.252
Guadagni vendita energia elettrica, €	1.81·10 ⁻⁴
Costo totale, €	0.176

6.5 – Confronto dei costi

Si riportano ora nella tabella 6.16, i costi totali in un'unica tabella.

Tabella 6.16: *Confronto tra i costi totali di tutti i casi analizzati in questo capitolo.*

Recupero termico senza combustione				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	Sabbia di quarzo, analisi di sensitività
Costo totale del processo, €	0.152	0.1417	0.162	0.176
Recupero termico con combustione del metano				
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo	
Costo totale del processo, €	0.156	0.146	0.166	

Il confronto mostra come, in base ai dati qui considerati e reperiti in letteratura o da altre fonti, il processo che sembra essere meno costoso sia quello in cui vengono utilizzate glass cullets.

È interessante notare come sia il processo in cui viene impiegata sabbia di quarzo ad essere il più costoso. Queste differenze sono dovute al diverso costo delle materie prime, delle

quali è la sabbia di quarzo la più costosa. Si vuole ribadire che la grande diversità nei costi reperiti riguardo la sabbia di quarzo ha decisamente inciso su questo confronto. Tuttavia, considerando che il prezzo qui considerato è relativamente basso, la sabbia di quarzo sarebbe comunque stata la fonte di silicio più costosa, specie se si desidera un'alta percentuale in peso di silicio (più del 95%). Per avere un prezzo più accurato, bisognerebbe conoscere anche la granulometria e la densità apparente della specifica sabbia di quarzo che si intende usare, dati non noti in questo lavoro.

Degno di nota è anche il fatto che lo scenario in cui si hanno 0.4 kg di fly ashes e 0.6 kg di sabbia di quarzo sia lo scenario più costoso tra tutti quelli di cui sono stati analizzati i costi, anche più degli scenari in cui viene utilizzato il metano.

Riguardo gli scenari in cui viene utilizzato il metano per innalzare la temperatura dei fumi mandati al recupero termico sulle ceneri, essi sono più costosi rispetto ai relativi scenari in cui non viene utilizzato il metano. È però necessario far notare che la presenza del metano non è tale da cambiare drasticamente il confronto tra i costi, infatti, è l'aggiunta di sabbia di quarzo a rimanere l'opzione più costosa e l'aggiunta di glass cullets la meno costosa. Soprattutto, è interessante notare come ad esempio lo scenario in cui si brucia metano e si usino glass cullets rimane comunque meno costoso dello scenario in cui non si brucia metano e si usano bottom ashes per il batch di vetrificazione.

Questi risultati possono essere affiancati a quanto visto per le valutazioni ambientali, seppure con qualche difficoltà per la sabbia di quarzo.

Infatti, per le glass cullets, che come detto durante le valutazioni ambientali, sono un'alternativa che si ritiene valga la pena continuare a studiare, si può mostrare che siano anche l'alternativa economica più vantaggiosa. Questo vantaggio, unito al fatto che presentano l'ulteriore vantaggio di reimpiegare vetro non adatto al riciclo ad impedirne il deposito in discarica, fortifica l'opinione secondo cui questa fonte di silicio non sia un'opzione da abbandonare senza ulteriori studi e possibili ottimizzazioni in merito. L'unico motivo per cui non si ritengono la miglior opzione è il fatto che questo scenario presenta impatti maggiori rispetto quello in cui si aggiunge sabbia di quarzo.

Per la sabbia di quarzo, una valutazione che tenga conto degli impatti è più difficile a causa della grande differenza tra i costi osservata. Se si riuscisse ad ottenere un costo simile o anche leggermente inferiore a quello utilizzato in questo lavoro, il processo in cui si aggiunge sabbia di quarzo e si effettua la combustione del metano (o in alternativa anche senza combustione del metano, per un ulteriore risparmio economico) sembrerebbe essere un buon compromesso, ottenendo i minori impatti tra le tre fonti di silicio ma portando anche a costi maggiori. Se invece il prezzo della sabbia che si intende utilizzare sia maggiore rispetto quello riportato, i prezzi potrebbero divenire tanto alti che difficilmente si potrebbe fare un confronto tra i vantaggi ambientali e gli oneri economici.

Inoltre, si tiene a precisare che, se fossero stati considerati i costi delle apparecchiature, il confronto non sarebbe cambiato, dal momento che tutti i tre casi presentano le stesse apparecchiature e dunque gli stessi costi. L'unica differenza sui costi delle apparecchiature potrebbe essere rappresentata dal diverso resistore utilizzato nel caso in cui si aggiunga sabbia di quarzo. Non essendo stato possibile reperire i prezzi dei due resistori, questa informazione manca, ma si può supporre che il resistore utilizzato per la sabbia di quarzo abbia un costo maggiore o uguale a quello utilizzato per le altre due fonti di silicio, dal momento che ha una maggior resistenza alle temperature.

Infine, se si prende in considerazione la produzione media delle ceneri prodotte dal termovalorizzatore di Torino [28] è possibile fare una stima, seppur grossolana, dei costi che questi scenari avrebbero a livello industriale.

Con una produzione media di fly ashes pari a circa $1.1 \cdot 10^7$ kg nel 2019, si potrebbero produrre circa $2.2 \cdot 10^7$ kg di vetro ceramico (3500 kg/h se si utilizzano 0.4 kg/h di fly ashes).

Si riporta una stima dei costi che si affronterebbero nell'anno 2019, nella tabella 6.17 per il caso in cui il recupero termico è effettuato in assenza di combustione e nella tabella 6.18 per il caso in cui il recupero termico è effettuato con l'ausilio della combustione di metano.

Tabella 6.17: Confronto tra i costi dello scenario in cui il recupero termico è effettuato senza combustione di metano. Stima dei costi a livello industriale.

Recupero termico senza combustione			
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo
Costo totale delle materie prime, €	$6.7 \cdot 10^6$	$7.2 \cdot 10^6$	$7.6 \cdot 10^6$
Costo manodopera, €	$2.86 \cdot 10^6$	$2.86 \cdot 10^6$	$2.86 \cdot 10^6$
Guadagni vendita bottom ashes, €	$6.27 \cdot 10^6$	$6.93 \cdot 10^6$	$6.93 \cdot 10^6$
Guadagni vendita energia elettrica, €	6842	6666	7128
Costo totale, €	$3.28 \cdot 10^6$	$3.12 \cdot 10^6$	$3.52 \cdot 10^6$

Tabella 6.18: Confronto tra i costi dello scenario in cui il recupero termico è effettuato con combustione di metano. Stima dei costi a livello industriale.

Recupero termico con combustione del metano			
	Bottom ashes	Glass cullets	Sabbia di quarzo
Costo totale delle materie prime, €	$6.84 \cdot 10^6$	$7.28 \cdot 10^6$	$7.72 \cdot 10^6$
Costo manodopera, €	$2.86 \cdot 10^6$	$2.86 \cdot 10^6$	$2.86 \cdot 10^6$
Guadagni vendita bottom ashes, €	$6.27 \cdot 10^6$	$6.93 \cdot 10^6$	$6.93 \cdot 10^6$
Guadagni vendita energia elettrica, €	7275	6974	7656
Costo totale, €	$3.42 \cdot 10^6$	$3.2 \cdot 10^6$	$3.64 \cdot 10^6$

Capitolo 7 – Conclusioni

In questo ultimo capitolo verranno collegati tra loro gli aspetti più importanti osservati in questo lavoro. Essendo l'obiettivo di questo studio analizzare gli impatti della produzione di vetro ceramico a partire dalle fly ashes per verificarne la sostenibilità, parte di questo capitolo si concentrerà sull'individuare quali siano gli step che presentano i maggiori impatti, energetici e ambientali. Si osserveranno anche quali step operativi richiedono una significativa quantità di energia e/o materia e si determineranno inoltre quali siano le maggiori categorie d'impatto dei vari step operativi. Oltre ciò, si determineranno anche quali siano i fattori che comportano una variazione degli impatti tra i vari scenari analizzati, in modo da conoscere quali siano le ottimizzazioni più importanti per il processo, in futuro. Una volta a conoscenza di queste informazioni, si sfrutteranno per determinare quali siano le parti critiche del processo su cui bisogna concentrare i futuri studi. Successivamente si considereranno le analisi di sensitività, al fine di determinare se il rapporto tra le masse delle ceneri leggere e delle fonti di silicio sia un aspetto del processo da considerarsi come una variabile o costante. Si prenderanno in considerazione anche le stime dei costi e la specifica fonte di silicio utilizzata, dal momento che utilizzare sabbia di quarzo invece che glass cullets implica alcuni aspetti che potrebbero non essere immediatamente visibili.

Infine, tenendo conto dei valori d'impatto totali dei processi, delle considerazioni sulle analisi di sensitività, dei costi stimati e della fonte di silicio utilizzata in ogni processo, si determineranno quali siano gli scenari più promettenti e quali invece siano gli scenari che si ritengono non adatti a ulteriori studi.

Iniziando ad osservare le quantità impiegate nel processo, dalle tabelle d'inventario viene evidenziato che la maggior spesa energetica è rappresentata sia dalla richiesta di energia elettrica per la sezione di cattura dell'anidride carbonica sia dall'energia termica richiesta per questo step operativo. Come riportato in letteratura [25], è possibile fornire parte del calore richiesto tramite un recupero termico tra le soluzioni di MEA impiegate nella sezione di cattura, rispettivamente la soluzione ricca di anidride carbonica e quella povera di anidride carbonica.

Come già menzionato, l'energia richiesta per la sezione di cattura è quella richiesta per separare circa il 66% della CO₂ prodotta durante l'incenerimento. Tuttavia la CO₂ effettivamente richiesta è molto minore della quantità separata, ma non essendo giustificabile l'utilizzo di una sezione di cattura della CO₂ soltanto per una frazione molto esigua dell'anidride carbonica presente nei gas di incenerimento, è stato scelto di progettare la sezione sulla base di una frazione apprezzabile della CO₂ totale. Se, invece, si osservasse il consumo energetico legato soltanto alla CO₂ strettamente necessaria alla produzione di 1 kg di vetro ceramico, allora la richiesta energetica, sia elettrica che termica, diverrebbe molto minore e questa sezione non rappresenterebbe più la sezione con le maggiori richieste energetiche.

Considerando quanto appena affermato riguardo la sezione di cattura dell'anidride carbonica, la separazione delle fly ashes dai gas di incenerimento tramite un elettrofiltro è la sezione che richiede la maggior spesa energetica. L'alta richiesta energetica è comprensibile data l'alta efficienza di rimozione che si desidera raggiungere.

La richiesta energetica per la vetrificazione è maggiore nel caso in cui, a parità di metodo di applicazione del recupero termico, si aggiungono glass cullets al batch di vetrificazione. Nonostante ciò, la richiesta rimane comunque inferiore rispetto quella degli altri due step precedentemente citati.

Discutendo ora i risultati ottenuti in questo lavoro, come anticipato dalla riunione con il gruppo IREN, gli impatti ambientali che più sono da tenere sotto osservazione sono l'emissione di composti cancerogeni e l'ecotossicità delle acque dolci, che si sono appunto dimostrati in tutti gli scenari gli impatti ambientali con il più alto valore normalizzato. In particolare, l'emissione di composti cancerogeni è l'impatto con il più alto valore normalizzato per tutti gli scenari, seguito dal consumo di risorse d'acqua e dall'ecotossicità delle acque dolci, con l'eccezione degli impatti relativi a glass cullets e sabbia di quarzo, dove il consumo di risorse d'acqua è molto inferiore. Anche l'emissione di composti tossici non cancerogeni mostra un valore relativamente alto, benché inferiore agli impatti appena citati.

Il confronto tra i valori di una specifica tipologia d'impatto tra i vari scenari mostra che i processi presentanti i maggiori impatti riguardanti l'emissione di composti cancerogeni e l'ecotossicità delle acque dolci sono i processi in cui non si effettua il recupero termico sulle ceneri leggere e si aggiungono bottom ashes o glass cullets. Più in generale, questi due processi sono quelli che presentano i maggiori impatti tra tutti gli scenari analizzati in cui si ha un rapporto tra le masse di fly ashes e di fonti di silicio pari a 1. Il processo che invece presenta i minori impatti, in particolare riguardo emissione di composti cancerogeni ed ecotossicità delle acque dolci, è il processo in cui si aggiunge sabbia di quarzo al batch di vetrificazione e si esegue il recupero termico sulle ceneri leggere, con combustione di metano per innalzare la temperatura dei fumi destinati al recupero termico.

Appurato quale sia il processo con i minori impatti totali, si passa ora ad una discussione su quali siano gli step che apportano i maggiori impatti al processo. Tramite questa analisi è anche possibile capire quali siano gli step che fanno sì che un processo presenti impatti più o meno alti rispetto quelli di un altro processo.

Gli impatti dei vari step di processo mostrano che la maggior parte degli impatti ambientali proviene dalla richiesta energetica e dunque dalla produzione di energia elettrica in turbina, sebbene questa produzione eviti gli impatti legati all'utilizzo di energia prodotta con altri metodi. Questi impatti sono legati agli impatti dovuti all'incenerimento dei rifiuti ed alla produzione dei gas d'incenerimento necessari a vaporizzare l'acqua da mandare alla turbina; benché sia importante riportare questi impatti, si potrebbero non tenere in considerazione come validi per un confronto con altri metodi di produzione di energia, dal momento che l'incenerimento che produce i suddetti fumi sarebbe comunque eseguito per smaltire i rifiuti urbani e non è eseguito avendo come scopo ultimo la sola produzione di energia.

Comparando invece lo step di riscaldamento e separazione delle fly ashes con quelli della produzione di carbonato di calcio, il riscaldamento e separazione delle ceneri leggere presenta impatti maggiori per tutte le categorie d'impatto, sia ambientali che energetiche, ad eccezione dell'emissione di composti cancerogeni, categoria in cui è la produzione di carbonato di calcio a contribuire maggiormente, tra i due step. Nel solo caso in cui il recupero termico venga effettuato con l'ausilio della combustione di metano, il riscaldamento e separazione delle fly ashes presentano un'emissione di composti cancerogeni maggiore di quella della produzione del carbonato di calcio.

Non sono tuttavia questi impatti il motivo della differenza tra l'utilizzo delle varie fonti di silicio né tra le diverse modalità di recupero termico, dal momento che si è mostrato che non dipendono dalla fonte di silicio utilizzata, ma soltanto dalla quantità di fly ashes separate dai gas di incenerimento e dalla quantità di vetro ceramico prodotto. L'unica eccezione si ha per lo scenario dove viene effettuata la combustione del metano, dato che in quello scenario gli impatti dovuti alla combustione del metano contribuiscono a differenziare gli impatti rispetto gli scenari in cui non si effettua la combustione.

Oltre all'utilizzo del metano, a rappresentare le differenze tra i vari scenari è lo step di vetrificazione, per due motivi. Il primo, è che le diverse fonti di silicio presentano impatti diversi tra loro. Il secondo motivo è rappresentato dalla richiesta energetica del processo di vetrificazione, che dipende da due fattori, ovvero la temperatura iniziale del batch di vetrificazione e la composizione del batch di vetrificazione. A sostegno del primo motivo si nota che gli impatti dell'energia elettrica prodotta per la vetrificazione hanno il minor valore, a parità di fonte di silicio utilizzata, nel caso in cui il recupero termico è effettuato con combustione del metano, mentre il caso in cui non si effettua alcun recupero termico presenta i maggiori impatti legati alla produzione di energia elettrica. A sostegno del secondo motivo, è stato osservato che, a parità di temperatura iniziale del batch di vetrificazione, è il batch di vetrificazione contenente glass cullets a richiedere la maggior quantità di energia per raggiungere la temperatura di vetrificazione, mentre il batch contenente sabbia è quello che richiede la minor energia. Questa differenza nelle richieste energetiche al variare della fonte di silicio è dovuta alle loro proprietà fisiche.

Riguardo invece gli impatti energetici, si osserva una situazione simile, ma non identica, a quella osservata riguardo gli impatti ambientali. Il processo in cui viene utilizzata sabbia di quarzo e viene effettuata la combustione del metano è nuovamente quello a presentare i minori impatti, in questo caso energetici, eccetto che per il consumo di energia non rinnovabile da biomasse. Infatti, i minori impatti in questa categoria sono mostrati dal processo in cui si utilizzano glass cullets e si effettua il recupero termico con ausilio del metano. Per questo scenario e quello in cui il recupero termico è effettuato senza ausilio della combustione, gli impatti di questa categoria sono negativi. Il motivo di ciò è dovuto al riutilizzo delle glass cullets; evitando il loro deposito in discarica e dunque evitando di produrre vetro appositamente per la vetrificazione, si ha un "risparmio" sui consumi di energia non rinnovabile da biomasse, rispetto ad un ipotetico caso in cui il vetro utilizzato non sia un rifiuto destinato alla discarica ma vetro prodotto in maniera tradizionale appositamente per lo smaltimento delle ceneri leggere.

Per gli impatti energetici, i maggiori impatti sono quelli del consumo di energia fossile non rinnovabile e di energia rinnovabile da biomasse. In minor parte, anche il consumo di energia nucleare non rinnovabile è relativamente maggiore del resto degli impatti energetici.

Prima di passare alle conclusioni definitive sui risultati ottenuti, si desidera parlare dell'analisi di sensitività. Dei tre scenari alternativi analizzati, quello che presenta impatti minori rispetto agli scenari già menzionati in precedenza è lo scenario in cui il batch di vetrificazione è composto da un rapporto 60:40 tra sabbia di quarzo e fly ashes. Il resto degli scenari presentano impatti maggiori. Si ha tuttavia nuovamente l'eccezione per cui il consumo di energia non rinnovabile da biomasse è negativo, nel caso di impiego di glass cullets in rapporto 60:40 con le fly ashes o 80:20. Questa categoria d'impatto invece non presenta valori negativi per il rapporto 40:60 tra glass cullets e fly ashes. Il motivo di questa differenza si ritiene essere nuovamente la richiesta energetica: a causa delle proprietà fisiche delle ceneri leggere e delle fonti di silicio, una maggior quantità di bottom ashes e glass

cullets porta ad una maggior richiesta energetica, mentre porta ad una minor richiesta in caso si utilizzi sabbia di quarzo.

Lo scenario in cui il rapporto utilizzato è 40:60 tra fonte di silicio e fly ashes presenta una peculiarità, dal momento che nonostante la richiesta energetica sia leggermente minore per la vetrificazione, gli impatti sono in realtà maggiori. Si ritiene che il motivo di ciò sia rappresentato dalla maggior quantità di fumi d'incenerimento prodotti, i cui impatti superano il "risparmio" sugli impatti dovuto alla minor richiesta energetica.

Si riportano adesso alcune considerazioni sui metodi con cui sono state svolte le analisi, per spiegare più approfonditamente alcuni aspetti dell'analisi. A seguire, si riporteranno i risultati ottenuti dalla stima dei costi ed infine le considerazioni sul processo e sulle possibili direzioni di ricerche future.

Come già affermato, è stato volutamente considerato, per la cattura dell'anidride carbonica, una quantità di CO₂ molto maggiore rispetto quella strettamente richiesta per l'unità funzionale, a causa di motivazioni di processo. Avendo però specificato nella produzione del carbonato di calcio la quantità strettamente necessaria alla produzione dell'unità funzionale di vetro ceramico, si ritengono attendibili gli impatti ottenuti per lo step di produzione del CaCO₃.

Riguardo invece gli impatti della produzione di energia elettrica, come già affermato si ritiene importante tenere in considerazione gli impatti, per i motivi prima citati. Ed è proprio per questi motivi che si è scelto di analizzare separatamente gli impatti della produzione di energia elettrica, sia per la loro importanza, sia perché le richieste energetiche sono uno dei fattori che rappresentano le differenze tra i vari scenari, sia per osservare anche gli impatti degli altri step, senza lasciare che questi venissero "oscurati" dai maggior valori d'impatto legati alla produzione di energia elettrica.

Per concludere la discussione sui metodi seguiti, sono stati volutamente omessi alcuni step operativi come ad esempio la raccolta tramite un filtro a maniche di solidi derivanti dallo scrubbing dei gas acidi, perché non rilevanti alla produzione di vetro ceramico e non avrebbero apportato alcun cambiamento al processo, a differenza della produzione di energia elettrica che, benché non sia necessaria dal momento che si potrebbe usare energia elettrica ottenuta da fornitori esterni, porta un cambiamento agli impatti del processo.

Dal punto di vista economico, non sono stati analizzati gli scenari in cui non viene effettuato recupero termico, dal momento che come visto sono gli scenari con i più alti impatti e non si ritengono valide alternative da studiare per ulteriori sviluppi. Si sono invece confrontati i costi degli scenari in cui il recupero termico sulle ceneri leggere viene effettuato senza l'ausilio della combustione di metano, con i costi degli scenari in cui si effettua invece la combustione. Il confronto ha mostrato che lo scenario meno costoso sia quello in cui si effettua il recupero termico sulle ceneri senza combustione di metano e si utilizzano glass cullets, mentre il più costoso è quello in cui viene utilizzata sabbia di quarzo e si effettua la combustione del metano. È da notare che paragonando lo scenario in cui il rapporto sabbia-fly ashes è 60:40 è più costoso del relativo scenario in cui il rapporto è 50:50, sia che si effettui la combustione sia che non venga effettuata. Nonostante non si sia analizzato il costo dello scenario in cui la combustione è effettuata ed il rapporto è 60:40, è ragionevole supporre che sia ancora più alto rispetto al caso in cui il rapporto sia 60:40 e non si effettua la combustione.

In conclusione, si ritiene che gli scenari verso cui dovrebbero essere indirizzati futuri studi siano quelli in cui viene utilizzata la sabbia di quarzo, con un rapporto 50:50 o 60:40 con le fly ashes. Si ritiene che questi studi siano da eseguire su ottimizzazioni dello step di vetrificazione, testando diverse configurazioni della fornace elettrica per verificare se sia possibile ridurre ulteriormente il consumo energetico, oppure su un modo per effettuare un recupero termico sulla sabbia di quarzo, data l'abbondante quantità di gas caldi, rispetto alla massa di sabbia di quarzo utilizzata. Non è stato infatti studiato un metodo di recupero termico per le fonti di silicio, a causa delle loro diverse proprietà fisiche, che avrebbero portato alla necessità di introdurre un ulteriore step, differente da uno scenario all'altro in base alla fonte di silicio utilizzata. Si potrebbero anche effettuare ulteriori analisi ambientali per cercare di individuare un rapporto tra sabbia di quarzo e fly ashes ottimale dal punto di vista degli impatti.

Si desidera tuttavia introdurre un'ultima considerazione sull'utilizzo di glass cullets. Essendo rifiuti che sarebbero destinati alla discarica, se non riutilizzate, si ritengono un'importante alternativa alla sabbia di quarzo, dal momento che quest'ultima sarebbe da estrarre appositamente per questo processo. Come osservato, il riutilizzo delle glass cullets porta impatti negativi riguardo il consumo di energia non rinnovabile da biomasse e consente, per alcune categorie d'impatto ambientali, un valore d'impatto simile al valore nel caso in cui si utilizzino bottom ashes, pur avendo una maggior richiesta energetica. Inoltre, come riportato nel capitolo 4, l'utilizzo di un diverso resistore può ridurre la richiesta energetica della vetrificazione, portando gli impatti del caso in cui si utilizzino glass cullets molto più vicini al valore d'impatto del caso in cui si utilizza sabbia di quarzo, a parità di metodo di recupero termico. Si ritiene dunque che potrebbero essere vantaggiosi degli studi atti a confermare se tramite delle ottimizzazioni si possano ottenere dei valori d'impatto simili tra queste due fonti di silicio. Un ulteriore incentivo a condurre studi sull'utilizzo di glass cullets è inoltre rappresentato dal loro costo, che porta ad una stima dei costi totali minore rispetto quella delle altre due fonti di silicio.

Non si ritiene che le bottom ashes siano una valida alternativa, dal momento che presentano impatti maggiori dei casi in cui si utilizza sabbia di quarzo e non presenta alcuni dei vantaggi legati all'utilizzo dei rottami di vetro. Inoltre, sono già noti molti modi per reimpiegare le bottom ashes, dunque esse non verrebbero necessariamente depositate in discarica. Ciò non toglie che, in caso di necessità, sia comunque possibile utilizzarle, nel caso non siano disponibili altre fonti di silicio.

È dunque evidente che l'aspetto su cui concentrarsi maggiormente sia la riduzione della richiesta energetica, sia tramite diverse configurazioni della fornace sia tramite l'utilizzo di sistemi di recupero termico per le fonti di silicio.

Bibliografia

- [1] Sakai S., Sawell S.E., Chandler A. J., Eighmy T. T., Kosson D., Vehlow J., van der Sloot H., Hartlen J. and Hjelmar O., 1996. World trends in municipal solid waste management. *Waste Management*. **16** (5-6), 341-350, [DOI:10.1016/S0956-053X(96)00106-7].
- [2] Kanhar A., Chen S. and Wang F., 2020. Incineration Fly Ash and Its Treatment to Possible Utilization: A Review, *Energies*, **13** (24), 6681, [DOI:10.3390/en13246681].
- [3] Sharifikolouei E., Baino F., Tommasi T., Pirone R., Fino D. and Ferraris M., 2021, Vitrification of municipal solid waste incineration fly ash: An approach to find the successful batch compositions, *Ceramics International*, **47** (6), 7738-7744 [DOI:<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2020.11.118>]
- [4] <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2020/09/11/20G00135/sg>, articolo 1 (visionato in data 27/03/2021)
- [5] <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2017/11/27/17G00180/sg>, note all'articolo 18 (visionato in data 27/03/2021)
- [6] <https://www.gazzettaufficiale.it/dettaglio/codici/materiaAmbientale> (visionato in data 27/03/2021)
- [7] <https://www.fhwa.dot.gov/pavement/recycling/fach01.cfm> (visionato in data 29/03/2021)
- [8] Perry R. H. and Green D. W., 2007, *Perry's chemical engineers' handbook*, McGraw-Hill, New York, 8th edition, chapter 22, page 85.
- [9] Jafari M. and Jung J., 2016, Thermal Properties of Fly Ashes and Biomass Ashes Including Wood Bagasse Ashes and Sugarcane Bagasse Ashes, *Journal of Materials in Civil Engineering*, **29** (3), article 04016226 page 1, [DOI:10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0001733].
- [10] Higuera P., Fernández-Martínez R., Esbrí J., Rucandio I., Loredó J., Ordóñez M. A. and Ordóñez A., 2015, Mercury Soil Pollution in Spain: A Review, *Environment, Energy and Climate Change I*, in "The Handbook of Environmental Chemistry" (HEC, volume 32), 135-158 [DOI:10.1007/698_2014_280]
- [11] Kim S., Matsuto T. and Tanaka N., 2003, Evaluation of pre-treatment methods for landfill disposal of residues from municipal solid waste incineration, *Waste Management & Research*, **21** (5), 416–423. [DOI:10.1177/0734242X0302100504]
- [12] Estratto di rapporto merceologico IREN, 01/08/2020
- [13] CREA, Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Raccolta di dati statici tratti da documenti scaricabili dal sito <https://www.crea.gov.it/web/alimenti-enutrizione/-/indagine-sui-consumi-alimentari>, sotto la sezione "Appendice B5" (Ultima visita effettuata il 09/07/2021)
- [14] Zheng X., Lu X., Li J., Wang Q., Kang Y., Dong Z., Fan X., Liu Z., Zhang Y., Yang Z. and Long, X., 2021, A novel thin-layer ash reciprocation heat recovery system for bottom ash from circulating fluidized bed boilers: Experimental study, *Applied Thermal Engineering*. **183**, article 116147, [DOI:10.1016/j.applthermaleng.2020.116147].

- [15] Descrizione della sezione di trattamento dei gas tratta da infografica reperibile al sito <https://www.irenambiente.it/funzionamento-torino> (visionato il 07/07/2021)
- [16] Montes-Hernandez G., Chiriac R., Toche F. and Renard F., 2012. Gas-solid carbonation of Ca(OH)₂ and CaO particles under non-isothermal and isothermal conditions by using a thermogravimetric analyzer: Implications for CO₂ capture, *International Journal of Greenhouse Gas Control*, **11**, 172-180, [DOI:10.1016/j.ijggc.2012.08.009].
- [17] Le Cloirec P, 2012. Treatments of polluted emissions from incinerator gases: A succinct review, *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, **11** (4), 381-392, [DOI:10.1007/s11157-012-9265-z].
- [18] Rutkowska G., Wichowski P., Fronczyk J., Franus M. and Chalecki M., 2018, Use of fly ashes from municipal sewage sludge combustion in production of ash concretes, *Construction and Building Materials*, **188**, 874–883, [DOI:10.1016/j.conbuildmat.2018.08.167].
- [19] Li Prof. R. D., Wang L., Yang T. and Raninger, B., 2007, Investigation of MSWI fly ash melting characteristic by DSC-DTA, *Waste management (New York, N.Y.)*, **27** (10), 1383-1392, [DOI:10.1016/j.wasman.2006.11.017].
- [20] Perry R. H. and Green D. W., 2007, *Perry's chemical engineers' handbook*, McGraw-Hill, New York, 8th edition, chapter 2, page 156.
- [21] Pacific Northwest National Laboratory, Kim D. and Matyáš J., 2002, Batch Reactions of a Soda-Lime Silicate Glass (Report for G Plus Project for Libbey Inc.), disponibile al sito <https://www.osti.gov/biblio/15001103/> (visionato il 20/09/2021)
- [22] Zhao H. and Zheng C., 2008, A stochastic simulation for the collection process of fly ashes in single-stage electrostatic precipitators, *Fuel*, **87** (10-11), 2082-2089. [DOI:10.1016/j.fuel.2007.11.015].
- [23] Zheng C., Zhiyang S., Chang Q., Su Q., Zhu X. and Gao X., 2017, Experimental Study on Electrostatic Precipitation of Low-Resistivity High-Carbon Fly Ash at High Temperature, *Energy Fuels*, **31** (6), 6266-6273, [DOI:10.121/acs.energyfuels.7b00107].
- [24] Batuecas E., Liendo F., Tommasi T., Bensaid S., Deorsola F.A., Fino D., 2021, Recycling CO₂ from flue gas for CaCO₃ nanoparticles production as cement filler: A Life Cycle Assessment, *Journal of CO₂ Utilization*, **45**, article 101446, [DOI:10.1016/j.jcou.2021.101446].
- [25] Lin Y., Pan T., Wong D. and Jang S., 2011, Plantwide Control of CO₂ Capture by Absorption and Stripping Using Monoethanolamine Solution, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **50** (3), 5067 – 5072, [DOI:10.1021/ie100771x].
- [26] Beylot A., Hochar A., Michel P., Descat M., Menard Y. and Villeneuve J., (2017), Municipal Solid Waste Incineration in France: An Overview of Air Pollution Control Techniques, Emissions, and Energy Efficiency, *Journal of Industrial Ecology*, **22** (5), 1016-1026, [DOI:10.1111/jiec.12701].
- [27] Pré, Goedkoop M., Oele M., Leijting J., Ponsioen T. and Meijer E., 2016, Manuale “Introduction to LCA with SimaPro”, scaricabile all’indirizzo <https://support.simapro.com/articles/Manual/Introduction-to-LCA> (visionato il 27/10/2020)

- [28] trm trattamento rifiuti urbani, Relazione annuale relativa al funzionamento e alla sorveglianza dell'impianto (2019). Documento scaricabile all'indirizzo <https://trm.to.it/trasparenza/> alla sezione "Informazioni Ambientali" (visionato il 20/09/2021).
- [29] Kuni D. and Levenspiel O., 1968, Bubbling Bed Model. Model for the Flow of Gas through a Fluidized Bed, *Ind. Eng. Chem. Fundamen.*, 7 (3), 446–452, [DOI:10.1021/i160027a016]
- [30] Kuni D. and Levenspiel O., 1968, Bubbling Bed Model for Kinetic Processes in Fluidized Beds. Gas-Solid Mass and Heat Transfer and Catalytic Reactions, *Ind. Eng. Chem. Process Des. Dev.*, 7 (4), 481–492, [DOI:10.1021/i260028a001].
- [31] Agu C., Pfeifer C., Eikeland M., Tokheim L. and Moldestad B., 2018, Models for Predicting Average Bubble Diameter and Volumetric Bubble Flux in Deep Fluidized Beds, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 57 (7), 2658-2669, [DOI:10.1021/acs.iecr.7b04370].
- [32] ENEA, Calì G., Tedde F., Marotto D., Deiana P., Bassano C. and Subrizi M., Cattura della CO₂ in pre e post-combustione: attività in impianto, *RdS/PAR2015/240*, disponibile al sito https://www.enea.it/it/Ricerca_sviluppo/documenti/ricerca-di-sistema-elettrico/adp-mise-enea-2015-2017/combustibili-fossili-e-ccs/rds_par2015-240.pdf/view (visionato il 20/09/2021)
- [33] <https://shopping.agrimag.it/it/v2021/prodotti/sostanze-di-base/1226-idrossido-di-calcio> (visionato il 13/09/2021)
- [34] <https://italian.alibaba.com/product-detail/industrial-and-food-grade-ca-oh-2-hydrated-lime-calcium-hydroxide-price-60516999733.html> (visionato il 13/09/2021)
- [35] <https://www.arera.it/it/dati/eepcfr2.htm> (visionato il 13/09/2021)
- [36] <https://www.arera.it/it/dati/gpcfr2.htm> (visionato il 13/09/2021)
- [37] <https://www.borgonovo.it/novita/127-riciclare-il-vetro-raccogliere-il-vetro-e-guadagnare-grazie-all-economia-circolare> (visionato il 13/09/2021)
- [38] Estratto de "L'Italia del riciclo", 2010, pagine 51-66, documento scaricabile al sito http://ambiente.confartigianato.it/OSSERVATORIO/repository/normativa/14134_1_italia_del_riciclo_1.pdf (visionato il 13/09/2021)
- [39] Legambiente, Zanchini E. and Nanni G., Rapporto cave: i numeri e gli impatti economici e ambientali delle attività estrattive nel territorio italiano. Le opportunità e le sfide nella direzione dell'economia circolare
- [40] <https://www.alibaba.com/showroom/silica-sand-price.html> (visionato il 13/09/2021)
- [41] <https://www.cairominerals.com/it/silice-sabbia-acqua-filtrazione/> (visionato il 13/09/2021)
- [42] Associazione Nazionale degli Industriali del Vetro, **Rapporto di sostenibilità 2020**, documento scaricabile all'indirizzo <https://www.assovetro.it/wp-content/uploads/2020/02/report-completo-low-min2.pdf> (visionato il 13/09/2021)
- [43] <https://www.arera.it/it/dati/eep35.htm> (visionato il 13/09/2021)

Ringraziamenti

Vorrei ringraziare i miei genitori e la mia famiglia, per il sostegno datomi lungo tutti gli anni universitari, sia nei successi che nei fallimenti, senza il quale non sarebbe per me stato possibile arrivare fin questo traguardo. Ringrazio anche mio nonno, che vorrei avesse potuto assistere alla stesura di questa tesi, per il continuo supporto nei miei studi.

Ringrazio Dalila, per essermi stata accanto ed avermi supportato nei momenti più colmi di tensione ed ansia, e per aver reso migliori gli ultimi anni universitari, per i momenti di svago ed i preziosi aiuti nel corso di questi anni.

Voglio ringraziare i miei amici, alcuni anche colleghi, per il mutuo supporto durante questi anni, non limitato al solo ambiente universitario, per le pause pranzo, le pause studio in compagnia e per i periodi di vacanza, passati nella mia città natale.