



**POLITECNICO DI MILANO**

**DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE E AMBIENTALE**

**Sezione Ambientale**



Assessment on WASTE  
and RESOURCES

**Gruppo di ricerca AWARE - Assessment on Waste and Resources**

**Analisi LCA di una piattaforma integrata per la gestione di FORSU, fanghi di depurazione e rifiuto urbano residuo**

**A cura di:**

*Ing. Lucia Rigamonti (Responsabile scientifico), prof. Mario Grosso  
e Ing. Camilla Tua*

*Luglio 2018*

*Relazione n. 814.8102.10.62*

## Sommario

Introduzione .....	1
1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio.....	2
1.1 Obiettivo dello studio .....	2
1.2 Descrizione degli scenari analizzati e confini del sistema .....	2
1.2.1 Fanghi biologici.....	2
1.2.2 Frazioni del rifiuto urbano (RUR e FORSU).....	4
1.3 Unità funzionale .....	5
1.4 Indicatori ambientali analizzati.....	6
1.5 Qualità dei dati .....	7
2. Analisi di inventario .....	8
2.1 Trattamento di essiccazione dei fanghi a San Giuliano M.se .....	8
2.2 Recupero dei fanghi in cementificio .....	9
2.3 Trattamento dei fanghi tramite co-incenerimento .....	10
2.4 Recupero dei fanghi in agricoltura .....	14
2.5 Smaltimento dei fanghi in discarica .....	17
2.6 Valorizzazione termica dei fanghi: trattamento con eventuale fase di pre-essiccazione.....	19
2.7 Trasporto dei fanghi ai diversi destini .....	23
2.8 Trattamento del RUR presso il termovalorizzatore di Sesto SG (scenario attuale).....	24
2.9 Compostaggio della FORSU presso l'impianto di Econord S.p.A. (scenario attuale).....	27
2.10 Digestione anaerobica della FORSU presso Montello S.p.A. (scenario attuale) .....	32
2.11 Digestione anaerobica della FORSU presso l'impianto di Sesto SG (scenario futuro) .....	35
2.12 Trattamento del RUR presso il termovalorizzatore Silla 2 (scenario futuro) .....	37
2.13 Raccolta del rifiuto e successivo trasporto agli impianti di trattamento .....	40
3. Risultati.....	41
3.1 Fanghi biologici.....	41
3.1.1 Scenari di gestione attuale .....	41
3.1.2 Scenari di gestione futura.....	43
3.1.3 Confronto tra la gestione attuale e futura dei fanghi .....	47
3.2 Frazioni di rifiuto urbano (RUR e FORSU).....	49
3.2.1 Scenario di gestione attuale .....	49
3.2.2 Scenario di gestione futura.....	51
3.2.3 Confronto tra la gestione attuale e futura del rifiuto urbano .....	53
3.3 Sistema integrato CAP-CORE .....	55
Conclusioni .....	58

Bibliografia.....	60
Allegato A - Dettagli dell'inventario relativo al co-incenerimento dei fanghi.....	65
A.1 Produzione del Depurcal .....	65
A.2 Produzione di bicarbonato di sodio .....	65
A.3 Trattamento di recupero delle scorie di fondo.....	65
A.4 Gestione delle ceneri leggere.....	68
A.5 Trattamento di recupero delle polveri del filtro a maniche.....	68
Allegato B - Dettagli dell'inventario relativo al recupero dei fanghi in agricoltura.....	70
Allegato C - Dettagli dell'inventario relativo allo smaltimento in discarica dei fanghi .....	71
Allegato D - Dettagli dell'inventario relativo all'incenerimento del RUR presso l'inceneritore di Sesto San Giovanni.....	74
D.1 Inventario relativo al flocculante Polifloc M70 .....	74
D.2 Inventario relativo al composto alcalinizzante per la caldaia (Polival GVA) .....	74
D.3 Inventario relativo al composto deossigenante per la caldaia (Bioxin 60) .....	74
D.4 Trattamento di recupero dei rottami ferrosi separati dalle scorie.....	75
D.5 Trattamento di recupero delle scorie deferrizzate .....	76
D.6 Trattamento di smaltimento delle polveri e dei fanghi .....	79
D.7 Trattamento dello scarico liquido dall'impianto di trattamento interno delle acque.....	80
Allegato E - Dettagli dell'inventario relativo all'incenerimento del RUR presso l'inceneritore Silla 2.....	81
E.1 Trattamento di recupero delle scorie.....	81
Allegato F - Dettagli dell'inventario relativo al trasporto del rifiuto urbano all'impianto di trattamento.....	82

## **Introduzione**

Nel marzo del 2017 il Gruppo CAP ha indetto una gara d'appalto per la redazione del progetto di fattibilità tecnico-economica e la progettazione preliminare di una piattaforma integrata CAP-CORE destinata al trattamento di:

- fanghi biologici in uscita dai depuratori del Gruppo CAP;
- frazione organica dei rifiuti urbani (FORSU) e rifiuto urbano residuo (RUR) prodotti dai 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. (Cologno Monzese, Cormano, Pioltello, Segrate e Sesto San Giovanni).

In relazione a questo progetto, CAP ha richiesto al gruppo di ricerca AWARE (Assessment on WASTE and REsources) di svolgere una valutazione ambientale per analizzare e quantificare gli eventuali benefici della nuova piattaforma integrata rispetto alla situazione di gestione attuale dei tre flussi di rifiuti.

La valutazione richiesta è stata effettuata con la metodologia LCA (Life Cycle Assessment) che rappresenta uno strumento fondamentale per l'attuazione di interventi e politiche che garantiscano uno sviluppo sostenibile. Il ciclo di vita di un prodotto o di un qualsiasi servizio (inclusa la gestione dei rifiuti) viene esaminato "dalla culla alla tomba" attraverso la compilazione di un inventario di ingressi (materiali, energia, risorse naturali) e di uscite (emissioni in aria, acqua, suolo) del sistema, la valutazione degli impatti potenziali associati a tali inventari, l'analisi dei risultati delle due fasi precedenti e infine la definizione di possibili linee di intervento.

# 1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio

## 1.1 Obiettivo dello studio

Lo studio confronta le prestazioni ambientali del sistema di trattamento integrato CAP (fanghi biologici) - CORE (rifiuto urbano), nella situazione attuale (anno 2016) e futura. L'intento è quello di verificare gli eventuali benefici della gestione futura e fornire, tramite un'analisi dei contributi, eventuali indicazioni per una progettazione sostenibile della nuova piattaforma integrata.

Lo studio è stato organizzato analizzando dapprima, separatamente e nel dettaglio, la gestione dei fanghi biologici e del rifiuto urbano (RUR e FORSU). Successivamente è stata effettuata l'analisi degli impatti complessivi associati al sistema integrato CAP-CORE.

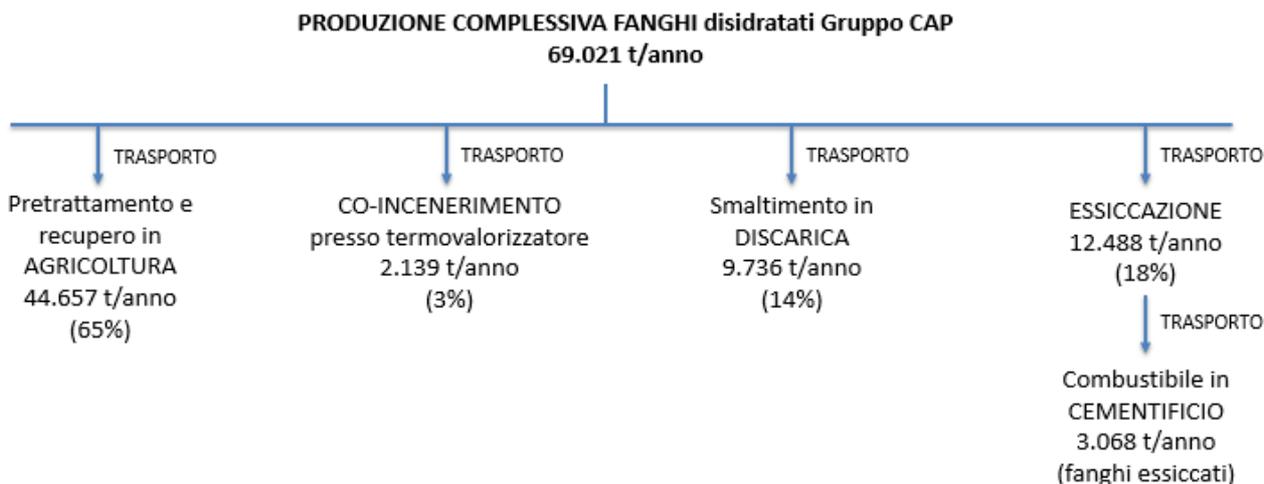
## 1.2 Descrizione degli scenari analizzati e confini del sistema

Il paragrafo è dedicato alla presentazione degli scenari analizzati in riferimento alla gestione dei fanghi e del rifiuto urbano.

### 1.2.1 Fanghi biologici

Gli scenari analizzati riguardano il trattamento di 69.021 t/anno di fanghi biologici in uscita dai 31 depuratori della Provincia di Milano gestiti dal Gruppo CAP.

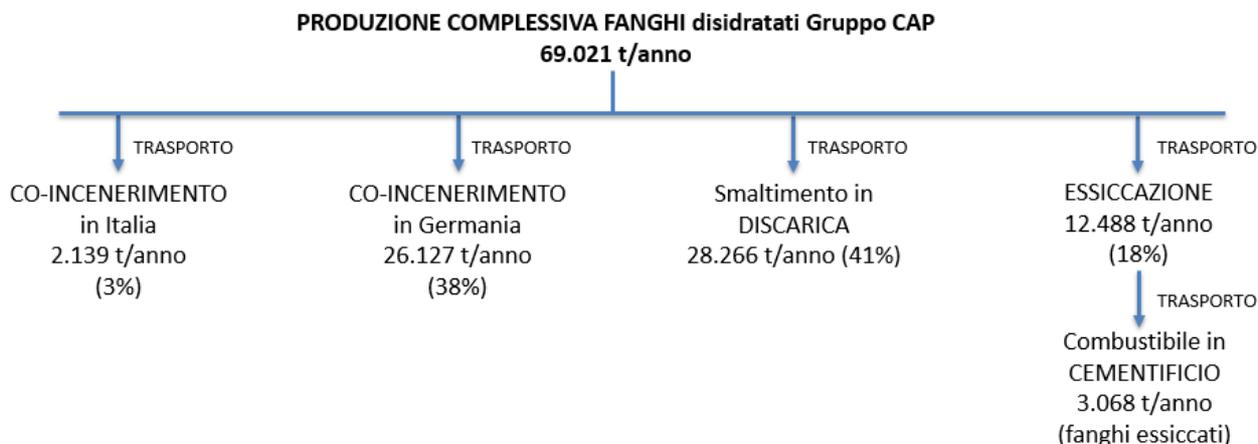
In riferimento alla gestione attuale, sono stati analizzati due scenari di trattamento su richiesta del committente. Il primo scenario, da ora in avanti definito scenario AS IS, riguarda la gestione CAP dell'anno 2016, in cui oltre il 60% in massa dei fanghi è stato destinato al recupero in agricoltura e la rimanente quantità ripartita tra essiccazione termica (18% in peso), smaltimento in discarica (14%) e, in percentuale minore (3%), co-incenerimento presso termovalorizzatori (Figura 1.1). L'essiccazione termica è avvenuta nell'impianto VOMM presso il depuratore di San Giuliano M.se Ovest e i fanghi essiccati in uscita sono stati conferiti ad un cementificio lombardo.



**Figura 1.1: scenario AS IS relativo al trattamento di 69.021 t/anno di fanghi biologici per l'anno 2016.**

Il secondo scenario (scenario AS IS, no agricoltura) considera invece la situazione attuale di trattamento nel caso in cui non fosse possibile lo spargimento dei fanghi su suolo agricolo. In questo caso, la quota parte di fanghi destinata all'essiccamento rimane inalterata rispetto allo scenario AS IS, mentre la quantità rimanente viene equamente ridistribuita tra smaltimento in discarica e co-incenerimento presso termovalorizzatori. In merito al co-incenerimento, il committente dello studio ha verificato che la capacità di trattamento dei fanghi

presso i termovalorizzatori italiani non può superare quanto già ricevuto attualmente e quindi l'eccesso è stato considerato inviato all'estero, per ipotesi in Germania (Figura 1.2).

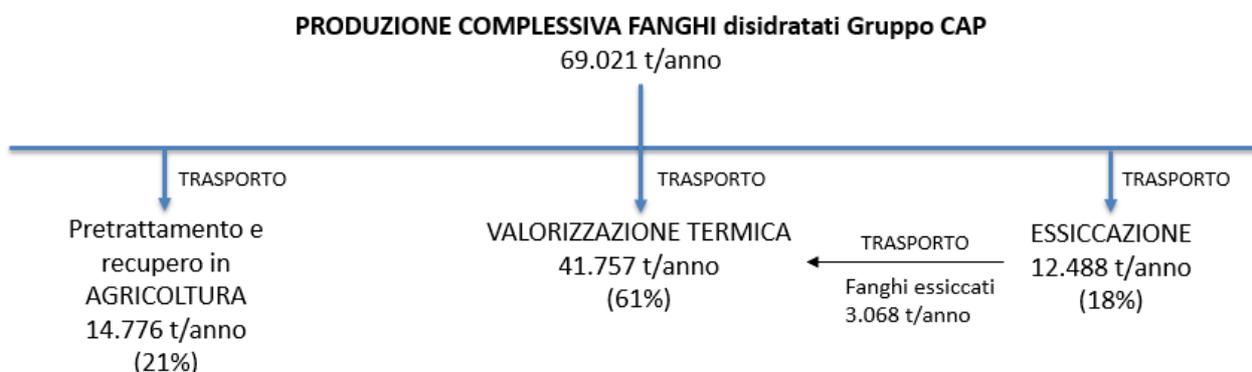


**Figura 1.2: scenario AS IS, no agricoltura relativo al trattamento attuale di 69.021 t/anno di fanghi biologici nel caso in cui non fosse possibile il loro recupero in agricoltura.**

Passando invece alla gestione futura, lo scenario di trattamento (Figura 1.3) prevede di mantenere in esercizio l'essiccatore di San Giuliano M.se con capacità inalterata rispetto al presente (12.488 t/anno), inviare a recupero come fertilizzanti (ai sensi del dlgs 75/2010) i fanghi dei depuratori di Rozzano e Peschiera (14.776 t/anno) e trattare il quantitativo rimanente (41.757 t/anno) nel nuovo impianto di valorizzazione a Sesto SG dove saranno confluiti anche i fanghi essiccati a San Giuliano M.se.

In particolare, in accordo con lo studio di fattibilità redatto (TBF Partner, 2017), sono state valutate tre differenti modalità di esecuzione del processo di valorizzazione termica:

- **scenario futuro 1 - valorizzazione termica dei fanghi tal quali.** I fanghi disidratati (41.757 t/anno) subiscono direttamente un processo di trattamento a Sesto SG senza alcun pre-trattamento;
- **scenario futuro 2 - valorizzazione termica dei fanghi essiccati internamente.** Lo scenario prevede un trattamento di essiccazione di tutti i fanghi disidratati (41.757 t/anno) nello stesso impianto di Sesto SG prima del loro trattamento;
- **scenario futuro 3 - valorizzazione termica dei fanghi parzialmente essiccati esternamente.** Lo scenario prevede un trattamento di essiccazione di una parte dei fanghi disidratati (16.074 t/anno) in un impianto a Pero appositamente costruito, prima del loro trattamento a Sesto SG.



**Figura 1.3: scenario FUTURO relativo al trattamento di 69.021 t/anno di fanghi biologici in accordo con lo studio di fattibilità redatto da TBF Partner (2017).**

Sulla base degli scenari descritti, i confini del sistema di gestione attuale e futura dei fanghi biologici includono i seguenti macro-processi:

- il trasporto dei fanghi disidratati dal depuratore di origine all'impianto di trattamento (preparazione per l'uso agricolo/termovalorizzatore/discardica/essiccatore/impianto di valorizzazione termica);
- il trasporto dei fanghi essiccati dall'essiccatore di S. Giuliano M.se al cementificio (scenario attuale) o all'impianto di valorizzazione termica (scenario futuro);
- il trattamento dei fanghi nei vari destini sopra descritti.

Nelle diverse fasi di trattamento, sono state incluse, in particolare, la produzione di reagenti ed energia per il processo, le emissioni in aria/acqua/ suolo e la gestione dei residui solidi prodotti. Sono state inoltre considerate le produzioni primarie evitate grazie al recupero dei fanghi, adottando il metodo di espansione dei confini del sistema per la risoluzione dei casi di multi-funzionalità (Finnveden et al., 2009). Si tratta, nello specifico, dell'evitata produzione di:

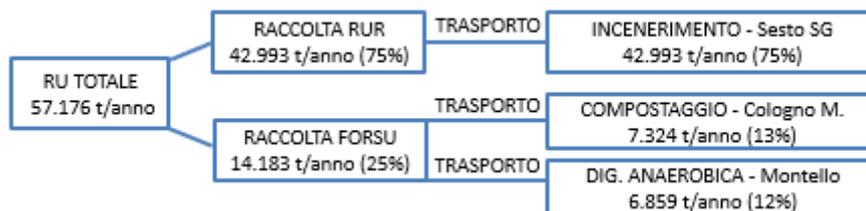
- fertilizzanti minerali grazie al recupero dei fanghi su suolo agricolo;
- energia elettrica e termica da fonti convenzionali grazie al trattamento dei fanghi presso i termovalorizzatori o nell'impianto dedicato di valorizzazione termica;
- energia elettrica da fonti convenzionali grazie al recupero di biogas nella fase di smaltimento in discarica dei fanghi;
- combustibile fossile (pet-coke) grazie all'utilizzo dei fanghi come combustibile alternativo in un cementificio.

Maggiori indicazioni sui singoli sistemi di trattamento e sulle modalità di modellazione sono disponibili nel capitolo 2 relativo all'analisi di inventario.

### 1.2.2 Frazioni del rifiuto urbano (RUR e FORSU)

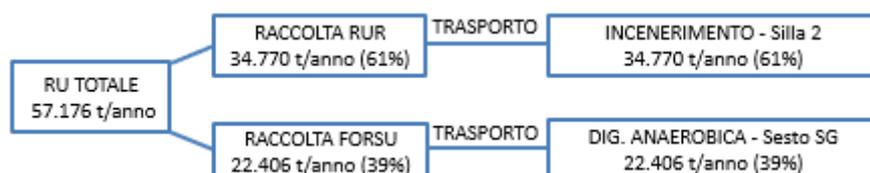
Gli scenari analizzati riguardano la gestione attuale e futura del RUR e della FORSU raccolti nei 5 Comuni milanesi azionisti del Consorzio CORE S.p.A.

Nello scenario attuale, relativo all'anno 2016, il rifiuto complessivamente raccolto nel territorio di interesse ammonta a 57.176 t/anno (O.R.So. - ARPA Lombardia, 2017) ed è risultato principalmente composto da RUR (75% in peso), a causa della scarsa efficienza della raccolta differenziata della FORSU soprattutto nel Comune di Sesto SG (Tabella 1.1). Tutto il RUR è trattato presso l'inceneritore di Sesto SG mentre la FORSU è equamente redistribuita tra un trattamento di compostaggio e uno di digestione anaerobica (Figura 1.4).



**Figura 1.4: scenario ATTUALE relativo alla gestione di 57.176 t/anno di RUR e FORSU prodotti nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.**

Per lo scenario futuro, è stato innanzitutto ipotizzato che non siano messe in atto nell'immediato delle misure di prevenzione del rifiuto urbano sul territorio e che quindi la produzione complessiva delle due frazioni (57.176 t/anno) rimanga costante. È stata invece modificata la ripartizione tra RUR e FORSU, prevedendo un incremento della raccolta differenziata dell'organico (101 kg/ab/anno in tutti i Comuni; Tabella 1.1). Il RUR raccolto sarà inviato al termovalorizzatore Silla 2 mentre la FORSU sarà gestita presso il nuovo impianto di digestione anaerobica a Sesto San Giovanni appositamente realizzato (Figura 1.5).



**Figura 1.5: scenario FUTURO relativo alla gestione di 57.176 t/anno di RUR e FORSU prodotti nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.**

Sulla base degli scenari descritti, i confini del sistema di gestione del rifiuto urbano includono i seguenti macro-processi:

- la fase di raccolta domiciliare delle due frazioni di rifiuto;
- il trasporto del rifiuto raccolto dal centro del Comune all'impianto finale di trattamento;
- il trattamento del rifiuto presso gli impianti sopra descritti.

Nella fase di trattamento del rifiuto sono state conteggiate, in particolare, le produzioni di reagenti ed energia per il processo, le emissioni in aria/acqua/suolo, il trattamento dei residui solidi prodotti e le produzioni primarie evitate grazie al recupero dei rifiuti adottando il metodo di espansione dei confini del sistema per la risoluzione dei casi di multi-funzionalità. Si tratta, nello specifico, dell'evitata produzione di:

- fertilizzanti minerali e torba grazie al recupero di ammendante organico in fase di compostaggio/digestione anaerobica della FORSU;
- energia elettrica e termica da fonti convenzionali grazie alla combustione del RUR e del biogas prodotto in fase di digestione anaerobica della FORSU nello scenario attuale;
- diesel per autotrazione grazie alla produzione di biometano in fase di digestione anaerobica della FORSU nello scenario futuro.

Maggiori indicazioni sui singoli sistemi di trattamento e sulle modalità di modellazione sono disponibili nel capitolo 2 relativo all'analisi di inventario.

**Tabella 1.1: quantità complessiva e pro-capite di FORSU raccolta nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. per lo scenario attuale e futuro. I dati 2016 sono quelli forniti nel database O.R.So di ARPA Lombardia mentre per la gestione futura è stata assunta una produzione pro-capite di 101 kg/ab/anno (produzione attuale del Comune di Segrate).**

Comune	Produzione 2016		Produzione futura	
	Complessiva	Pro-capite	Complessiva	Pro-capite
Cologno Monzese	4.090	85.6	4.821	101.0
Cormano	1.831	91.2	2.027	101.0
Pioltello	2.992	80.8	3.740	101.0
Segrate	3.557	101.0	3.557	101.0
Sesto San Giovanni	1.713	20.9	8.261	101.0

### 1.3 Unità funzionale

La funzione del sistema analizzato è la gestione di 2 flussi di rifiuto nel sistema integrato CAP-CORE: i fanghi biologici in uscita da 31 depuratori milanesi e le frazioni di rifiuto urbano RUR e FORSU prodotte nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. Nell'analisi preliminare, condotta separatamente per i fanghi e le frazioni di rifiuto, le unità funzionali adottate sono state rispettivamente:

- la gestione di 69.021 t/anno di fanghi biologici prodotti dai 31 depuratori del Gruppo CAP;
- la gestione di 57.176 t/anno di RUR e FORSU prodotti nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.

Per l'analisi degli impatti del sistema complessivo, invece, è stata considerata come unità funzionale: “la gestione di 69.021 t/anno di fanghi biologici e di 57.176 t/anno di rifiuto urbano (RUR e FORSU) nel sistema integrato CAP-CORE”.

#### 1.4 Indicatori ambientali analizzati

Per l'analisi ambientale sono state innanzitutto considerate dodici categorie di impatto sull'ambiente e sulla salute umana, con l'intento di prendere in considerazione il più ampio spettro di problematiche ambientali potenzialmente causate dal sistema analizzato (Tabella 1.2). Gli indicatori midpoint considerati per queste categorie e i modelli di caratterizzazione utilizzati per il loro calcolo sono quelli raccomandati dalla guida sull'impronta ambientale dei prodotti (Product Environmental Footprint Guide, PEF Guide) sviluppata per la Commissione Europea dal Joint Research Centre e incorporata nella raccomandazione europea 2013/179/UE (Commissione Europea, 2013).

**Tabella 1.2: categorie di impatto considerate nell'analisi con i relativi indicatori e modelli di caratterizzazione (Commissione Europea, 2013).**

Categoria di impatto	Indicatore di categoria (livello midpoint)	Modello di caratterizzazione e fonte
Cambiamento climatico <b>NOTA:</b> per tale indicatore nello studio è stato calcolato l'impatto complessivo (CC) e l'impatto con esclusione del contributo di CO <sub>2</sub> biogenica (CC*)	Incremento della forzante radioattiva infrarossa (kg CO <sub>2</sub> eq.)	Modello Berna basato sui potenziali di riscaldamento globale in un arco temporale di 100 anni; IPCC (2007)
Assottigliamento dello strato di ozono (AO)	Incremento dell'assottigliamento dello strato di ozono stratosferico (kg CFC-11)	Modello EDIP basato sui potenziali di riduzione dello strato di ozono in un arco temporale infinito WMO (1999)
Tossicità umana, effetti non cancerogeni (TNC)	Unità tossica comparativa per l'uomo (CTUh)	Modello USEtox (Rosenbaum et al., 2008)
Tossicità umana, effetti cancerogeni (TC)		
Assunzione di materiale particolato (AP)	Frazione di particolato fine inalato (kg PM <sub>2,5</sub> eq.)	Modello RiskPoll (Humbert, 2009)
Formazione di ozono fotochimico (FO)	Aumento della concentrazione troposferica di ozono (kg COVNM eq.)	Modello LOTOS-EUROS come applicato in ReCiPe Van Zelm et al. (2008)
Acidificazione (A)	Superamento accumulato del carico critico (moli H <sup>+</sup> eq.)	Modello di superamento accumulato Seppälä et al. (2006) Posch et al. (2008)
Eutrofizzazione terrestre (ET)	Superamento accumulato del carico critico (moli N eq.)	
Eutrofizzazione delle acque dolci (ED)	Frazione di nutrienti che raggiunge le acque dolci (kg P eq.)	Modello EUTREND come applicato in ReCiPe (Struijs et al., 2009)
Eutrofizzazione marina (EM)	Frazione di nutrienti che raggiunge le acque marine (kg N eq.)	
Ecotossicità per gli ecosistemi d'acqua dolce (ECD)	Unità tossica comparativa per gli ecosistemi (CTUe)	Modello USEtox (Rosenbaum et al., 2008)
Esaurimento delle risorse minerali e fossili (ER)	Impoverimento delle risorse abiotiche (kg Sb eq.)	Modello CML 2002 (van Oers et al., 2002)

Per quanto riguarda il consumo di risorse idriche (CA), invece che utilizzare l'indicatore incluso nella PEF Guide, si è preferito fermarsi alla fase di inventario, quantificando il consumo netto di acqua (prelievi meno rilasci) relativo all'intero ciclo di vita degli scenari, senza calcolare l'impatto associato a tale consumo. La scelta è stata dettata dal fatto che l'indicatore di consumo delle risorse idriche definito dalla PEF Guide presenta, ad oggi, alcuni problemi di implementazione, tale da non renderlo del tutto affidabile.

Per completare l'analisi, è stato infine calcolato il consumo complessivo di risorse energetiche di ogni scenario tramite l'indicatore Cumulative Energy Demand (CED; Hischer et al., 2010).

L'analisi è stata effettuata con il supporto del software SimaPro 8.4, che ha agevolato lo sviluppo di un modello virtuale degli scambi di materia ed energia negli scenari esaminati e la quantificazione delle rispettive prestazioni ambientali.

## **1.5 Qualità dei dati**

Lo studio si riferisce al sistema di trattamento integrato CAP-CORE, che usufruisce di impianti localizzati, a seconda degli scenari, sul territorio lombardo, ligure e nel Nord Europa (Germania). Per gli scenari di gestione attuale l'anno di riferimento per l'acquisizione dei dati è stato il 2016 mentre per la gestione futura gli anni immediatamente a venire (2019-2020).

La modellazione della gestione attuale è stata effettuata per lo più utilizzando dati primari dei singoli processi di trattamento raccolti durante le visite tecniche in impianto o consultando dichiarazioni ambientali e documenti affini. Per l'analisi della gestione futura, si è fatto invece riferimento alla relazione di fattibilità tecnico-economica (TBF Partner, 2017) oltre che a indicazioni dirette fornite dal committente.

In assenza di dati primari, sono stati consultati studi di letteratura e banche dati, possibilmente relativi al contesto lombardo/nord Italia, e dati di inventario riportati nel databaseecoinvent 3.3. Per maggiori informazioni si rimanda al Capitolo 2 relativo all'analisi di inventario.

## 2. Analisi di inventario

Il capitolo riporta l'inventario associato ai diversi processi inclusi nei confini del sistema degli scenari analizzati:

- processi di trattamento dei fanghi ovvero la fase di essiccazione presso l'impianto di San Giuliano M.se (tutti gli scenari), il recupero in cementificio (scenari attuali), il co-incenerimento presso termovalorizzatore (scenari attuali), il recupero in agricoltura (scenario AS IS e scenari futuri), lo smaltimento in discarica (scenari attuali) e la valorizzazione termica (scenari futuri);
- processi di trattamento delle frazioni di rifiuto urbano ovvero l'incenerimento del RUR presso l'impianto di Sesto SG (scenario attuale) e il termovalorizzatore Silla 2 (scenario futuro), il trattamento di compostaggio presso l'impianto di Econord S.p.A. (scenario attuale) e il trattamento di digestione anaerobica presso Montello S.p.A. (scenario attuale) o l'impianto di Sesto San Giovanni (scenario futuro);
- trasporto dei fanghi e delle frazioni di rifiuto urbano ai diversi destini.

### 2.1 Trattamento di essiccazione dei fanghi a San Giuliano M.se

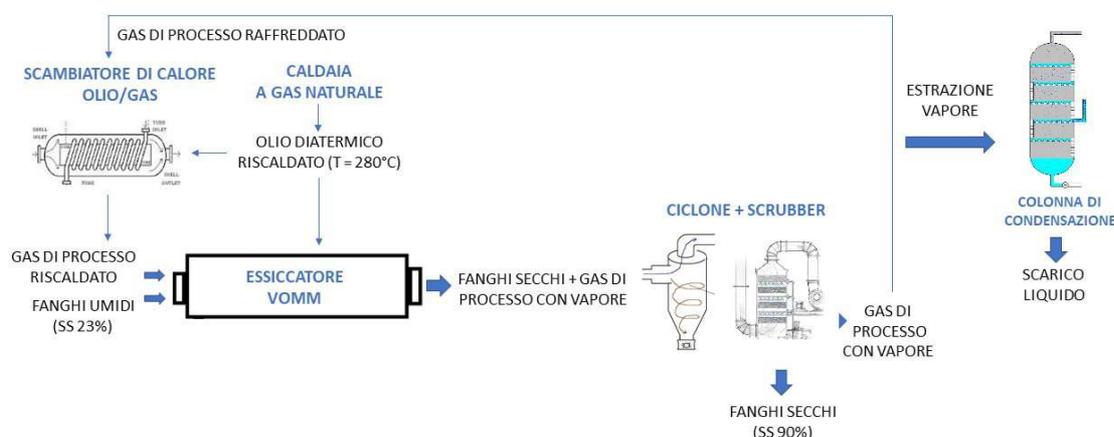
In tutti gli scenari della gestione attuale e futura si prevede il trattamento di 12.488 tonnellate/anno di fanghi nell'essiccatore VOMM installato presso il depuratore di San Giuliano Milanese Ovest.

In questo impianto, i fanghi umidi in ingresso subiscono un trattamento termico per raggiungere i parametri idonei all'utilizzo in cementificio o in un impianto di combustione dedicata.

Il trattamento prevede l'essiccazione del materiale grazie ad un doppio effetto termico:

- conduzione mediante fluido diatermico. All'interno dell'essiccatore il fango si dispone in film sottile contro la parete interna sotto l'azione di una turbina. A contatto con la parete, riscaldata esternamente dal fluido ( $T = 280\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), si ha l'evaporazione dell'acqua;
- convezione con gas preriscaldato che transita equi-corrente al fango, garantendone anche il trasporto pneumatico verso l'uscita.

All'essiccazione segue la separazione del prodotto essiccato dal gas di processo contenente l'acqua evaporata (ciclone e scrubber in serie). I fanghi essiccati, ridotti del 75% in peso e con un tenore di sostanza secca oltre il 90%, sono raffreddati e stoccati in attesa del trasporto al destino finale. Il gas di processo è invece inviato nuovamente in testa all'essiccatore, previa estrazione dell'acqua di evaporazione, trasferita ad una colonna di condensazione per lo smaltimento in fognatura (Figura 2.1; VOMM Impianti e Processi S.p.A., 2015).



**Figura 2.1: schema del processo di essiccazione effettuato presso il depuratore di San Giuliano Milanese Ovest in accordo con la tecnologia brevettata VOMM.**

Per la modellazione del trattamento di essiccazione, lo studio ha considerato i principali consumi dell'impianto e il trattamento dei residui di processo, in accordo con dati primari forniti dalla società VOMM per l'anno 2016 (Tabella 2.1).

**Tabella 2.1: carichi ambientali attribuiti al processo di essiccazione dei fanghi a San Giuliano M.se con indicazioni in merito alla modellazione del processo nel software SimaPro (EI = ecoinvent).**

<b>Input processo</b>	<b>Quantità (per t fango in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Energia elettrica	49,4 kWh	Ipotizzato il prelievo di energia da rete nazionale Database EI: <i>Electricity, medium voltage {IT}  market for</i>
Gas naturale (per riscaldamento dell'olio diatermico in caldaia)	2,10 GJ	Considerato il consumo di combustibile e la relativa combustione in caldaia Database EI: <i>Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}   heat production, natural gas, at boiler modulating &gt; 100kW</i>
Acqua (reintegro scrubber, colonna di condensazione e coclea di raffreddamento dei fanghi)	22,25 ton	Database EI: <i>Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment</i>
<b>Output processo</b>	<b>Quantità (per t fango in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Scarico in fognatura (acqua consumata dai macchinari e acqua evaporata dai fanghi)	23,01 m <sup>3</sup>	Modellato il trattamento presso un impianto di depurazione per acque civili di grandi dimensioni Database EI: <i>Wastewater, average {CH}  treatment of, capacity 4.7E10l/year</i> (il modulo è stato opportunamente modificato considerando il contesto italiano anziché quello svizzero per i consumi di energia elettrica e la produzione di calore)
Fango destinato al cementificio o all'impianto di valorizzazione termica	0,25 t	Moduli di recupero appositamente costruiti (per maggiori indicazioni si vedano i paragrafi 2.2 e 2.6)

## 2.2 Recupero dei fanghi in cementificio

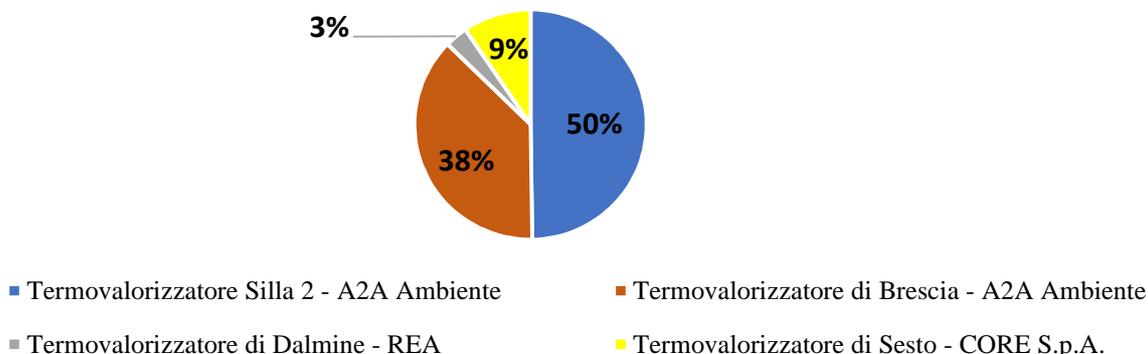
Gli scenari di gestione attuale prevedono che i fanghi essiccati in uscita dall'impianto di San Giuliano M.se siano conferiti presso il cementificio Holcim S.p.A. a Comabbio (VA).

Per il recupero dei fanghi in cementificio, si è considerato solo l'impatto evitato dall'utilizzo del fango al posto del combustibile tradizionale (pet coke), senza entrare nel merito del processo di produzione del cemento. Questo perché esperienze maturate in impianti reali hanno rivelato che il parziale utilizzo di fanghi biologici in cementificio non comporta cambiamenti significativi nel processo, nelle caratteristiche del cemento prodotto e nel quadro delle emissioni in atmosfera ad eccezione della CO<sub>2</sub> di origine fossile (Turri, 2009; Fedel e Fontana, 2010).

Considerando un PCI medio del fango essiccato di 14.900 MJ·t<sup>-1</sup> (dato primario da analisi di laboratorio) e un PCI del pet coke pari a 33.454 MJ·t<sup>-1</sup> (Ministero dell'Ambiente, 2017), si ottiene un risparmio di 445 kg di pet coke per ogni tonnellata di fango utilizzato. In accordo con questi dati, lo studio ha considerato sia l'evitata produzione e reperimento del combustibile tradizionale (*petroleum coke {GLO}| market for*) che le evitate emissioni di CO<sub>2</sub> fossile grazie alla combustione della biomassa. Queste ultime risultano pari a 1,41 t CO<sub>2</sub> fossile/t<sub>FANGO</sub> considerando un fattore di emissione per la combustione del pet coke di 3,156 t CO<sub>2</sub>/t di combustibile (Ministero dell'Ambiente, 2017).

### 2.3 Trattamento dei fanghi tramite co-incenerimento

Nell'anno 2016, il Gruppo CAP ha inviato a co-incenerimento 2.139 tonnellate di fanghi. L'88% dei suddetti fanghi è stato conferito presso gli inceneritori di A2A Ambiente a Brescia e Milano, termovalorizzatori con le maggiori capacità di trattamento sul territorio lombardo (Figura 2.2).

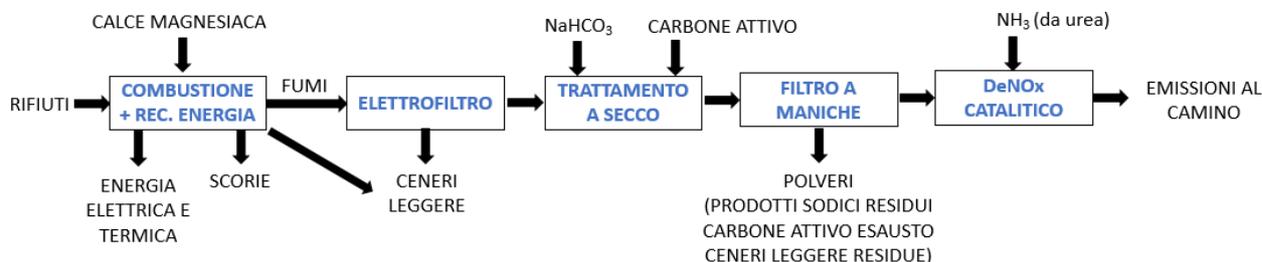


**Figura 2.2: destino finale dei fanghi biologici inviati a co-incenerimento nell'anno 2016.**

Come semplificazione del sistema, nello scenario AS IS è stata modellata la termovalorizzazione di tutti i fanghi presso l'inceneritore Silla 2 di Milano. Si ritiene, infatti, che tale semplificazione sia sufficientemente rappresentativa per l'anno 2016, dal momento che l'impianto di Milano è simile a quello di Brescia sia per le modalità di recupero energetico (entrambi i termovalorizzatori al momento puntano sul teleriscaldamento), sia per la configurazione della linea di trattamento fumi e la gestione dei residui solidi.

L'impianto di termovalorizzazione Silla 2 è composto da tre linee di combustione con tecnologia di conversione termica basata su un letto di combustione a griglia. I fumi caldi generati dalla combustione attraversano la caldaia e producono vapore surriscaldato, utilizzato per generare energia elettrica, da immettere nella rete nazionale e calore per il teleriscaldamento.

La linea di trattamento fumi dell'impianto prevede iniezione di calce magnesiaca in camera di combustione, una prima fase di depolverazione condotta tramite elettrofiltro, un sistema di trattamento a secco per la rimozione dei gas acidi e dei microinquinanti (dosaggio di bicarbonato di sodio e carbone attivo), un filtro a maniche e da ultimo un sistema DeNO<sub>x</sub> catalitico per l'abbattimento degli ossidi di azoto con iniezione di ammoniaca. Il trattamento comporta emissioni al camino e genera dei residui di tipo solido che includono le scorie della combustione, le ceneri leggere (rimosse dalla caldaia e dall'elettrofiltro) e le polveri trattenute dal filtro a maniche (Figura 2.3).



**Figura 2.3: schema del processo di incenerimento dei fanghi presso l'impianto Silla 2 con indicazione dei principali input e output del processo (A2A Ambiente, 2017).**

In accordo con i dati riportati nella Dichiarazione Ambientale 2017 dell'impianto, nello studio sono stati innanzitutto conteggiati gli input del processo, le emissioni al camino e i residui solidi associati all'incenerimento di 1 tonnellata di fango per l'anno 2016 (Tabelle da 2.2 a 2.4).

**Tabella 2.2: input del processo di incenerimento di 1 tonnellata di fanghi (A2A Ambiente, 2017) con le relative indicazioni di modellazione nel software SimaPro.**

<b>Input</b>	<b>Valore</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Depurcal (sorbente dolomitico)	1,9 kg/t	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati in Biganzoli et al. (2015). Per dettagli si veda l'allegato A.1
Bicarbonato di sodio	10,9 kg/t	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati in Pacher et al. (2009). Per dettagli si veda l'allegato A.2
Carbone attivo	0,4 kg/t	EI database: Activated carbon, granular {RER}  activated carbon production, granular from hard coal
Urea (soluzione al 40%)	2,1 kg/t	EI database: Urea, as N {RER}  production (0,8 kg di urea ossia 0,4 kg di N) EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   market for (1,3 kg)
Ammoniaca (soluzione al 24%)	0,4 kg/t	EI database: Ammonia, liquid {RER}  ammonia production, steam reforming, liquid (0,09 kg) EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   market for (0,3 kg)
HCl per caldaia (soluzione al 30%)	8,4 g/t	EI database: Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER}  market for (da richiamare con il valore di reagente puro pari a 2,5 g)
NaOH per caldaia (soluzione al 30%)	4,2 g/t	EI database: Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER}  chlor-alkali electrolysis, membrane cell (valore di reagente puro 1,3 g)
NaClO per ausiliari (soluzione al 10%)	203,9 g/t	EI database: Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {RER}  sodium hypochlorite production, product in 15% solution state (da richiamare con il valore di reagente puro pari a 20,4 g)
Antincrostanti e anticorrosivi per ciclo termico	31,5 g/t	EI database: Chemical, organic {GLO}  production (modulo scelto in assenza di indicazioni specifiche sulla composizione dei composti, considerata la quantità ridotta)
Deossigen./alcalinizzanti per ciclo termico	0,8 g/t	EI: Hydrazine {RER}  production (modellata la produzione di idrazina, un deossigenante comune in assenza di indicazioni più specifiche)
Combustibile ausiliario (metano)	2,5 m <sup>3</sup> /t	EI database: Natural gas, high pressure {IT}  market for
Acqua industriale da pozzo	2,7 t/t	EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment

**Tabella 2.3: emissioni al camino relative all'incenerimento di 1 tonnellata di fango (A2A Ambiente 2016 e 2017).**

Inquinante	Emissione <sup>1</sup>	Inquinante	Emissione <sup>1</sup>
Anidride carbonica biogenica	220 kg/t	Cadmio (Cd) <sup>2</sup>	7,1 mg/t
Carbonio organico totale (COT)	3,2 g/t	Tallio (Tl) <sup>2</sup>	7,1 mg/t
Acido cloridrico (HCl)	16,6 g/t	Antimonio (Sb) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Acido fluoridrico (HF)	2,0 g/t	Arsenico (As) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Anidride solforosa (SO <sub>2</sub> )	1,9 g/t	Piombo (Pb) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Diossido di azoto (NO <sub>2</sub> )	258,7 g/t	Cromo (Cr) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Ammoniaca (NH <sub>3</sub> )	5,4 g/t	Cobalto (Co) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Mercurio (Hg)	32,2 mg/t	Rame (Cu) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Zinco (Zn)	202,6 mg/t	Manganese (Mn) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Diossine e furani (PCDD/PCDF)	6,4 ng/t	Nichel (Ni) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Monossido di carbonio (CO)	39,5 g/t	Vanadio (V) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Polveri totali (< 10 µm)	624,3 mg/t	Stagno (Sn) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	49,0 µg/t		

<sup>1</sup> L'emissione di CO<sub>2</sub> biogenica, dipendente dalla composizione del rifiuto, è stata calcolata sulla base del contenuto medio di carbonio in un fango palabile (6% in peso). I fattori di emissione degli altri composti sono invece quelli medi dell'impianto Silla 2 poichè l'emissione risulta dipendente dalla linea di trattamento fumi piuttosto che dalla composizione del rifiuto incenerito (Consonni et al., 2005). In relazione a questo aspetto, le emissioni di COT, CO, HCl, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> e particolato sono relative all'anno 2016 (A2A Ambiente, 2017) mentre le altre sono riferite all'anno 2015 (A2A Ambiente, 2016) in assenza di indicazioni più recenti.

<sup>2</sup> Nel documento di riferimento, i metalli cadmio e tallio sono riportati sotto la medesima voce. Non avendo a disposizione indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva (14,1 mg/t) è stata ripartita in modo equivalente tra i due composti.

<sup>3</sup> Nel documento di riferimento, i metalli indicati sono riportati sotto la medesima voce 'metalli (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn). In assenza di indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva (280,9 mg/t) è stata ripartita in modo equivalente tra i 10 composti.

**Tabella 2.4: residui dall'incenerimento di 1 tonnellata di fango con indicazioni dei rispettivi trattamenti di smaltimento/recupero (A2A Ambiente, 2017). Dettagli sulla modellazione dei singoli trattamenti sono riportati nell'allegato A (Paragrafi da A.3 ad A.5).**

Residuo	Destino	Valore
Scorie di fondo (dal forno di combustione)	Trattamento per il recupero della frazione minerale	67,5 kg/t <sup>1</sup>
Ceneri leggere (da caldaia e elettrofiltro) <i>di cui:</i>	Impianto di inertizzazione dei rifiuti pericolosi nel Nord Italia	7,5 kg/t <sup>1</sup>
ceneri a recupero	Stoccaggio sotterraneo in miniere di sale esaurite in Germania (ruolo strutturale)	1,91 kg/t (25%)
ceneri a smaltimento	Discarica per rifiuti pericolosi nel Nord Italia	5,59 kg/t (75%)
Polveri (prodotti sodici residui, carbone attivo esausto e ceneri leggere residue)	Trattamento Solval® a Rosignano per il recupero dei sali	8,28 kg/t
Acqua recuperata dallo spurgo delle torri evaporative	Immissione nel cavo Parea previa dechlorazione ( <i>Water, IT in river</i> )	1,34 m <sup>3</sup> /t

<sup>1</sup> Quantitativo calcolato a partire dal contenuto medio di ceneri nel fango incenerito (7,5% in peso da analisi di laboratorio). Per un forno a griglia, si è assunto che le ceneri presenti nel rifiuto si ripartiscano tra scorie di fondo e ceneri leggere in rapporto 90/10 (Grosso, 2013).

È stato poi incluso il recupero energetico da termovalorizzazione in accordo con il PCI medio dei fanghi in ingresso (pari a 2.500 MJ/t da analisi di laboratorio) e le efficienze nette di recupero energetico dell'impianto Silla 2 nel 2016 (19,75% per l'energia elettrica e 24,2% per l'energia termica; A2A Ambiente, 2017).

In particolare, si è ipotizzato che l'energia elettrica generata dal processo (137 kWh/t<sub>FANGO</sub> al netto degli autoconsumi) sia introdotta in rete a parità di richiesta da parte delle utenze. Nell'attuale contesto italiano tale energia ha priorità di dispacciamento rispetto agli impianti a combustibile fossile e si è assunto vada a sostituire elettricità prodotta da un ciclo combinato a gas (Consonni et al., 2005). Tale scelta è giustificata dal fatto che gli impianti a ciclo combinato, sebbene nel 2015 abbiano fornito ancora la maggior parte della produzione termoelettrica italiana, rappresentano ormai una tecnologia marginale ai fini del fabbisogno, il cui apporto è principalmente legato alle dinamiche di fluttuazione della domanda residuale. Il ciclo combinato è, infatti, un sistema particolarmente flessibile, in grado di essere avviato rapidamente e fornire energia con elevati gradienti di carico, rimanendo connesso il tempo strettamente necessario a risolvere la criticità (Terna, 2016). Sulla base di questi presupposti, l'evitata produzione di energia elettrica è stata modellata con il modulo *EI Electricity, high voltage {IT}| electricity production, natural gas, combined cycle power plant*, relativo alla produzione di elettricità in un impianto moderno italiano a ciclo combinato, alimentato a gas naturale ( $\eta_{EL} = 55\%$ ).

Per la modellazione dell'energia termica evitata, si è invece riprodotto il sistema di teleriscaldamento della zona. Il calore dall'inceneritore (0,6 GJ/t<sub>FANGO</sub>) è alimentato nella rete e utilizzato per il riscaldamento degli edifici, ad eccezione delle perdite quantificabili nel 10% del calore complessivamente immesso (dato primario fornito dal gestore). Per lo studio LCA, è stato quindi costruito ex novo il modulo *Riscaldamento da caldaia a metano*, che considera l'evitata produzione di calore (0,54 GJ/t<sub>FANGO</sub>) da una caldaia domestica a gas naturale con un rendimento del 90% (Lopriore, 2016). Il modulo include nello specifico l'evitato consumo di gas naturale e le evitate emissioni in aria ambiente dovute alla combustione (Tabella 2.5). Per queste ultime, laddove possibile, sono stati utilizzati i fattori di emissione medi più recenti e specifici per il contesto italiano (ISPRA, 2015); in assenza del dato di ISPRA, le fonti di riferimento sono state

*l'EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016* (EEA, 2017) e il database LCA dell'ANPA (2000).

In accordo con il committente dello studio, in assenza di dati primari per il contesto tedesco, anche il co-incenerimento dei fanghi in Germania è stato modellato con i dati di inventario e le ipotesi sopra esposti.

**Tabella 2.5: fattori di emissione in aria di una caldaia a metano espressi per 1 GJ di gas naturale consumato (ANPA, 2000; ISPRA, 2015 e EEA, 2017).**

<b>Inquinante</b>	<b>Fattore di emissione</b>	<b>Inquinante</b>	<b>Fattore di emissione</b>
Monossido di carbonio	25 g/GJ ISPRA (2015)	Mercurio	0,2 mg/GJ ISPRA (2015)
Protossido di azoto	1 g/GJ ISPRA (2015)	Nichel	0,51 µg/GJ EEA (2017)
Metano	3 g/GJ ISPRA (2015)	Arsenico	0,12 mg/GJ EEA (2017)
Ossidi di azoto	31 g/GJ ISPRA (2015)	Piombo	1,5 µg/GJ EEA (2017)
Composti organici volatili non metanigeni	5 g/GJ ISPRA (2015)	Cromo	0,76 µg/GJ EEA (2017)
Anidride solforosa	0,3 g/GJ EEA (2017)	Selenio	11 µg/GJ EEA (2017)
Polveri totali (< 10 µm)	0,2 g/GJ ISPRA (2015)	Rame	0,076 µg/GJ EEA (2017)
Anidride carbonica fossile	57,2 kg/GJ ISPRA (2015)	Benzene	2,2 µg/GJ EEA (2017)
Idrocarburi policiclici aromatici	9,9 mg/GJ ANPA (2000)	Butano	1,8 g/GJ ANPA (2000)
Diossine e furani	1,5 ng/GJ EEA (2017)	Etano	2,7 g/GJ ANPA (2000)
Cadmio (Cd)	0,25 µg/GJ EEA (2017)	Formaldeide	0,9 g/GJ ANPA (2000)
Pentano	1,8 g/GJ ANPA (2000)	Propano	1,8 g/GJ ANPA (2000)
Toluene	0,21 g/GJ ANPA (2000)	Zinco	1,5 µg/GJ EEA (2017)

## 2.4 Recupero dei fanghi in agricoltura

Nell'anno 2016, il Gruppo CAP ha destinato all'agricoltura 44.657 tonnellate di fanghi di depurazione, conferendoli presso 8 impianti (Tabella B.1 dell'allegato B) autorizzati alle operazioni di messa in riserva temporanea (R13) e di trattamento propedeutico allo spandimento su suolo agricolo (attività R12).

Tale trattamento consiste in una fase di igienizzazione del materiale, che, nel caso dei fanghi del Gruppo CAP, è stata prevalentemente effettuata con reagenti chimici, ossido di calcio o ammoniaca.

Nello scenario AS IS e in tutti gli scenari di gestione futura, il trattamento di recupero in agricoltura è stato modellato prendendo come riferimento la società Alan S.r.l., che effettua un processo di igienizzazione dei fanghi con calce viva presso due impianti nel pavese (Tabella B.1). L'intenzione iniziale era quella di modellare il trattamento con entrambi i reagenti sulla base delle loro percentuali di utilizzo nel 2016 (51% NH<sub>3</sub> e 49% CaO), ma l'unico impianto dove si utilizza l'ammoniaca è stato chiuso durante l'intero periodo di svolgimento dello studio e non è stato quindi possibile acquisire dati di inventario specifici.

Presso l'impianto di riferimento per l'analisi, i fanghi accettati sono scaricati in vasche di stoccaggio all'interno di capannoni chiusi e posti in aspirazione per far confluire le emissioni odorigene ad un sistema di depurazione (scrubber con soluzione di H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> seguito da un biofiltro). Il materiale è quindi prelevato dalle vasche e portato attraverso coclee in un miscelatore a vomeri dove avviene il dosaggio di calce viva pari al 3-4% del peso del fango tal quale in ingresso. Il fango in uscita è caratterizzato da un pH inizialmente pari a 10 e, dopo una settimana, leggermente inferiore (8,5-9 per l'effetto tampone) ma comunque sufficiente ad evitare la riproduzione dei patogeni (uova di elminti, salmonelle e coliformi fecali). Non si rileva invece alcuna modifica in termini di concentrazione dei metalli pesanti e del contenuto di umidità del materiale

(circa il 20% in peso) in quanto, pur trattandosi di un trattamento esotermico, i tempi di miscelazione sono brevi (20-30 secondi) e quindi il fango non ha tempo di scaldarsi.

In Tabella 2.6 si riportano i principali consumi ed emissioni in aria ambiente associati al trattamento descritto, direttamente forniti dal gestore dell'impianto per l'anno 2016.

**Tabella 2.6: carichi ambientali attribuiti al processo di trattamento dei fanghi per uso agricolo (dati forniti da Alan S.r.l. per l'impianto di Bascapè).**

<b>Consumi</b>	<b>Quantità (per t di fango in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Energia elettrica	5,5 kWh Consumi associati al miscelatore e ai carriponte	Ipotizzato il prelievo di energia da rete nazionale EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}/market for</i>
Calce viva (CaO)	35 kg (media dosaggio: 3-4% rispetto al peso del fango tal quale)	EI database: <i>Quicklime, milled, loose {CH}/production</i>
<b>Emissioni in atmosfera</b>	<b>Quantità (per t di fango in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Ammoniaca	5,5 g	Emissione EI comparto aria: <i>Ammonia, IT</i>
Composti organici volatili	95 g	Emissione EI comparto aria: <i>VOC, volatile organic compounds</i>
<b>Output processo</b>	<b>Quantità (per t di fango in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Fanghi per spargimento su suolo agricolo	1,035 t	Modulo appositamente costruito (si veda il testo)

Il fango in uscita dall'impianto, ancora classificato come rifiuto in accordo al Decreto Lgs. n. 99/92, rimane in capo ad Alan S.r.l., che si occupa anche dello spargimento su suolo agricolo, inclusa la fase precedente di aratura. La corretta applicazione dei fanghi in agricoltura consente di apportare al terreno una quota parte dei nutrienti presenti nella biomassa, riducendo così l'impiego di fertilizzanti minerali di sintesi. In particolare, i fanghi rappresentano una buona fonte di azoto e fosforo mentre sono carenti in termini di potassio (Tabella 2.7).

Il beneficio del recupero agricolo è stato considerato nello studio LCA includendo all'interno dei confini del sistema l'evitata produzione di fertilizzanti minerali azotati e fosfatici. Per ciascun nutriente, ne è stato innanzitutto quantificato l'apporto al terreno sulla base del contenuto medio nel fango e della rispettiva efficienza di utilizzo da parte della coltura nel lungo periodo (Tabella 2.7). Gli elementi nutritivi nella biomassa sono presenti, infatti, in forma prevalentemente organica non direttamente utilizzabile e solo una certa percentuale sarà soggetta a mineralizzazione nel tempo.

Sulla base del quantitativo di nutriente effettivamente sostituito, si è quindi modellata l'evitata produzione del corrispondente fertilizzante chimico, in accordo con il mix di consumo a livello nazionale reso disponibile dall'International Fertilizer Association (Tabella 2.8).

**Tabella 2.7: parametri relativi all'apporto di nutrienti nel terreno in seguito allo spargimento di fango su suolo agricolo.**

<b>Nutriente</b>	<b>Presenza nel fango <sup>1</sup> (% su SS)</b>	<b>Composizione</b>	<b>Efficienza di utilizzo da parte della coltura</b>
Azoto (N)	MEDIA: 5,5% (2% - 10%)	5% azoto inorganico - 95% organico Dato specifico per fanghi digeriti e trattati con calce (Rigby et al., 2016)	48% (calcolata come 100% dell'azoto inorganico e 45% dell'azoto organico). Il tasso di mineralizzazione usato per l'azoto organico (45%) è relativo a fanghi digeriti e trattati con calce. <sup>2</sup>
Fosforo (P)	MEDIA: 2,0% (0,5% - 4%)	Solo il 10% di fosforo è presente in forma solubile e facilmente estraibile dalle piante (Kirchmann et al., 2017)	70% Dato ricorrente nella letteratura esistente derivante da Bengtsson et al. (1997)
Potassio (K)	MEDIA: 0,3% (0,1% - 0,6%)	Nutriente non considerato nella modellazione visto il quantitativo trascurabile nei fanghi biologici	

<sup>1</sup> Dati primari da analisi effettuate su fanghi destinati ad uso agricolo. Il tenore medio di secco della biomassa è il 20%.

<sup>2</sup> In accordo con Rigby et al. (2016), il tasso di mineralizzazione dell'azoto organico in un fango digerito e trattato con calce è pari al 40% se digerito per via anaerobica e al 60% se digerito per via aerobica. Nel 2016, la ripartizione in massa tra digestione anaerobica e aerobica dei fanghi ad uso agricolo è stata 70% - 30%.

**Tabella 2.8: quantità e mix di fertilizzante minerale azotato e fosfatico sostituito in seguito allo spargimento di 1 tonnellata di fango su suolo agricolo.**

Nutriente	Quantità di fertilizzante sostituito	Mix di fertilizzante sostituito
Azoto (come N)	5,3 kg/t fango sparso	<p><b>Fertilizzante azotato</b> così ripartito:</p> <p>Urea 60,3% (<i>Urea, as N {RER}  production</i>)</p> <p>Nitrato d'ammonio 12,2% (<i>Ammonium nitrate, as N {RER}  ammonium nitrate production</i>)</p> <p>Nitrato di calcio-ammonio 11,5% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER}  calcium ammonium nitrate production</i>)</p> <p>Fosfato di ammonio 6,3% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER}  ammonium phosphate production</i>)</p> <p>Solfato di ammonio 4,7% (<i>Ammonium sulfate, as N {RER}  ammonium sulfate production</i>)</p> <p>Nitrato di calcio 2,6% (<i>Calcium nitrate {RER}  production</i>)</p> <p>Nitrato di ammonio fosfato 1,2% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER}  ammonium nitrate phosphate production</i>)</p> <p>Nitrato di potassio 0,9% (<i>Potassium nitrate {RER}  production</i>)</p> <p>Nitrato d'ammonio-urea 0,3% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER}  urea ammonium nitrate production</i>)</p>
Fosforo (come P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	6,4 kg/t fango sparso	<p><b>Fertilizzante fosfatico</b> così ripartito:</p> <p>Fosfato di ammonio 54,1% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER}  ammonium phosphate production</i>)</p> <p>Perfosfato semplice 30,0% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER}  single superphosphate production</i>)</p> <p>Perfosfato triplo 12,3% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER}  triple superphosphate production</i>)</p> <p>Nitrato di ammonio fosfato 3,6% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER}  ammonium nitrate phosphate production</i>)</p>

## 2.5 Smaltimento dei fanghi in discarica

La fase di smaltimento in discarica dei fanghi negli scenari attuali è stata modellata in accordo con il modello di Doka (2009), che, sulla base di specifici dati di input relativi al rifiuto conferito, alla gestione della discarica e alle condizioni meteo-climatiche della zona, calcola i carichi ambientali associati ai seguenti sotto-processi:

- costruzione della discarica e abbancamento dei rifiuti;
- trattamento del biogas captato in torce o motori che prevedono il recupero di energia elettrica;
- emissione diretta in atmosfera del biogas non captato;
- trattamento del percolato prodotto in un impianto di depurazione delle acque reflue (trattamento che avviene nei primi 100 anni dal conferimento del rifiuto in discarica);
- emissioni a lungo termine di percolato nelle acque sotterranee oltre i 100 anni dal conferimento.

Per quanto concerne i dati sul rifiuto conferito, è stata ricavata una composizione elementare media dei fanghi (Tabella 2.9) in accordo con analisi di laboratorio e la letteratura esistente (Domínguez et al., 2008; Kanchanapiya et al., 2006; Magdziarz et al., 2014). Si è inoltre assunto un tasso di degradazione della biomassa pari al 60% in 100 anni (Doka, 2009). Per i dati specifici sull'impianto e le condizioni meteo-climatiche dell'area, si è fatto invece riferimento alla discarica di Bossarino nel Comune di Vado Ligure (SV) attualmente gestita dalla società Waste Italia S.p.A.. Tale impianto ha trattato nel 2016 il 97% dei

fanghi a smaltimento ed è stato quindi preso come riferimento in tutti gli scenari di gestione attuale (Tabella 2.10).

**Tabella 2.9: composizione elementare considerata per i fanghi destinati allo smaltimento in discarica (dati primari da analisi di laboratorio completati con la letteratura esistente).**

<b>Componenti principali (% sulla sostanza secca pari al 19,5%)</b>			
C	32%	S	1%
H*	4%	P	3%
O*	19%	Componente minerale	34%
N	4%		
<b>Componenti in tracce (mg/kg FANGO)</b>			
Al	1800	I	30
As	0,5	K	325
B	5	Mg	580
Ba	40	Mn	70
Be	0,1	Mo	1
Br	20	Na	120
Ca	3200	Ni	35
Cd	0,1	Pb	15
Cl	190	Se	0,2
Co	5	Sb	1
Cr	80	Sn	5
Cu	100	Tl	0,1
F	90	V	1
Hg	0,1	Zn	260

\*ad esclusione dell'idrogeno/ossigeno legato all'acqua

**Tabella 2.10: parametri relativi alla discarica di Bossarino e alle condizioni meteo-climatiche dell'area, richiesti come input dal modello di Doka (2009) e riportati nella dichiarazione ambientale più recente dell'impianto (Delbono, 2015).**

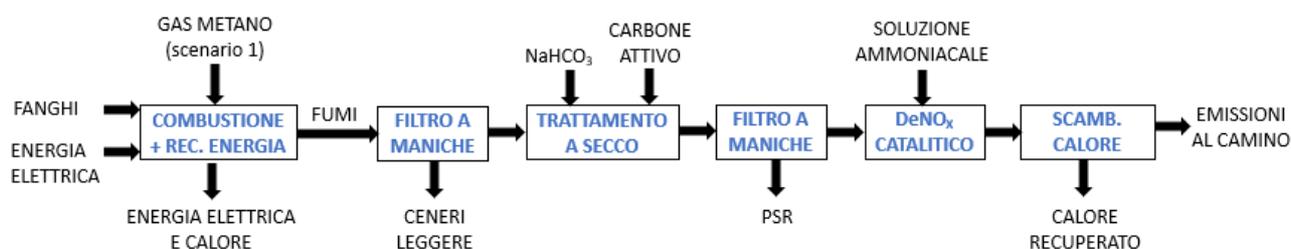
<b>Parametro</b>	<b>Valore</b>	<b>Spiegazioni</b>
Precipitazione media annuale	1200 mm/anno	Precipitazione media annuale nella zona per il quadriennio 2011-2014
Efficienza di captazione del biogas	80%	La dichiarazione ambientale non riporta alcuna indicazione in merito. Riferimenti di letteratura e normativi recenti, riferiti anche al contesto italiano, propongono di considerare un'efficienza di captazione del biogas dell'80-85% da raggiungersi alla chiusura della discarica (Magnano, 2010)
Modalità di trattamento del biogas	100% recupero in motori (produzione di energia elettrica)	Dall'anno 2012 è attivo presso la discarica un impianto di recupero del biogas dotato di due motori endotermici da 320 kW ciascuno. I motori producono energia elettrica ( $\eta_{el} = 30\%$ ), in minima parte utilizzata per l'alimentazione dei servizi ausiliari (9%) e per la restante quantità immessa in rete (91%)

La fase di smaltimento in discarica dei fanghi è stata modellata nel software modificando i valori di ciascuna voce del modulo di riferimento *Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland}/treatment of waste*

*plastic, mixture, sanitary landfill* secondo i risultati del modello (Allegato C). Al modulo è stato anche aggiunto il contributo del recupero energetico dalla combustione del biogas, modellizzato come produzione di energia elettrica evitata da fonti tradizionali, per ipotesi impianti a gas a ciclo combinato.

## 2.6 Valorizzazione termica dei fanghi: trattamento con eventuale fase di pre-essiccazione

Il futuro impianto di trattamento dei fanghi a Sesto SG prevede un sistema di trattamento con un forno a letto fluido del tipo bollente. I fumi caldi generati dal trattamento attraversano una sezione di recupero energetico e successivamente sono avviati ad un sistema di depurazione. La linea di depurazione dell'impianto prevede, in particolare, una prima fase di depolverazione condotta tramite filtro a maniche, un sistema di trattamento a secco per la rimozione dei gas acidi e dei microinquinanti (dosaggio di bicarbonato di sodio e carboni attivi), un secondo filtro a maniche e in ultima istanza un sistema DeNO<sub>x</sub> catalitico per l'abbattimento degli ossidi di azoto con dosaggio di una soluzione ammoniacale. A valle del catalizzatore, i fumi depurati possiedono ancora del calore sensibile che viene recuperato attraverso uno scambiatore prima del loro convogliamento al camino. Il trattamento comporta emissioni in aria ambiente e genera dei residui di tipo solido composti dalle ceneri leggere in uscita dal primo filtro a maniche e dai prodotti sodici residui (PRS) tratti dal secondo filtro (Figura 2.4).



**Figura 2.4: schema del processo di trattamento a letto fluido dei fanghi presso l'impianto di Sesto SG con indicazione dei principali input e output del processo.**

L'impianto di trattamento può essere alimentato direttamente con fanghi disidratati, e in questo caso necessita l'apporto di calore da una fonte esterna (scenario 1), oppure è possibile prevedere una fase preliminare di essiccazione di tutti (scenario 2) o di una parte dei fanghi disidratati (scenario 3) in modo da garantire un trattamento di tipo autotermico.

Nell'eventuale processo di essiccazione preliminare, parte dell'acqua ancora contenuta nei fanghi evapora. I vapori generati sono condensati attraverso uno scambiatore vapore/acqua con contestuale produzione di acqua calda, destinata a vari utilizzi (ad es. il riscaldamento di digestori per il trattamento della FORSU) e condense inviate ad un impianto di trattamento delle acque reflue (Figura 2.5). Nello scenario 2, dove l'essiccazione avviene presso lo stesso impianto di Sesto SG, la sorgente di calore del processo è vapore recuperato in sede di trattamento dei fanghi mentre nello scenario 3, in cui si prevede l'essiccazione in un impianto separato presso il depuratore di Pero, il processo necessita di gas naturale come fonte di calore esterna.

I paragrafi che seguono riportano i dettagli di modellazione dell'intero processo di valorizzazione termica (trattamento con eventuale pre-essiccazione) nei tre scenari futuri. Tutti i dati di inventario riportati si riferiscono ad una tonnellata di fango da valorizzare termicamente e sono stati calcolati in accordo con quanto riportato nella relazione di fattibilità tecnico-economica (TBF Partner, 2017).



**Scenario 2:** essiccazione di tutti i fanghi disidratati (41.757 t/anno) nell'impianto di Sesto SG  
**Scenario 3:** essiccazione di una parte dei fanghi disidratati (16.074 t/anno) a Pero

**Figura 2.5:** schema del processo di essiccazione preliminare dei fanghi disidratati con indicazione dei principali input e output del processo.

### Consumi di materia

La Tabella 2.11 riporta i consumi di materia associati ai tre scenari alternativi di trattamento. Tutti gli scenari prevedono un consumo di reagenti (bicarbonato di sodio, carbone attivo e soluzione ammoniacale al 24%) per la linea di depurazione dei fumi e il consumo specifico risulta maggiore per la prima alternativa.

Il primo e il terzo scenario richiedono in aggiunta un certo volume di gas naturale, rispettivamente come fonte di calore esterna per il trattamento dei fanghi disidratati tal quali e in fase di essiccazione preliminare a Pero.

Lo scenario 3 prevede, infine, anche un certo consumo di acqua industriale, sempre in fase di essiccazione, per la produzione del vapore necessario per il processo.

**Tabella 2.11:** consumi di reagenti/combustibile/risorsa idrica del processo di valorizzazione termica di 1 tonnellata di fango in ingresso nei 3 scenari alternativi con le relative indicazioni di modellazione nel software.

Voce inventario	Quantità per t di fango			Modellazione nel software
	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	
Bicarbonato di sodio (kg)	5,6	4,2	4,5	Modulo appositamente costruito in accordo ai dati di inventario riportati in Pacher et al., 2009 (allegato A.2)
Carbone attivo (g)	288,5	153,8	153,8	EI database: Activated carbon, granular {RER}  activated carbon production, granular from hard coal
Ammoniaca pura per la soluzione al 24% <sup>1</sup> (g)	313,8	244,6	244,6	EI database: Ammonia, liquid {RER}  market for
Acqua deionizzata per la soluzione ammoniacale al 24% <sup>1</sup> (g)	993,8	774,6	774,6	EI database: Water, deionised, from tap water, at user {Europe without Switzerland}  market for water, deionised, from tap water, at user
Gas naturale (m <sup>3</sup> )	30,1	-	19,8	Scenario 1: Natural gas, high pressure {IT}  market for <sup>2</sup> Scenario 3: Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, natural gas, at boiler modulating >100kW <sup>2</sup>
Acqua industriale (m <sup>3</sup> )	-	-	4,2	Tap water {Europe without Switzerland}  tap water production, underground water without treatment

<sup>1</sup> In accordo con le caratteristiche della soluzione ammoniacale attualmente utilizzata presso i termovalorizzatori di maggiori capacità in Lombardia (Brescia e Silla 2), si è assunto un titolo del 24%.

<sup>2</sup> Nello scenario 1 è stata modellata la fase di estrazione, raffinazione e trasporto del gas naturale mentre le emissioni associate alla combustione del metano sono già conteggiate nelle emissioni al camino dell'impianto di Sesto SG. Nello

scenario 3, invece, è stato utilizzato un modulo che conteggia sia la fase di estrazione, raffinazione e trasporto del gas naturale che le emissioni associate alla sua combustione presso l'essiccatore di Pero, non avendo a disposizione dati di emissione primari in merito a questo impianto.

### Consumo di energia elettrica e recupero energetico

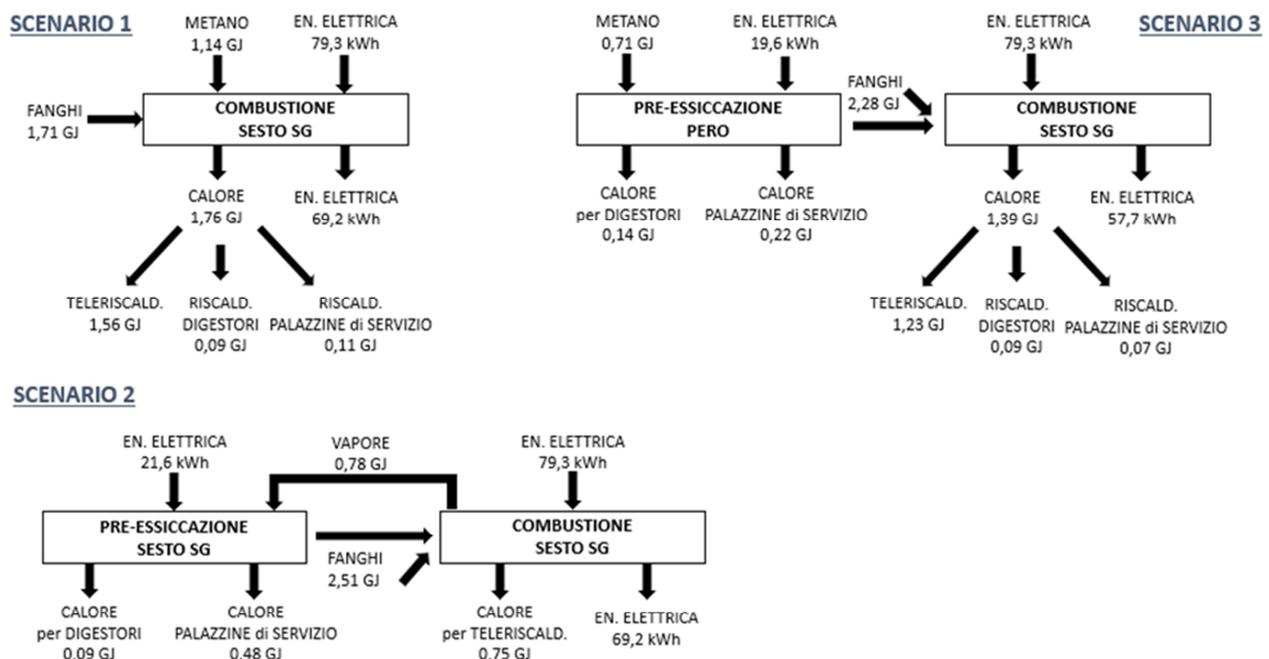
Lo schema in Figura 2.6 riporta il bilancio energetico del processo di valorizzazione termica per i 3 scenari alternativi analizzati.

Si può osservare che il processo comporta un certo consumo di energia elettrica, di entità maggiore per gli scenari 2 e 3 in cui è prevista anche una fase di essiccazione preliminare. Parte della richiesta è soddisfatta con l'energia elettrica recuperata in sede di trattamento dei fanghi mentre la quantità rimanente si suppone prelevata dalla rete nazionale (database EI: *Electricity, medium voltage {IT}| market for*).

Il processo prevede, inoltre, un recupero di energia termica in fase di trattamento dei fanghi (sezione di recupero energetico e scambiatore di calore al termine della linea di depurazione dei fumi; Figura 2.4) e nell'eventuale fase di essiccazione preliminare a Sesto SG/Pero (recupero di calore latente dal vapore; Figura 2.5).

Nello scenario 1 il calore recuperato alimenta principalmente la rete di teleriscaldamento cittadina e in piccola parte è destinato alle utenze termiche dell'area di Sesto SG (digestori per il trattamento della FORSU e palazzine di servizio). Nello scenario 3 si verifica una situazione di recupero del tutto simile a Sesto SG, con una quantità di calore recuperata leggermente inferiore. A ciò si aggiunge il recupero termico dal processo di essiccazione a Pero con calore destinato ad usi interni (riscaldamento delle palazzine di servizio e dei digestori per il trattamento dei fanghi biologici nel depuratore contiguo).

Le modalità di recupero sono invece leggermente differenti nello scenario 2 in quanto il calore della fase di trattamento è destinato prioritariamente all'alimentazione del pre-essiccatore e solo l'eccesso al teleriscaldamento (Figura 2.6).



**Figura 2.6: bilancio energetico del processo di valorizzazione termica dei fanghi per i tre scenari alternativi analizzati. Il bilancio è riferito al trattamento di 1 tonnellata di fango da valorizzare (in ingresso direttamente al trattamento o all'eventuale pre-essiccazione).**

Per la modellazione del recupero di calore, bisogna fare distinzione tra due casi di utilizzo:

1. utilizzo in unità incluse nel sistema in esame (essiccatore di Sesto SG e digestori di Sesto SG);
2. utilizzo in unità estranee all'analisi LCA (teleriscaldamento, palazzine di servizio e digestori di Pero).

Nel primo caso il calore recuperato permette di annullare la richiesta di calore prodotto per altra via, che quindi non comparirà come input al sistema (ad es. da Tabella 2.11 e da Figura 2.6 si vede che nello scenario 2 il consumo di gas naturale per l'essiccatore di Sesto SG è nullo).

Nel secondo caso, invece, il calore esce dal sistema in esame come prodotto e viene utilizzato in un'unità esterna. Nell'LCA si vanno allora ad includere (sottraendoli) gli impatti associati alla produzione di calore evitata grazie alla disponibilità di energia termica dal sistema in esame. In particolare, il recupero termico per il riscaldamento degli edifici (palazzine di servizio o teleriscaldamento) è stato modellato nello studio conteggiando l'evitata produzione di calore da una caldaia domestica tradizionale alimentata a gas naturale (i dati di inventario e le ipotesi sono descritti al paragrafo 2.3). Per gli edifici allacciati al teleriscaldamento, è stata assunta una perdita di rete pari al 10% del calore complessivamente recuperato (dato primario fornito dal gestore) mentre per le palazzine di servizio presenti all'interno dell'area di Sesto SG e Pero le perdite di trasferimento sono state assunte trascurabili. Il calore recuperato ed utilizzato per il riscaldamento dei digestori a Pero evita, invece, un certo consumo di biogas che si rende così disponibile. Da informazioni fornite dal committente, il biogas disponibile sarà tuttavia destinato, almeno nell'imminente futuro, allo smaltimento in torcia: ciò significa che non si ha alcun prodotto evitato.

#### Gestione dei residui solidi e liquidi del processo

La Tabella 2.12 riporta la produzione di residui solidi associata ai tre scenari di trattamento. In accordo con il committente dello studio, per le ceneri leggere si è ipotizzato uno stoccaggio presso le miniere di sale esaurite in Germania dopo un trattamento di inertizzazione effettuato in impianti del Nord Italia (per maggiori dettagli si veda il paragrafo A.4 dell'allegato A). I prodotti sodici residui saranno invece conferiti nell'impianto di recupero dei sali a Rosignano come riportato nella relazione di fattibilità tecnico-economica (si rimanda al paragrafo A.5 per i dati e le ipotesi di modellazione di tale trattamento).

Negli scenari 2 e 3 ai residui di tipo solido si aggiungono le condense del processo di essiccazione, convogliate ai depuratori del rispettivo complesso impiantistico. La fase di depurazione è stata modellata nel software con il modulo del databaseecoinvent relativo al trattamento delle acque reflue civili in un impianto di grandi dimensioni (*Wastewater, average {CH} treatment of, capacity 4.7E10l/year*). Il modulo è stato opportunamente modificato per adattare i consumi di energia elettrica e termica al contesto italiano anziché a quello svizzero.

**Tabella 2.12: produzione specifica dei residui solidi e liquidi dal processo di valorizzazione termica di 1 tonnellata di fango nei 3 scenari analizzati.**

Tipologia di residuo	Quantità per t di fango da valorizzare		
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Ceneri leggere (kg)	100	100	100
Prodotti sodici residui (kg)	6,9	5,3	5,6
Condense di essiccazione (m <sup>3</sup> )	-	0,36	0,23

#### Emissioni in aria ambiente

La Tabella 2.13 riporta le emissioni al camino dell'impianto di Sesto SG (inceneritore ed eventuale pre-essiccatore) nei tre scenari di trattamento.

Le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica, associate al trattamento dei fanghi, sono state calcolate a partire dal contenuto medio di carbonio nella biomassa (32% su base secca in accordo con analisi di laboratorio), ipotizzandone una conversione completa ad anidride carbonica durante il trattamento termico. Le emissioni di CO<sub>2</sub> fossile associate al combustibile ausiliario (scenario 1) sono state calcolate dal dato di consumo di metano (Tabella 2.11), sempre ipotizzandone una conversione completa durante il trattamento. Infine, le emissioni tutti gli altri composti sono state ricavate dai valori attesi di concentrazione al camino (Tabella 28 della relazione di fattibilità) e dalla portata volumetrica dei fumi di trattamento variabile nei tre scenari.

Le altre emissioni in aria del sistema sono relative alla fase di essiccazione preliminare dei fanghi a Pero (scenario 3) e sono associate alla combustione del gas naturale. Tali emissioni sono conteggiate nel modulo utilizzato per la descrizione del ciclo di vita del combustibile (Tabella 2.11).

**Tabella 2.13: emissioni al camino dell'impianto di valorizzazione termica di Sesto San Giovanni (inceneritore ed eventuale pre-essiccatore) nei tre scenari analizzati.**

Composto	Emissione al camino (per t di fango a valorizzazione termica)		
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
CO <sub>2</sub> biogenica (kg)	313,0	313,0	313,0
CO <sub>2</sub> fossile (kg)	59,2	-	-
Carbonio organico totale (g)	2,9	2,2	2,3
Monossido di carbonio (g)	8,7	6,5	6,9
Particolato < 10 µm (g)	5,8	4,4	4,6
Acido cloridrico (g)	5,8	4,4	4,6
Acido fluoridrico (g)	0,3	0,2	0,2
Ossidi di azoto (g)	102,0	76,2	80,3
Ammoniaca (g)	5,8	4,4	4,6
Tallio <sup>1</sup> (mg)	11,7	8,7	9,2
Cadmio <sup>1</sup> (mg)	11,7	8,7	9,2
Anidride solforosa (g)	5,8	4,4	4,6
Metalli pesanti <sup>2</sup> (mg)	72,8	54,5	57,3
Mercurio (mg)	23,3	17,4	18,3
Diossine/furani (ng)	29,1	21,8	22,9
Idrocarburi policiclici aromatici (mg)	29,1	21,8	22,9
Benzopirene (µg)	291,3	217,8	229,3
Bifenili policlorurati (ng)	291,3	217,8	229,3

<sup>1</sup> Nel documento di riferimento, i metalli cadmio e tallio sono riportati sotto la medesima voce (Cd + Tl). Non avendo a disposizione indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva è stata ripartita in modo equivalente tra i due composti.

<sup>2</sup> Nel documento di riferimento, compare una generica voce "metalli pesanti". In assenza di indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva è stata ripartita in modo equivalente tra i seguenti 10 metalli pesanti, generalmente monitorati presso gli impianti di incenerimento: Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn.

## 2.7 Trasporto dei fanghi ai diversi destini

Il trasporto dei fanghi ai diversi destini avviene attualmente su automezzi con cassoni da 12-24 t o su bilici da 20-30 t. In base a questa informazione, negli scenari di gestione attuale le fasi di trasporto sono state modellate nel software con un automezzo di taglia 16-32 t (modulo del database ecoinvent *Transport, freight, lorry 16-32 metric ton*), considerando come categoria Euro il mix lombardo dell'anno 2016: 66% mezzi Euro 3 (incluse le tipologie Euro precedenti non modellate nella banca dati di ecoinvent), 5% mezzi Euro 4, 23% mezzi Euro 5 e 6% mezzi Euro 6 (Automobile Club d'Italia, 2017).

La Tabella 2.14 riporta le distanze di viaggio considerate, calcolate in accordo con i dati direttamente forniti dal Gruppo CAP.

**Tabella 2.14: distanze medie di trasporto dei fanghi ai singoli destini di trattamento per gli scenari della gestione attuale.**

Destino fango	Scenario AS IS	Scenario AS IS, no agricoltura
Recupero in agricoltura	49 km	-
Co-incenerimento in Italia	48 km	48 km
Co-incenerimento in Germania	-	600 km
Essiccazione	31 km	31 km
Recupero in cementificio	79 km	79 km
Smaltimento in discarica	186 km	200 km

Per gli scenari di gestione futura, le fasi di trasporto sono state modellate in accordo con le indicazioni riportate nella relazione di fattibilità (TBF Partner, 2017). Per quanto concerne la taglia dei mezzi di trasporto, sono stati considerati autocarri di 16-32 t per il trasporto dei fanghi disidratati (trasporto all'impianto per il recupero in agricoltura, trasporto all'essiccatore di San Giuliano M.se ed eventualmente di Pero e trasporto all'impianto di valorizzazione a Sesto SG) e mezzi di taglia > 32 t per il trasporto dei fanghi essiccati (fanghi in uscita dall'essiccatore di San Giuliano M.se ed eventualmente di Pero). Per entrambe le tipologie di mezzi sono stati utilizzati i dati di inventario del database EI, considerando la categoria Euro 6 in quanto, nell'immediato futuro, il Gruppo CAP intende aggiornare la propria flotta con automezzi più ecologici.

La Tabella 2.15 riporta le distanze medie di trasporto coinvolte nei tre scenari analizzati.

**Tabella 2.15: distanze medie di trasporto dei fanghi ai destini di trattamento per i 3 scenari di gestione futura.**

Destino fango	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Recupero in agricoltura	10 km	10 km	10 km
Fanghi disidratati a trattamento termico	Fanghi all'essiccatore di S. Giuliano M.se e all'impianto di Sesto SG 30 km	Fanghi all'essiccatore di S. Giuliano M.se e all'impianto di Sesto SG 30 km	Fanghi all'essiccatore di S. Giuliano M.se/Pero e all'impianto di Sesto SG 25 km
Fanghi essiccati all'impianto di valorizzazione di Sesto SG	Fanghi essiccati da S. Giuliano M.se 21 km	Fanghi essiccati da S. Giuliano M.se 21 km	Fanghi essiccati da S. Giuliano M.se e Pero 24 km

## 2.8 Trattamento del RUR presso il termovalorizzatore di Sesto SG (scenario attuale)

Per il trattamento del rifiuto urbano residuo (RUR) nello scenario attuale è stato preso come riferimento l'inceneritore di Sesto SG, gestito dal consorzio CORE S.p.A. e destinatario di tutto il rifiuto indifferenziato raccolto nei 5 Comuni milanesi nell'anno 2016.

L'impianto di termovalorizzazione è composto da tre linee di trattamento con tecnologia di conversione termica basata su un letto di trattamento a griglia. I fumi caldi generati dalla combustione attraversano la caldaia e producono vapore surriscaldato, utilizzato per generare energia elettrica da immettere nella rete nazionale e calore per il teleriscaldamento cittadino.

La linea di trattamento fumi dell'impianto prevede iniezione di urea in camera di combustione, una prima fase di depolverazione condotta tramite elettrofiltro, un sistema DeNO<sub>x</sub> catalitico per completare l'abbattimento degli ossidi di azoto, un gruppo di torri di lavaggio ad acqua e soda e una depurazione finale su filtro a maniche previo dosaggio di sorbalite, miscela di calce idrata e carbone attivo.

Il trattamento dei rifiuti comporta emissioni al camino e genera dei residui di tipo solido che includono le scorie della combustione (opportunamente deferrizzate in impianto) e le polveri (rimosse dalla caldaia, dall'elettrofiltro e dal filtro a maniche). Presso l'inceneritore è inoltre presente un impianto interno di trattamento acque che tratta lo spurgo delle torri di lavaggio generando fanghi e acque reflue (Figura 2.7). In accordo con i dati riportati nella Relazione Ambientale dell'impianto (CORE S.p.A., 2017), nello studio sono stati innanzitutto conteggiati gli input del processo, le emissioni al camino e il trattamento dei residui solidi e liquidi associati all'incenerimento di 1 tonnellata di RUR (Tabelle da 2.16 a 2.18).

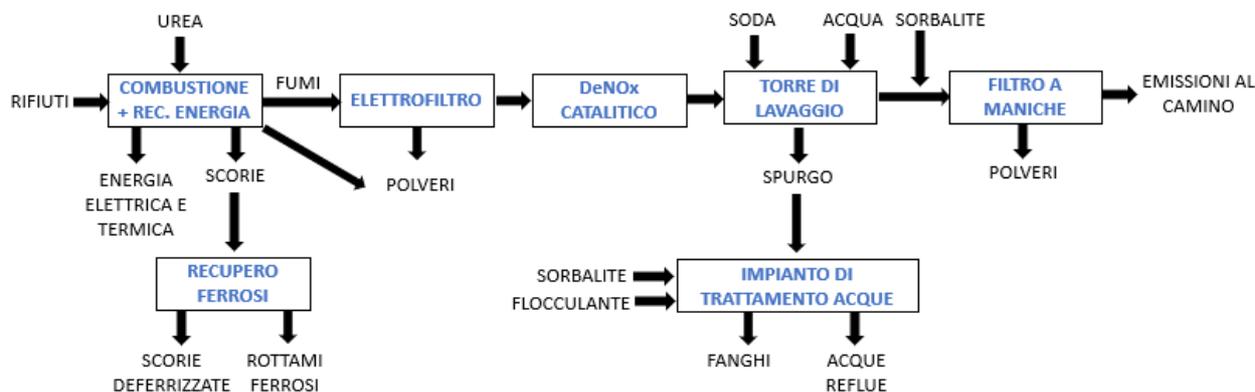


Figura 2.7: schema di processo per l'inceneritore di Sesto SG gestito dal Consorzio CORE S.p.A.

Tabella 2.16: input del processo di incenerimento di 1 tonnellata di RUR presso l'inceneritore di Sesto SG (CORE S.p.A., 2017) con le relative indicazioni di modellazione nel software.

Input	Valore	Modellazione nel software
Soda	2,47 kg	É stata modellata la produzione industriale di soda mediante elettrolisi in celle a membrana, la tecnologia al momento più utilizzata in Europa. EI database: Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER}   chlor-alkali electrolysis, membrane cell (1,23 kg)
Urea (soluzione acquosa al 32,5%)	9,43 kg	EI database: Urea, as N {RER}   production (3,06 kg di urea ossia 1,43 kg di azoto) EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   market for (6,37 kg)
Sorbalite (miscela di calce idrata e carbone attivo)	5,93 kg	Carbone attivo (0,37 kg): Activated carbon, granular {RER}   activated carbon production, granular from hard coal (EI database) Calce idrata (5,56 kg): Lime, hydrated, loose weight {CH}   production (EI database)
Polifloc M70 (flocculante per impianto di trattamento acque reflue)	84,73 g	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati nell'allegato D (Paragrafo D.1)
Antincrostanti e anticorrosivi di natura organica per ciclo termico	15,41 g	EI database: Chemical, organic {GLO}   production modulo scelto in assenza di indicazioni specifiche sulla composizione dei composti, considerata la quantità ridotta
Polival GVA (alcalinizzante per caldaia)	5,78 g	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati nell'allegato D (Paragrafo D.2)
Bioxin 60 (deossigenante per caldaia)	2,16 g	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati nell'allegato D (Paragrafo D.3)
Combustibile ausiliario (metano)	4,30 m <sup>3</sup>	EI database: Natural gas, high pressure {IT}   market for
Acqua da pozzo	4,49 t	EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment

**Tabella 2.17: emissioni al camino associate al processo di incenerimento di 1 tonnellata di RUR presso l'inceneritore di Sesto SG (CORE S.p.A., 2017).**

Inquinante	Emissione	Inquinante	Emissione
Carbonio organico totale (COT)	8,78 g/t	Tallio (Tl) <sup>1</sup>	13,09 mg/t
Acido cloridrico (HCl)	8,63 g/t	Cadmio (Cd) <sup>1</sup>	13,09 mg/t
Acido fluoridrico (HF)	0,57 g/t	Antimonio (Sb) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Anidride solforosa (SO <sub>2</sub> )	45,60 g/t	Arsenico (As) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Diossido di azoto (NO <sub>2</sub> )	404,25 g/t	Piombo (Pb) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Monossido di carbonio (CO)	30,35 g/t	Cromo (Cr) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Ammoniaca (NH <sub>3</sub> )	17,10 g/t	Cobalto (Co) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Polveri totali (< 10 µm)	2,16 g/t	Rame (Cu) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Mercurio (Hg)	11,86 mg/t	Manganese (Mn) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Zinco (Zn)	0,37 g/t	Nichel (Ni) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Diossine e furani (PCDD/F)	15,41 ng/t	Vanadio (V) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	40,06 µg/t	Stagno (Sn) <sup>2</sup>	66,25 mg/t
Policlorobifenili (PCB)	4,47 ng/t	Anidride carbonica (CO <sub>2</sub> ) <sup>3</sup>	1205 kg/t (62,5% biogenica)

<sup>1</sup> Nel documento di riferimento, i metalli cadmio e tallio sono riportati sotto la medesima voce. Non avendo a disposizione indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva (26,19 mg/t) è stata ripartita in modo equivalente tra i due composti.

<sup>2</sup> Nel documento di riferimento, i metalli (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V e Sn) sono riportati sotto la medesima voce. In assenza di indicazioni, l'emissione complessiva (662,46 mg/t) è stata ripartita in modo equivalente tra i 10 composti.

<sup>3</sup> L'emissione complessiva di CO<sub>2</sub> è il dato medio fornito dal sistema di monitoraggio delle emissioni (SME). La percentuale di CO<sub>2</sub> biogenica è stata calcolata, invece, a partire dalle analisi merceologiche eseguite su campioni di rifiuto urbano in ingresso al termovalorizzatore di Sesto SG nel marzo 2016 (dati forniti dalla società CORE S.p.A.).

**Tabella 2.18: residui prodotti dall'incenerimento di 1 tonnellata di RUR presso l'inceneritore di Sesto SG con indicazioni dei rispettivi trattamenti (CORE S.p.A., 2017). Dettagli sulla modellazione dei singoli trattamenti nel software sono riportati nell'allegato D (Paragrafi da D.4 a D.7).**

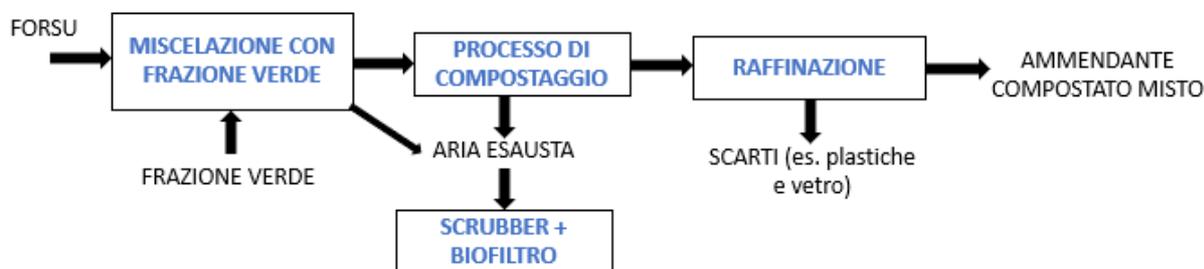
Residuo	Quantità	Trattamento	Prodotti/rifiuti dal trattamento
Scorie deferrizzate	171,89 kg/t	Linea di trattamento scorie presso l'impianto B.S.B. Prefabbricati S.r.l. a Noceto (PR) distante 130 km	Recupero di rottami ferrosi e non ferrosi: 15,30 kg/t Recupero di minerale per la produzione di calcestruzzo: 115,85 kg/t Scarti di processo (acqua lisciviata e incombusti): 40,74 kg/t
Rottami ferrosi da deferrizzazione scorie	2,18 kg/t	Impianto di selezione Paderno Rottami S.r.l. a Cormano (MI) distante 17 km	Rottami ferrosi selezionati per l'acciaieria (proler): 1,09 kg/t (50%) Scarti: 1,09 kg/t (50%)
Polveri (da caldaia, elettrofiltro e filtro a maniche)	15,39 kg/t	Inertizzazione presso l'impianto di trattamento dei rifiuti speciali della società Ambienthesis S.p.A. a Orbassano (TO) distante 165 km	Ceneri inertizzate inviate in una discarica per rifiuti pericolosi nel Nord Italia (100 km): 18,86 kg/t
Fanghi dall'impianto interno di trattamento acque	1,26 kg/t		Fanghi inertizzati inviate in una discarica per rifiuti pericolosi nel Nord Italia (100 km): 1,32 kg/t
Scarico liquido dall'impianto interno di trattamento acque	3,07 m <sup>3</sup> /t	Depuratore contiguo di Sesto SG gestito dal Gruppo CAP	

È stato poi incluso il recupero energetico da termovalorizzazione. In particolare, si è ipotizzato che l'energia elettrica generata dal processo ( $162,66 \text{ kWh}/t_{\text{RUR}}$  al netto degli autoconsumi) sia introdotta in rete a parità di richiesta da parte delle utenze e vada sostituire elettricità prodotta da un ciclo combinato a gas (moduloecoinvent *Electricity, high voltage {IT}| electricity production, natural gas, combined cycle power plant*).

Per la modellazione dell'energia termica evitata, si è invece riprodotto il sistema di teleriscaldamento della zona. Il calore dall'inceneritore ( $2,74 \text{ GJ}/t_{\text{RUR}}$ ) è alimentato nella rete ed utilizzato per il riscaldamento degli edifici, ad eccezione delle perdite quantificabili in un 10% dell'immesso (dato primario fornito dal gestore). Si è quindi modellato l'evitato riscaldamento con una caldaia domestica a gas naturale ( $2,47 \text{ GJ}/t_{\text{RUR}}$ ) in accordo con le ipotesi e i dati di inventario descritti al paragrafo 2.3.

## 2.9 Compostaggio della FORSU presso l'impianto di Econord S.p.A. (scenario attuale)

Per il processo di compostaggio della FORSU nello scenario attuale, è stato preso come riferimento l'impianto di Econord S.p.A. a Cologno Monzese, destinatario del 79% di rifiuto organico che ha subito tale trattamento nel 2016. Presso l'impianto il rifiuto organico, opportunamente miscelato con la frazione verde, subisce un processo di bio-ossidazione accelerata in apposite celle e successivamente una fase di maturazione. Il materiale in uscita dal trattamento è quindi sottoposto ad uno stadio finale di raffinazione (doppio stadio di vagliatura) per la separazione delle componenti indesiderate ottenendo del compost misto. L'impianto è dotato di un sistema di depurazione delle emissioni gassose composto da scrubber e biofiltro (Figura 2.8).



**Figura 2.8: schema del processo di compostaggio presso l’impianto di Econord S.p.A. a Cologno Monzese.**

Il processo di compostaggio è stato modellizzato nello studio principalmente sulla base dei flussi di materia ed energia relativi all’impianto di compostaggio di riferimento (Econord S.p.A., 2017). Tali dati sono stati integrati con valori di letteratura per conteggiare le emissioni in atmosfera dopo il trattamento di depurazione con scrubber e biofiltro (Tabella 2.19).

In accordo con i dati di mercato riportati in Centemero et al. (2010 e 2013), si è considerato che il compost ottenuto dal trattamento della FORSU ( $387 \text{ kg/t}_{\text{FORSU}}$ ) sia impiegato per il 68% in agricoltura, per il 25% in campo florovivaistico e per il restante 7% a scopi paesaggistici o di ripristino ambientale (Tabella 2.20).

Nella circostanza di utilizzo in agricoltura ( $263 \text{ kg/t}_{\text{FORSU}}$ ), si è considerato che il compost vada a evitare la produzione di una certa quantità di fertilizzanti minerali, in modo che l’apporto di macronutrienti (azoto, fosforo e potassio) sia il medesimo. Per ciascun nutriente, ne è stato innanzitutto quantificato l’apporto sulla base del contenuto medio nel compost e della rispettiva efficienza di utilizzo da parte della coltura nel lungo periodo (Tabella 2.21). Si è quindi modellata l’evitata produzione dei corrispondenti fertilizzanti chimici, in accordo con il mix di consumo a livello nazionale reso disponibile dall’International Fertilizer Association (2017).

In campo florovivaistico, il compost è utilizzato in sostituzione della torba nella preparazione di substrati di crescita per le colture. Nello studio si è considerato che la sostituzione della torba avvenga su base volumetrica, assumendo che  $1 \text{ m}^3$  di compost eviti l’uso di  $1 \text{ m}^3$  di torba. Utilizzando una densità media di  $300 \text{ kg/m}^3$  per la torba (Smith et al., 2001) e di  $525 \text{ kg/m}^3$  per il compost (Centemero et al., 2013), ne deriva che  $97 \text{ kg}$  di compost/ $t_{\text{FORSU}}$  sostituiscono  $55 \text{ kg}$  di torba/ $t_{\text{FORSU}}$ .

La sostituzione della torba è stata modellata nel software SimaPro con il modulo *Peat {NORDEL}/production/* che considera la fase di estrazione della torba in un paese del nord Europa. Il modulo descritto è stato opportunamente modificato includendo anche il trasporto della torba al luogo di utilizzo (1000 km su rotaia in accordo con Razza et al., 2012) e l’emissione di  $\text{CO}_2$  fossile dovuta alla mineralizzazione della torba estratta per esposizione a condizioni aerobiche ( $825 \text{ kgCO}_2$  fossile/ $t$  torba sostituita). La stima di quest’ultima emissione è stata effettuata considerando un contenuto medio di carbonio nella torba pari al 22,5% in peso (Smith et al., 2001) e ipotizzando una sua completa mineralizzazione nell’arco temporale di interesse della valutazione (100 anni).

**Tabella 2.19: carichi ambientali attribuiti al processo di compostaggio presso l'impianto Econord S.p.A. a Cologno Monzese.**

<b>Consumi</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Frazione verde	196 kg (Econord S.p.A., 2017)	È stato modellizzato il conferimento del verde ai centri di raccolta comunale (18 km/t <sub>verde</sub> ) e il successivo trasporto all'impianto di compostaggio (55 km; Grosso et al., 2012)  Raccolta ai centri comunali: <i>transport, freight, light commercial vehicle {Europe without Switzerland}   processing</i> (EI database)  Trasporto a compostaggio: <i>transport, freight, lorry 16-32 metric ton {RER}</i> (categoria Euro secondo il mix lombardo del 2016)
Energia elettrica	89 kWh (Econord S.p.A., 2017)	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}   market for</i>
<b>Prodotti/rifiuti</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Scarti raffinazione (sovvallo)	42 kg (Econord S.p.A., 2017)	Si è ipotizzato che gli scarti siano inviati a incenerimento presso il termovalorizzatore di Sesto SG preso come riferimento (l'impianto è nelle vicinanze, a circa 5 km)
Compost	387 kg (Econord S.p.A., 2017)	Modulo "uso compost" appositamente costruito. Per maggiori indicazioni si veda il testo
Percolato	43 l (Econord S.p.A., 2017)	Invio a un impianto di depurazione delle acque civili di medie dimensioni EI database: <i>Wastewater, average {CH}   treatment of, capacity 1.10E10 l/year</i>
<b>Emissioni atm.</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
CO <sub>2</sub> biogenica	192 kg (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>carbon dioxide, biogenic</i>
CO	19,2 g (Hellebrand e Kalk, 2001)	Emissione in aria EI: <i>carbon monoxide</i>
COV non metanigeni	50 g (Cernuschi et al., 2003)	Emissione in aria EI: <i>NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin</i>
NH <sub>3</sub>	17 g (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>ammonia, IT</i>
N <sub>2</sub> O	17 g (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>dinitrogen monoxide</i>
SO <sub>2</sub>	0,11 g (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>sulfur dioxide, IT</i>
HCl	2 g (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>hydrogen chloride</i>
HF	0,2 g (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>hydrogen fluoride</i>
H <sub>2</sub> S	0,26 g (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>hydrogen sulfide</i>
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,46 g (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>sulfuric acid</i>
Benzene	0,2 g (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>benzene</i>
Particolato	3 g (Ragazzi, 2009)	Em. in aria EI: <i>particulates, &lt; 10µm (stationary)</i>
Mercaptani	0,18 g (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>mercaptans, unspecified</i>
Cd	5 mg (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>cadmium</i>
Cu	5 mg (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>copper</i>
Hg	7,76 mg (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>mercury</i>
Mn	5 mg (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>manganese</i>
Ni	1,12 mg (Ragazzi, 2009)	Emissione in aria EI: <i>nickel</i>
Pb	125 mg (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>lead</i>
Zn	75 mg (ANPA, 2000)	Emissione in aria EI: <i>zinc</i>
Diossine	3 ng (Ragazzi, 2009)	Em. in aria EI: <i>dioxin, 2,3,7,8 tetrachlorodibenzo -p-</i>
IPA	20 ng (ANPA, 2000)	Em. in aria EI: <i>PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons</i>

**Tabella 2.20: utilizzi del compost e relativi benefici ambientali considerati.**

<b>Tipologia di utilizzo</b>	<b>Tasso di utilizzo</b>	<b>Benefici considerati nell'analisi</b>
Agricoltura	68% (263 kg/t <sub>FORSU</sub> )	Sostituzione di fertilizzanti minerali azotati, fosfatici e potassici
Florovivaismo	25% (97 kg/t <sub>FORSU</sub> )	Sostituzione di torba
Scopi paesaggistici/ripristino ambientale	7% (27 kg/t <sub>FORSU</sub> )	Nessun beneficio considerato nell'analisi ambientale

**Tabella 2.21: principali parametri e ipotesi considerati nella modellizzazione del mancato utilizzo di fertilizzanti minerali in seguito all'applicazione di compost. I moduli riportati nella colonna "Quantità e mix di fertilizzante sostituito" sono tutti relativi al database ecoinvent.**

Nutriente	% nel compost <sup>1</sup>	% di utilizzo da parte della coltura <sup>2</sup>	Quantità e mix di fertilizzante sostituito
Azoto (come N)	1,527%	40%	<p>Si evita la produzione di <b>1,6 kg/t<sub>FORSU</sub></b> di <b>fertilizzante azotato</b> così ripartito:</p> <p>Urea 60,3% (<i>Urea, as N {RER} production</i>)                      Nitrato d'ammonio 12,2% (<i>Ammonium nitrate, as N {RER} ammonium nitrate production</i>)                      Nitrato di calcio e ammonio 11,5% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER} calcium ammonium nitrate production</i>)                      Fosfato di ammonio 6,3% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER} ammonium phosphate production</i>)                      Solfato di ammonio 4,7% (<i>Ammonium sulfate, as N {RER} ammonium sulfate production</i>)                      Nitrato di calcio 2,6% (<i>Calcium nitrate {RER} production</i>)                      Nitrato di ammonio fosfato 1,2% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER} ammonium nitrate phosphate production</i>)                      Nitrato di potassio 0,9% (<i>Potassium nitrate {RER} production</i>)                      Nitrato d'ammonio-urea 0,3% (<i>Nitrogen fertiliser, as N {RER} urea ammonium nitrate production</i>)</p>
Fosforo (come P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,972%	95%	<p>Si evita la produzione di <b>2,4 kg/t<sub>FORSU</sub></b> di <b>fertilizzante fosfatico</b> così ripartito:</p> <p>Fosfato di ammonio 54,1% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER} ammonium phosphate production</i>)                      Perfosfato semplice 30,0% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER} single superphosphate production</i>)                      Perfosfato triplo 12,3% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER} triple superphosphate production</i>)                      Nitrato di ammonio fosfato 3,6% (<i>Phosphate fertiliser, as P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> {RER} ammonium nitrate phosphate production</i>)</p>
Potassio (come K <sub>2</sub> O)	0,902%	100%	<p>Si evita la produzione di <b>2,4 kg/t<sub>FORSU</sub></b> di <b>fertilizzante potassico</b> così ripartito:</p> <p>Solfato di potassio 64,6% (<i>Potassium sulfate, as K<sub>2</sub>O {RER} potassium sulfate production</i>)                      Cloruro di potassio 35,4% (<i>Potassium chloride, as K<sub>2</sub>O {RER} potassium chloride production</i>)</p>

<sup>1</sup> Valor medio relativo a 600 analisi effettuate su campioni di ammendante compostato misto tra l'anno 2007 e l'anno 2010 (Centemero et al., 2013).

<sup>2</sup> A differenza dei fertilizzanti minerali, i nutrienti nel compost non sono immediatamente disponibili per la coltura, essendo presenti prevalentemente in forma organica. Pertanto, la sostituzione di fertilizzanti chimici deve tenere in considerazione i tassi effettivi di mineralizzazione della sostanza organica presente nel compost nell'arco temporale di interesse (tipicamente 100 anni dall'applicazione). Dal punto di vista operativo, nello studio si è fatto riferimento ai tassi di mineralizzazione riportati da Martínez-Blanco et al. (2013) per il lungo periodo: 40% per l'azoto, 95% per il fosforo e 100% per il potassio.

## 2.10 Digestione anaerobica della FORSU presso Montello S.p.A. (scenario attuale)

Per il processo di digestione anaerobica della FORSU è stato preso come riferimento l'impianto di Montello S.p.A., destinatario di tutto il rifiuto organico che ha subito tale tipologia di trattamento nel 2016.

Il rifiuto in ingresso all'impianto viene dapprima alimentato a una sezione di pretrattamento a umido dove avviene la disgregazione del materiale e la separazione delle componenti indesiderate pesanti (quali ferro, ossa, sassi e vetro) e leggere (come plastica e materiali fibrosi). La sospensione organica è quindi immessa per 30 giorni nei digestori, mantenuti in regime di termofilia, dove avviene la produzione di biogas utilizzato per la generazione di energia elettrica e termica. In uscita dai digestori, pompe centrifughe separano la componente solida (digestato) dalla componente liquida (acque di processo). Il digestato è miscelato con la frazione ligneo-cellulosica e inviato a un processo di post-compostaggio aerobico per la produzione di un ammendante organico (Figura 2.9).

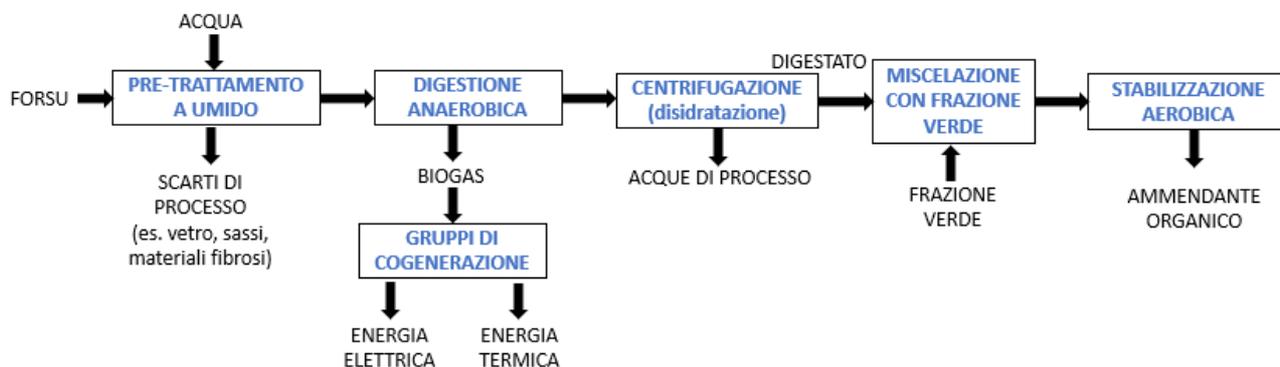


Figura 2.9: schema del processo di digestione anaerobica presso l'impianto di Montello S.p.A.

Nell'analisi LCA, il processo di digestione anaerobica è stato modellizzato sulla base dei flussi di materia ed energia relativi all'impianto di Montello per l'anno 2015 (Tabella 2.22).

Tali dati sono stati integrati con valori di letteratura per conteggiare le emissioni in atmosfera del processo (Tabella 2.23). In particolare, per le emissioni dei pretrattamenti, dei digestori e del trattamento del biogas in motori la fonte di riferimento è stato il lavoro di Nava e Testori (2011), mentre le emissioni in aria del trattamento aerobico del digestato sono state assunte analoghe a quelle del compostaggio tradizionale, tranne per l'anidride carbonica biogenica (40% di quella emessa nel processo di compostaggio classico in accordo con Grosso et al., 2012).

**Tabella 2.22: input e output associati al processo di digestione anaerobica presso l'impianto di Montello S.p.A. con le relative ipotesi di modellazione nel software.**

<b>Consumi</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Frazione verde (strutturante per la fase di post - compostaggio)	18 kg (ISPRA, 2016)	È stato modellato il conferimento del verde ai centri di raccolta comunale (18 km/t <sub>verde</sub> ) e il successivo trasporto all'impianto di digestione (55 km) come descritto per il processo di compostaggio
Acqua per il trattamento di digestione a umido	1100 kg (Grosso et al., 2012)	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland} / tap water production, underground water without treatment</i>
<b>Prodotti/rifiuti</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Energia elettrica da biogas immessa in rete <sup>1</sup> (60% della produzione complessiva)	211 kWh (ISPRA, 2016 e Grosso et al., 2012)	È stata modellata la produzione evitata di energia elettrica da fonti tradizionali, per ipotesi un impianto a ciclo combinato a gas  EI database: <i>Electricity, high voltage {IT}  electricity production, natural gas, combined cycle power plant</i>
Ammendante organico (da post-compostaggio)	137 kg (ISPRA, 2016)	L'ammendante organico è utilizzato secondo le modalità descritte per il processo di compostaggio convenzionale
Acque di processo	1670 kg (dato calcolato tramite un bilancio di massa) <sup>2</sup>	Invio a un impianto di depurazione delle acque reflue di medie dimensioni  EI database: <i>Wastewater, average {CH}  treatment of, capacity 1.10E10 l/year</i> (modificati i consumi energetici considerando il contesto italiano anziché svizzero)
Scarti dei pretrattamenti	52 kg (ISPRA, 2016)	Si è ipotizzato che gli scarti siano inviati a incenerimento presso il termovalorizzatore Silla 2, preso come riferimento per il territorio lombardo

<sup>1</sup> Dal biogas è stata generata anche energia termica, totalmente usata per fornire calore alle utenze dell'impianto.

<sup>2</sup> Le acque di processo contengono tutta l'acqua aggiunta per il trattamento (1100 kg/t) e 570 kg/t di materiale organico calcolato come differenza fra la FORSU in ingresso (1000 kg/t) e gli scarti dei pretrattamenti (52 kg/t), il biogas (178 kg/t in accordo con ISPRA, 2016) e il digestato (200 kg/t in accordo con ARPA Lombardia, 2014).

**Tabella 2.23: emissioni atmosferiche attribuite al processo di digestione anaerobica. Tutti i valori in tabella sono espressi per tonnellata di FORSU in ingresso all'impianto di Montello S.p.A.**

<b>Composto</b>	<b>Pre-trattamenti / digestori / trattamento del biogas in motori</b>	<b>Post-compostaggio <sup>1</sup></b>
Anidride carbonica biogenica	288 kg <sup>2</sup>	15,4 kg
Monossido di carbonio	52,7 g	3,8 g
Composti organici volatili, non metanigeni	2 mg	10 g
Ammoniaca	-	3,4 g
Protossido di azoto	-	3,4 g
Anidride solforosa	2,5 g	0,02 g
Acido cloridrico	10 mg	400 mg
Acido fluoridrico	2,1 mg	40 mg
Acido solfidrico	-	52 mg
Acido solforico	33 mg	92 mg
Benzene	-	40 mg
Particolato	1,8 g	0,6 g
Mercaptani	-	36 mg
Cadmio	0,9 µg	1 mg
Rame	0,1 µg	1 mg
Mercurio	0,01 µg	1,6 mg
Manganese	-	1 mg
Nichel	-	0,2 mg
Piombo	0,9 µg	25 mg
Zinco	13 µg	15 mg
Diossine	80 ng	0,6 ng
Idrocarburi policiclici aromatici	-	4 ng
Ossidi di azoto	122,6 g	-

<sup>1</sup> Le emissioni sono le medesime riportate in Tabella 2.19 per il compostaggio tradizionale, riscalate rispetto alla FORSU in ingresso al processo di digestione anaerobica (solo il digestato, pari al 20% della FORSU, è soggetto alla fase di post-compostaggio). Si ricorda che l'emissione di CO<sub>2</sub> biogenica è stata assunta pari al 40% di quella emessa nel compostaggio convenzionale in accordo con Grosso et al. (2012).

<sup>2</sup> Emissione calcolata a partire dalla stechiometria della reazione di trattamento del biogas prodotto (147 m<sub>n</sub><sup>3</sup>/t<sub>FORSU</sub>).

## 2.11 Digestione anaerobica della FORSU presso l'impianto di Sesto SG (scenario futuro)

Per il processo di digestione anaerobica della FORSU nello scenario futuro è stato preso come riferimento l'impianto di Sesto SG, così come descritto nella relazione di fattibilità redatta da TBF Partner (2017). Il rifiuto in ingresso all'impianto viene dapprima alimentato a una sezione di pretrattamenti a umido (composta da un pulper e due sistemi di ciclonatura) dove avviene la disgregazione del materiale e la separazione delle componenti indesiderate pesanti (quali metalli, ossa, sassi e vetri), leggere (come plastica, legno e tessili) e gli inerti con dimensioni inferiori ai 10 mm. La sospensione organica è quindi immessa per 23 giorni nei digestori, mantenuti in regime di mesofilia. Qui avviene la produzione di biogas utilizzato per la generazione di biometano grazie ad un processo di upgrading basato sull'assorbimento fisico dell'anidride carbonica tramite acqua. In uscita dai digestori, una centrifuga separa la componente solida (digestato disidratato) dalla componente liquida (centrato). Il digestato è conferito all'impianto di compostaggio di Econord S.p.A. presso Cologno Monzese per la produzione di un ammendante organico mentre il concentrato è in parte ricircolato nei pre-trattamenti e in parte allontanato come acqua di processo presso il depuratore di Sesto SG (Figura 2.10).

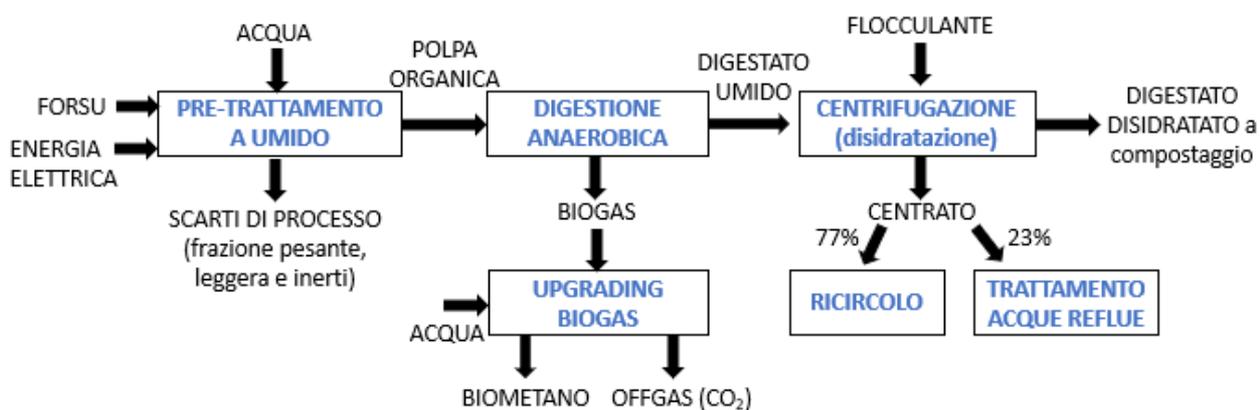


Figura 2.10: schema del processo di digestione anaerobica presso il nuovo impianto di Sesto SG in accordo con lo studio di fattibilità (TBF Partner, 2017).

La Tabella 2.24 riporta i dati di inventario e le ipotesi di modellazione per l'analisi LCA.

Si osserva che per ogni tonnellata di FORSU inviata a trattamento, l'impianto produce 64,21 m<sup>3</sup> di biometano da utilizzarsi per autotrazione al posto di un combustibile fossile tradizionale.

Sulla base di questi presupposti, nell'analisi è stata modellata la percorrenza di 837<sup>1</sup> km con un'automobile di media cilindrata, a biometano, di classe Euro 5 e l'evitata percorrenza di una stessa distanza con un'automobile diesel, di medie dimensioni, di classe Euro 3. La scelta dell'automobile tradizionale è stata dettata dal contesto geografico dello studio (Regione Lombardia) dove, a partire dall'anno 2018, sarà applicato il fermo degli autoveicoli di classe Euro 3 diesel nei giorni feriali del semestre invernale (Delibera della giunta regionale n.7095 del 18/09/2017).

Per il trasporto con automobile alimentata a biometano è stato selezionato il moduloecoinvent *Transport, passenger car, medium size, natural gas, EURO 5 {RER}*, opportunamente modificato per considerare l'alimentazione dell'auto con metano di origine biogenica anziché di origine fossile (esclusione della fase di estrazione, raffinazione e trasporto del gas naturale e modifica delle emissioni di anidride carbonica e di metano da origine fossile a biogenica in sede di utilizzo del mezzo). L'evitato trasporto con un'auto diesel è

<sup>1</sup> In accordo con il modulo del database ecoinvent 3.3 *Transport, passenger car, medium size, natural gas, EURO 5 {RER}*, il consumo specifico di un'auto di media cilindrata alimentata a biometano è stato assunto pari a 0,0767 m<sup>3</sup>/km.

stato descritto, invece, con i dati di inventario del modulo *Transport, passenger car, medium size, diesel, EURO 3 {RER}*.

**Tabella 2.24: flussi di materia e di energia associati al processo di digestione anaerobica presso il nuovo impianto di Sesto SG (TBF Partner, 2017) con le relative ipotesi di modellazione nel software.**

<b>Consumi</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Acqua di processo	192 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment</i> (si ipotizza il prelievo da pozzo)
Energia elettrica	76 kWh	Ipotizzato il prelievo dalla rete nazionale EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}   market for</i>
Flocculante	0,24 kg	Si è ipotizzato di utilizzare poliacrilammide EI database: <i>Polyacrylamide {GLO}   production</i>
<b>Prodotti/rifiuti</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Digestato disidratato	240 kg	Il digestato disidratato sarà conferito presso l'impianto di compostaggio di Econord S.p.A. a Cologno Monzese. Sono stati quindi modellati il trasporto all'impianto con automezzo Euro 6 di taglia 16-32 t (5 km) e il processo di compostaggio in accordo con i dati di inventario descritti al paragrafo 2.9
Acqua a depurazione	0,68 m <sup>3</sup>	Invio al depuratore di Sesto San Giovanni (150.000 AE). Il processo di depurazione è stato modellato con il modulo ecoinvent relativo alla depurazione delle acque civili presso un impianto di grandi dimensioni: <i>Wastewater, average {CH}   treatment of, capacity 4.7E10 l/year</i> . Rispetto al modulo originale, sono stati modificati i consumi di energia elettrica e la produzione di calore considerando il contesto italiano anziché quello svizzero
Scarti dei pretrattamenti (pulper)	Frazione leggera (112 kg) e frazione pesante (14 kg)	Si è assunto che le frazioni recuperate dal pulper siano inviate a incenerimento presso il termovalorizzatore Silla 2. Sono stati quindi modellati il trasporto con automezzo Euro 6 di taglia 16-32 t (25 km) e l'incenerimento in accordo con i dati di inventario descritti al paragrafo 2.12
Scarti dei pretrattamenti (frazione inerte < 10 mm)	8 kg	Si è assunto che gli inerti recuperati dal sistema di ciclonatura siano smaltiti in discarica. Sono stati quindi modellati il trasporto con automezzo Euro 6 di taglia 16-32 t (50 km per ipotesi) e lo smaltimento in accordo con il modulo EI: <i>Inert waste {Europe without Switzerland}   treatment of inert waste, sanitary landfill</i>
Biometano	64 m <sup>3</sup>	Il biometano sarà utilizzato per autotrazione. Per maggiori dettagli si rimanda al testo
<b>Emissioni in aria</b>	<b>Quantità (per t di FORSU)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
CO <sub>2</sub> biogenica (fase di upgrading biogas)	98 kg	Emissioni in aria: <i>carbon dioxide, biogenic</i>

## 2.12 Trattamento del RUR presso il termovalorizzatore Silla 2 (scenario futuro)

Per il trattamento del rifiuto urbano residuo (RUR) nello scenario futuro, è stato preso come riferimento l'inceneritore Silla 2, attualmente gestito da A2A Ambiente e caratterizzato dallo schema di funzionamento riportato in Figura 2.3.

Nello studio sono stati innanzitutto conteggiati i consumi di reagenti/risorsa idrica e il trattamento dei residui solidi e liquidi del processo (Tabelle 2.25 e 2.26), ipotizzando che nell'immediato futuro non vi siano cambiamenti significativi rispetto alla gestione attuale (tipologia e consumo specifico dei reagenti utilizzati; produzione specifica e modalità di trattamento dei residui).

**Tabella 2.25: input del processo di incenerimento di 1 tonnellata di RUR presso l'inceneritore Silla 2 (A2A Ambiente, 2017) con le relative indicazioni di modellazione nel software.**

Input	Valore	Modellazione nel software
Depurcal (sorbente dolomitico)	1,9 kg/t	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati in Biganzoli et al. (2015). Per dettagli si veda l'allegato A.1
Bicarbonato di sodio	10,9 kg/t	Modulo appositamente costruito con i dati di inventario riportati in Pacher et al. (2009). Per dettagli si veda l'allegato A.2
Carbone attivo	0,4 kg/t	EI database: Activated carbon, granular {RER}  activated carbon production, granular from hard coal
Urea (soluzione al 40%)	2,1 kg/t	EI database: Urea, as N {RER}  production (0,8 kg di urea ossia 0,4 kg di N) EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   market for (1,3 kg/t)
Ammoniaca (soluzione al 24%)	0,4 kg/t	EI database: Ammonia, liquid {RER}  ammonia production, steam reforming, liquid (0,09 kg/t) EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   market for (0,3 kg/t)
HCl per caldaia (soluzione al 30%)	8,4 g/t	EI database: Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER}  market for (da richiamare con il valore di reagente puro pari a 2,5 g/t)
NaOH per caldaia (soluzione al 30%)	4,2 g/t	EI database: Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER}  chlor-alkali electrolysis, membrane cell (valore di reagente puro 1,3 g/t)
NaClO per ausiliari (soluzione al 10%)	203,9 g/t	EI database: Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {RER}  sodium hypochlorite production, product in 15% solution state (da richiamare con il valore di reagente puro pari a 20,4 g/t)
Antincrostanti e anticorrosivi per ciclo termico	31,5 g/t	EI database: Chemical, organic {GLO}  production (modulo scelto in assenza di indicazioni specifiche sulla composizione dei composti, considerata la quantità ridotta)
Deossigen./alcalinizzanti per ciclo termico	0,8 g/t	EI: Hydrazine {RER}  production (modellata la produzione di idrazina, un deossigenante comune in assenza di indicazioni più specifiche)
Combustibile ausiliario (metano)	2,5 m <sup>3</sup> /t	EI database: Natural gas, high pressure {IT}  market for
Acqua industriale da pozzo	2,7 t/t	EI database: Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment

**Tabella 2.26: residui prodotti dall'incenerimento di 1 tonnellata di RUR presso l'inceneritore Silla 2 con indicazioni dei rispettivi trattamenti (A2A Ambiente, 2017).**

Residuo	Quantità	Primo destino	Prodotti/rifiuti dal trattamento
Scorie di fondo	167,65 kg/t	Trattamento in un impianto del Nord Italia (100 km di distanza) con recupero di rottami metallici e della frazione minerale. Per maggiori dettagli si rimanda all'allegato E	Recupero di rottami ferrosi e non ferrosi: 16,27 kg/t Recupero della frazione minerale per la produzione di calcestruzzo: 145,85 kg/t Incombusti: 4,19 kg/t Perdite di processo: 1,34 kg/t
Polveri dal filtro a maniche (prodotti sodici residui, carbone attivo esausto e ceneri leggere residue)	8,28 kg/t	Impianto di recupero dei prodotti sodici residui a Rosignano (350 km di distanza). Per maggiori dettagli sul processo Solval® si rimanda al paragrafo A.5 dell'allegato A	Pannello di filtrazione a scarica: 1,21 kg/t Salamoia concentrata di NaCl: 30,76 kg/t
Ceneri leggere (da caldaia ed elettrofiltro)	25,67 kg/t	Inertizzazione presso un impianto del Nord Italia, distante 100 km, dove si preparano le ceneri per un successivo processo di recupero (25% in peso) o smaltimento (75%). Per maggiori dettagli sulla gestione delle ceneri leggere si rimanda al paragrafo A.4 dell'allegato A	Ceneri inertizzate inviate in una discarica per rifiuti pericolosi nel Nord Italia (20 km): 23,44 kg/t
			Ceneri inertizzate inviate in una miniera di sale esaurita in Germania (600 km): 8,46 kg/t
Acqua recuperata dallo spurgo delle torri evaporative	1,34 m <sup>3</sup> /t	Immissione nel cavo Parea previa dechlorazione ( <i>Water, IT in river</i> )	

L'analisi ha inoltre incluso le emissioni al camino dell'inceneritore. Le emissioni di CO<sub>2</sub>, strettamente dipendenti dalla composizione del rifiuto incenerito, sono state calcolate dal valore di emissione riferito al RUR nello scenario attuale, considerando la perdita parziale di frazione organica nella gestione futura per il miglioramento dell'efficienza della raccolta differenziata (Tabella 2.27). Per tutti gli altri composti, la cui l'emissione al camino risulta invece strettamente dipendente dalla linea di trattamento dei fumi piuttosto che dalla composizione del rifiuto (Consonni et al., 2005), sono stati considerati i fattori di emissione specifici dell'inceneritore Silla 2 riportati nella Dichiarazione Ambientale dell'impianto (Tabella 2.28).

**Tabella 2.27: calcolo delle emissioni di CO<sub>2</sub> fossile e biogenica associate all'incenerimento del RUR nello scenario di gestione futura.**

Parametro		RUR scenario attuale (42.993 t/anno)	Rifiuto organico rimosso (8.223 t/anno)	RUR scenario futuro (34.770 t/anno)
CO <sub>2</sub> fossile	t/anno	19.390	-	19.390
	kg/t	451 <sup>1</sup>	-	558
CO <sub>2</sub> biogenica	t/anno	32.417	3.069	29.348
	kg/t	754 <sup>1</sup>	373 <sup>2</sup>	844

<sup>1</sup> Valori riportati in Tabella 2.17.

<sup>2</sup> Emissioni calcolate considerando un contenuto di carbonio nella frazione organica pari al 32% su base secca e un contenuto di umidità del 68,2% in accordo con Cortesi (2015).

**Tabella 2.28: emissioni al camino associate al processo di incenerimento di 1 tonnellata di RUR nello scenario futuro (A2A Ambiente 2016 e 2017).**

Inquinante	Emissione <sup>1</sup>	Inquinante	Emissione <sup>1</sup>
Carbonio organico totale (COT)	3,2 g/t	Cadmio (Cd) <sup>2</sup>	7,1 mg/t
Acido cloridrico (HCl)	16,6 g/t	Tallio (Tl) <sup>2</sup>	7,1 mg/t
Acido fluoridrico (HF)	2,0 g/t	Antimonio (Sb) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Anidride solforosa (SO <sub>2</sub> )	1,9 g/t	Arsenico (As) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Diossido di azoto (NO <sub>2</sub> )	258,7 g/t	Piombo (Pb) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Ammoniaca (NH <sub>3</sub> )	5,4 g/t	Cromo (Cr) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Mercurio (Hg)	32,2 mg/t	Cobalto (Co) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Zinco (Zn)	202,6 mg/t	Rame (Cu) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Diossine e furani (PCDD/F)	6,4 ng/t	Manganese (Mn) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Monossido di carbonio (CO)	39,5 g/t	Nichel (Ni) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Polveri totali (< 10 µm)	624,3 mg/t	Vanadio (V) <sup>3</sup>	28,1 mg/t
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	49,0 µg/t	Stagno (Sn) <sup>3</sup>	28,1 mg/t

<sup>1</sup> Le emissioni di COT, CO, HCl, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> e particolato sono relative all'anno 2016 (A2A Ambiente, 2017) mentre le altre sono riferite all'anno 2015 (A2A Ambiente, 2016) in assenza di indicazioni più recenti.

<sup>2</sup> Nel documento di riferimento, i metalli cadmio e tallio sono riportati sotto la medesima voce. Non avendo a disposizione indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva (14,1 mg/t) è stata ripartita in modo equivalente tra i due composti.

<sup>3</sup> Nel documento di riferimento, i metalli indicati sono riportati sotto la medesima voce "metalli (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)". In assenza di indicazioni più dettagliate, l'emissione complessiva (280,9 mg/t) è stata ripartita in modo equivalente tra i 10 composti.

Nello studio è stato infine incluso il recupero energetico da termovalorizzazione in accordo con il PCI medio del rifiuto in ingresso (assunto pari a 12.600 MJ/t<sub>RUR</sub>; Tabella 2.29) e le efficienze nette di recupero energetico dell'impianto Silla 2 fornite da A2A Ambiente per l'immediato futuro (21,54% per l'energia elettrica e 26% per l'energia termica).

In particolare, si è ipotizzato che l'energia elettrica generata dal processo (754 kWh/t<sub>RUR</sub> al netto degli autoconsumi) sia introdotta in rete a parità di richiesta da parte delle utenze e vada a sostituire elettricità prodotta da un ciclo combinato a gas (*Electricity, high voltage {IT} electricity production, natural gas, combined cycle power plant*). Per la modellazione dell'energia termica evitata, si è invece riprodotto il sistema di teleriscaldamento della zona. Il calore netto immesso in rete (3,28 GJ/t<sub>RUR</sub>) è utilizzato per il riscaldamento degli edifici ed evita la produzione di una stessa quantità di calore da una caldaia domestica a gas naturale (le ipotesi e i dati di inventario per la modellazione sono descritti al paragrafo 2.3).

**Tabella 2.29: calcolo del PCI del rifiuto urbano residuo per lo scenario di gestione futura.**

Parametro	RUR scenario attuale (CORE S.p.A., 2017)	Rifiuto organico rimosso	RUR scenario futuro
PCI (MJ/t)	11.307	6.000 (Cortesi, 2015)	12.562
Quantità (t/anno)	42.993	8.223	34.770
Carico termico (GJ/anno)	$4,86 \times 10^5$	$4,93 \times 10^4$	$4,37 \times 10^5$

## 2.13 Raccolta del rifiuto e successivo trasporto agli impianti di trattamento

Presso i 5 Comuni analizzati il rifiuto urbano è raccolto con modalità “porta a porta”. In tutti gli scenari di gestione, la raccolta domiciliare di ogni frazione merceologica è stata modellata associandole una percorrenza specifica, espressa in  $\text{km}\cdot\text{t}^{-1}$  (chilometri necessari per la raccolta di 1 tonnellata di materiale) e una ripartizione tra mezzi di piccola e grossa taglia in accordo con quanto riportato in Grosso et al. (2012) per il contesto lombardo (Tabella 2.30). Il trasporto con mezzi a vasca di piccole dimensioni è stato modellato con un veicolo commerciale leggero (modulo ecoinvent *Transport, freight, light commercial vehicle {Europe without Switzerland}| processing*). La raccolta con autocompattatori di grossa taglia è stata invece descritta con il modulo ecoinvent *Transport, freight, lorry > 16-32 metric ton*, considerando come categoria Euro il mix lombardo dell’anno 2016 per lo scenario attuale e la sola classe Euro 6 nello scenario futuro dove è previsto un aggiornamento dei mezzi di raccolta da parte della società.

**Tabella 2.30: dati di inventario per la modellazione della fase di raccolta domiciliare di RUR e FORSU nei 5 Comuni azionisti di CORE S.p.A. (Grosso et al., 2012).**

Frazione merceologica	Percorrenza (km/t)	Ripartizione dei mezzi di raccolta
RUR	15,4	Mezzi a vasca di piccola taglia: 59,1% Autocompattatori di grossa taglia: 40,9%
FORSU	37,6	Mezzi a vasca di piccola taglia: 86,7% Autocompattatori di grossa taglia: 13,3%

Il successivo trasporto del rifiuto raccolto ai diversi impianti di trattamento si è assunto che avvenga con un autocarro di grosse dimensioni (modulo del database ecoinvent *Transport, freight, lorry > 16-32 metric ton*), sempre considerando come categoria Euro il mix lombardo dell’anno 2016 nello scenario attuale e la sola classe Euro 6 nello scenario futuro.

La Tabella 2.31 riporta la percorrenza media di trasporto agli impianti, per ogni frazione di rifiuto, negli scenari di gestione attuale e futura. I dettagli di calcolo di tali distanze sono riportati nell’allegato F.

**Tabella 2.31: percorrenza media di trasporto delle frazioni di rifiuto RUR e FORSU negli scenari di gestione attuale e futura. La distanza si riferisce al trasporto dal centro del Comune all’impianto di destino finale.**

Destino frazione merceologica	Scenario attuale	Scenario futuro
RUR a incenerimento	7 km (Sesto SG)	25 km (Silla 2)
FORSU a compostaggio	13 km	-
FORSU a digestione anaerobica	55 km (Montello S.p.A.)	7 km (Sesto SG)

### 3. Risultati

Il capitolo riporta i risultati dell'analisi LCA descritta nei precedenti paragrafi e relativa al confronto delle prestazioni ambientali del sistema di trattamento integrato CAP-CORE nella gestione attuale e futura.

In primo luogo si analizzano separatamente i risultati associati alla gestione dei fanghi biologici e delle frazioni di rifiuto urbano (RUR e FORSU). Sono poi presentati i risultati per il sistema complessivo.

#### 3.1 Fanghi biologici

##### 3.1.1 Scenari di gestione attuale

La Tabella 3.1 riporta il valore dei 14 indicatori ambientali per i due scenari analizzati in riferimento alla gestione attuale di 69.021 t/anno di fanghi biologici in uscita dai 31 depuratori del Gruppo CAP.

**Tabella 3.1: indicatori di impatto ambientale e consumo delle risorse idriche associati agli scenari di gestione attuale dei fanghi biologici del Gruppo CAP (69.021 t/anno). Per la categoria cambiamento climatico si riporta sia l'impatto complessivo che l'impatto con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica.**

Indicatore ambientale	Scenario AS IS	Scenario AS IS, no agricoltura
Cambiamento climatico - complessivo (kg CO <sub>2</sub> eq.)	$5,24 \times 10^6$	$1,58 \times 10^7$
Cambiamento climatico - no CO <sub>2</sub> biogenica (kg CO <sub>2</sub> eq.)	$2,57 \times 10^5$	$2,72 \times 10^6$
Assottigliamento dello strato di ozono (kg CFC-11 eq.)	0,23	0,49
Tossicità umana, effetti non cancerogeni (CTUh)	3,29	10,91
Tossicità umana, effetti cancerogeni (CTUh)	0,19	1,48
Assunzione di materiale particolato (kg PM <sub>2,5</sub> eq.)	- 943,14	3016,35
Formazione di ozono fotochimico (kg COVNM eq.)	7951,20	29739,07
Acidificazione (moli H <sup>+</sup> eq.)	1295,77	34720,88
Eutrofizzazione terrestre (moli N eq.)	$1,37 \times 10^4$	$1,24 \times 10^5$
Eutrofizzazione delle acque dolci (kg P eq.)	998,29	4151,31
Eutrofizzazione marina (kg N eq.)	$6,72 \times 10^4$	$1,88 \times 10^5$
Ecotossicità per gli ecosistemi d'acqua dolce (CTUe)	$1,51 \times 10^8$	$5,01 \times 10^8$
Esaurimento delle risorse minerali e fossili (kg Sb eq.)	14,80	311,15
Cumulative Energy Demand (TJ)	28,52	50,39
Consumo delle risorse idriche (m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	1132,54	49095,92

La gestione attuale dei fanghi, così come organizzata nell'anno 2016 (scenario AS IS), comporta un carico sull'ambiente (impatti complessivi con segno positivo) in tutti gli indicatori analizzati ad eccezione dell'*assunzione di materiale particolato*. L'analisi dei contributi ha permesso di comprendere più nel dettaglio l'influenza dei principali processi coinvolti (Figura 3.1).

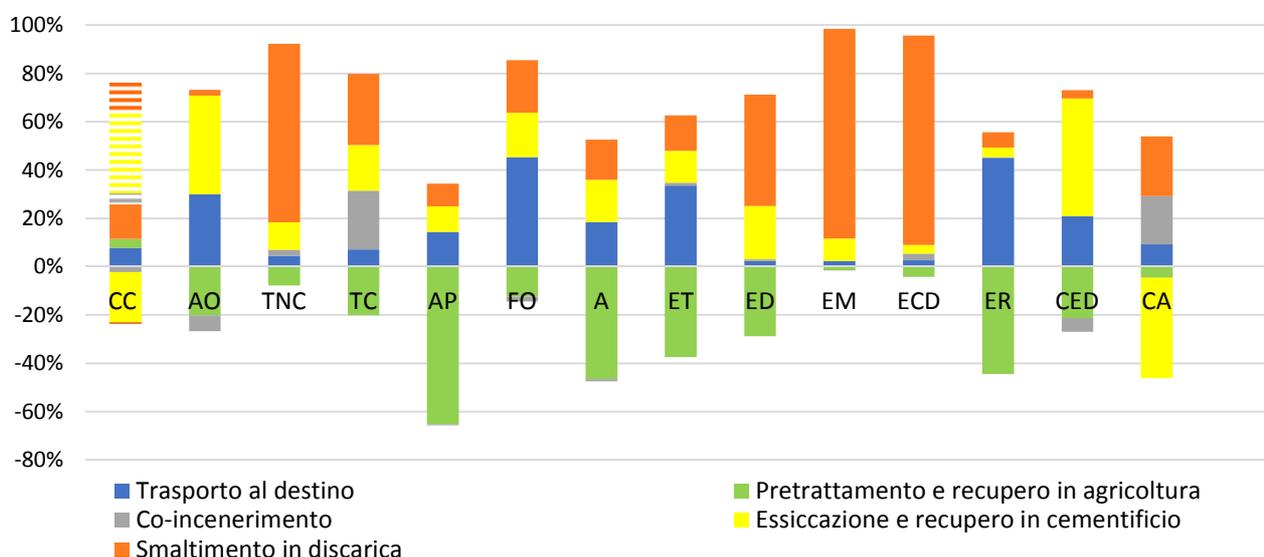
Il trasporto dei fanghi ai singoli destini di trattamento genera dei carichi significativi nelle categorie di *assottigliamento dello strato di ozono*, *formazione di ozono fotochimico*, *eutrofizzazione terrestre* ed *esaurimento delle risorse minerali e fossili*. L'impatto è riconducibile sia all'utilizzo di mezzi in prevalenza di classe Euro 3 sia alla distanza media percorsa, che per il conferimento in discarica raggiunge i 200 km.

Carichi ambientali significativi sono generati anche da quasi tutte le fasi di trattamento (smaltimento in discarica, essiccazione e co-incenerimento a seconda degli indicatori). Lo smaltimento in discarica fornisce un contributo positivo predominante nelle categorie di *tossicità umana (effetti non cancerogeni)*, *eutrofizzazione delle acque* ed *eco-tossicità per gli ecosistemi di acqua dolce*, sebbene tale trattamento sia

limitato al 14% dei fanghi complessivamente prodotti. L'impatto è principalmente riconducibile alla gestione del percolato: trattamento del percolato captato in un apposito impianto di depurazione (categorie ED e EM) ed emissioni a lungo termine di zinco e rame nella falda sotterranea associate al percolato non captato (categorie TNC ed ECD).

Il processo di essiccazione con successivo recupero dei fanghi in cementificio comporta carichi ambientali significativi per la categoria *assottigliamento dello strato di ozono* e l'indicatore *CED*, a causa del consumo di gas naturale come fonte di calore esterna dell'essiccatore. Infine, il co-incenerimento dei fanghi genera un carico sull'ambiente non trascurabile nella categoria *tossicità umana con effetti cancerogeni* (smaltimento in discarica delle ceneri leggere prodotte dal trattamento) e nell'indicatore di *consumo delle risorse idriche*.

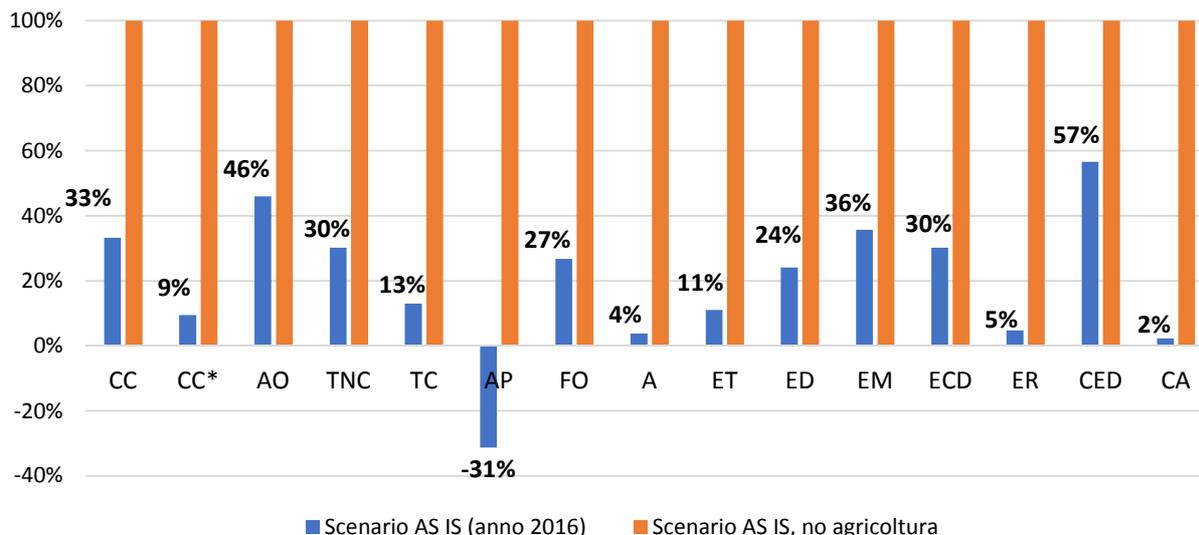
Solo il recupero dei fanghi in agricoltura (compresa la fase di pretrattamento) comporta dei benefici ambientali in tutti gli indicatori analizzati con l'unica eccezione del *cambiamento climatico*. Il beneficio è associato all'evitata produzione di fertilizzanti minerali per uso agricolo e risulta maggiore per le categorie *assunzione di materiale particolato*, dove l'intera gestione dei fanghi presenta un impatto con segno negativo, *acidificazione* ed *esaurimento delle risorse minerali e fossili*.



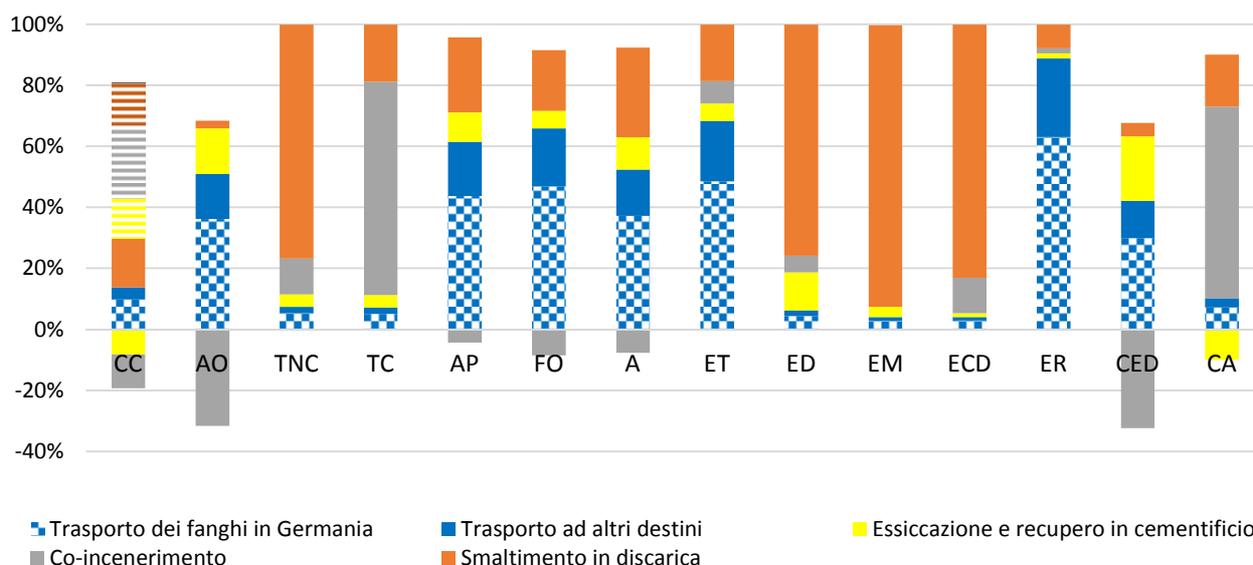
**Figura 3.1: contributi agli impatti e al consumo di risorse idriche per lo scenario AS IS relativo alla gestione attuale dei fanghi (anno 2016). Nella categoria cambiamento climatico i contributi tratteggiati associati ai diversi destini rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica.**

Proprio la fase di recupero in agricoltura gioca un ruolo fondamentale sul sistema di trattamento. Nel caso in cui il recupero su suolo agricolo non fosse possibile, le prestazioni ambientali della gestione attuale peggiorerebbero in maniera significativa soprattutto per l'*assunzione di materiale particolato*, dove l'impatto diventerebbe positivo, l'*acidificazione*, l'*esaurimento delle risorse minerali/fossili* e l'indicatore di *consumo delle risorse idriche* (Figura 3.2).

L'aumento degli impatti è riconducibile sia all'incremento del quantitativo di fango destinato allo smaltimento in discarica e al co-incenerimento che all'aumento della distanza percorsa su strada per il conferimento di 38% dei fanghi in Germania (Figura 3.3).



**Figura 3.2: confronto delle prestazioni ambientali dei due scenari di gestione attuale dei fanghi. Per ogni indicatore, allo scenario caratterizzato dall'impatto/consumo maggiore è stato associato il valore di 100%. LEGENDA: CC\* cambiamento climatico con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica (la stessa sigla è utilizzata anche nei grafici che seguono).**



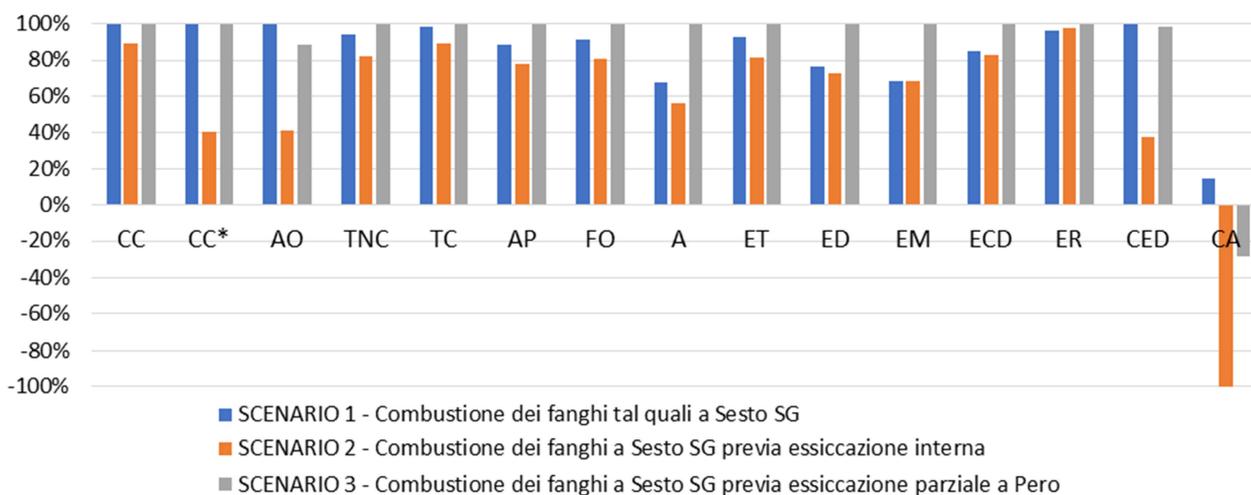
**Figura 3.3: contributi agli impatti e al consumo di risorse idriche per lo scenario AS IS, no agricoltura relativo alla gestione attuale dei fanghi senza possibilità di un loro recupero su suolo agricolo. Nella categoria cambiamento climatico i contributi con tratteggio orizzontale rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica nei diversi destini.**

### 3.1.2 Scenari di gestione futura

È stato innanzitutto effettuato un confronto degli impatti ambientali e del consumo delle risorse idriche associati alla gestione futura dei fanghi per i 3 scenari alternativi proposti dalla relazione di fattibilità (Tabella 3.2). Da un punto di vista ambientale, lo scenario 2 risulta essere l'alternativa migliore per 9 indicatori (CC/AO/TNC/AP/FO/A/ET/CED e CA) e non rappresenta la soluzione peggiore in alcuna categoria. Gli scenari 1 e 3, al contrario, risultano i peggiori rispettivamente per 2 indicatori (AO e CA) e 5 categorie (AP/A/ED/EM/ECD) mentre in tutti gli altri casi mostrano impatti confrontabili (differenze inferiori al 10%) con un'altra/le altre due soluzioni (Figura 3.4).

**Tabella 3.2: indicatori ambientali associati alla gestione futura dei fanghi (69.021 t/anno)<sup>2</sup> nei tre scenari alternativi proposti dalla relazione di fattibilità. Per la categoria cambiamento climatico si riporta sia l'impatto complessivo che l'impatto con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica.**

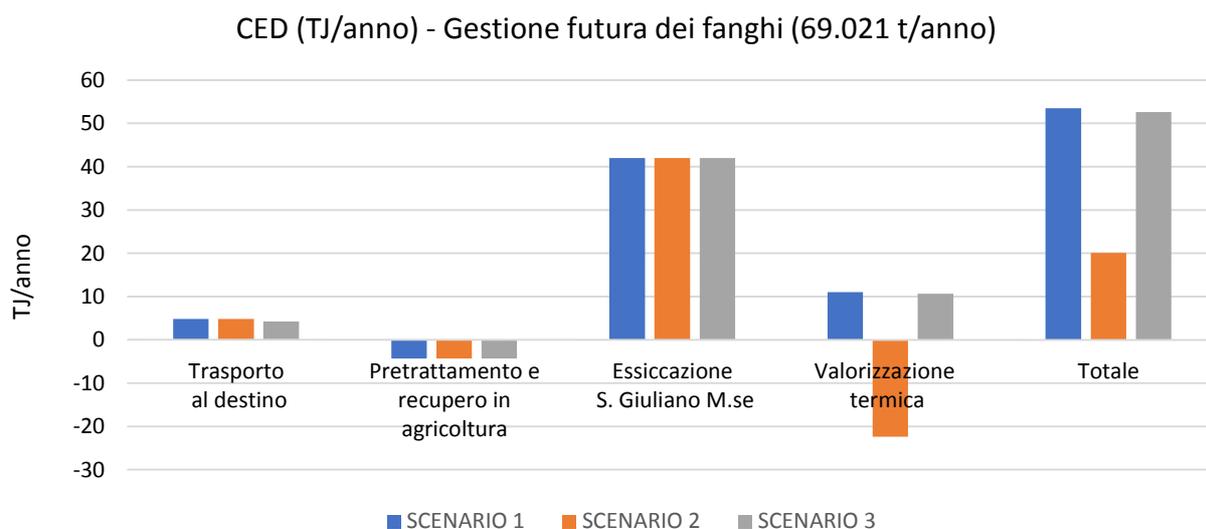
Indicatore ambientale	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Cambiamento climatico - complessivo (kg CO <sub>2</sub> eq.)	1,72×10 <sup>7</sup>	1,54×10 <sup>7</sup>	1,73×10 <sup>7</sup>
Cambiamento climatico - no CO <sub>2</sub> biogenica (kg CO <sub>2</sub> eq.)	3,01×10 <sup>6</sup>	1,23×10 <sup>6</sup>	3,00×10 <sup>6</sup>
Assottigliamento dello strato di ozono (kg CFC-11 eq.)	0,78	0,32	0,69
Tossicità umana, effetti non cancerogeni (CTUh)	1,76	1,53	1,86
Tossicità umana, effetti cancerogeni (CTUh)	0,49	0,44	0,49
Assunzione di materiale particolato (kg PM <sub>2,5</sub> eq.)	1393,26	1224,67	1575,24
Formazione di ozono fotochimico (kg COVNM eq.)	1,08×10 <sup>4</sup>	9,55×10 <sup>3</sup>	1,18×10 <sup>4</sup>
Acidificazione (moli H <sup>+</sup> eq.)	6321,82	5293,85	9391,70
Eutrofizzazione terrestre (moli N eq.)	3,96×10 <sup>4</sup>	3,45×10 <sup>4</sup>	4,25×10 <sup>4</sup>
Eutrofizzazione delle acque dolci (kg P eq.)	1132,31	1071,39	1476,00
Eutrofizzazione marina (kg N eq.)	9259,77	9219,78	13554,86
Ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce (CTUe)	2,20×10 <sup>7</sup>	2,15×10 <sup>7</sup>	2,59×10 <sup>7</sup>
Esaurimento delle risorse minerali e fossili (kg Sb eq.)	92,21	92,98	95,60
Cumulative Energy Demand (TJ)	53,50	20,06	52,59
Consumo delle risorse idriche (m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	1936,00	-13496,04	-3879,01



**Figura 3.4: confronto delle prestazioni ambientali dei tre scenari alternativi per la gestione futura dei fanghi (69.021 t/anno). Per ogni indicatore, allo scenario caratterizzato dall'impatto/consumo maggiore in valore assoluto è stato associato il valore di 100% (impatto con segno positivo) o di -100% (impatto con segno negativo). NOTA: gli scenari sono ritenuti confrontabili per differenze di impatto/consumo inferiori al 10%.**

Come si osserva in Figura 3.5, riportata a titolo di esempio per tutti gli indicatori, le differenze tra i 3 scenari sono legate alla diversa modalità di esecuzione del processo di valorizzazione termica a Sesto SG. La modalità scelta per lo scenario 2 (trattamento a Sesto SG con essiccazione preliminare di tutti i fanghi disidratati nello stesso impianto) è vantaggiosa per la maggior parte degli indicatori analizzati e in particolar modo per il *cambiamento climatico* (con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica), l'*assottigliamento dello strato di ozono* e gli indicatori *Cumulative Energy Demand* e *consumo delle risorse idriche*.

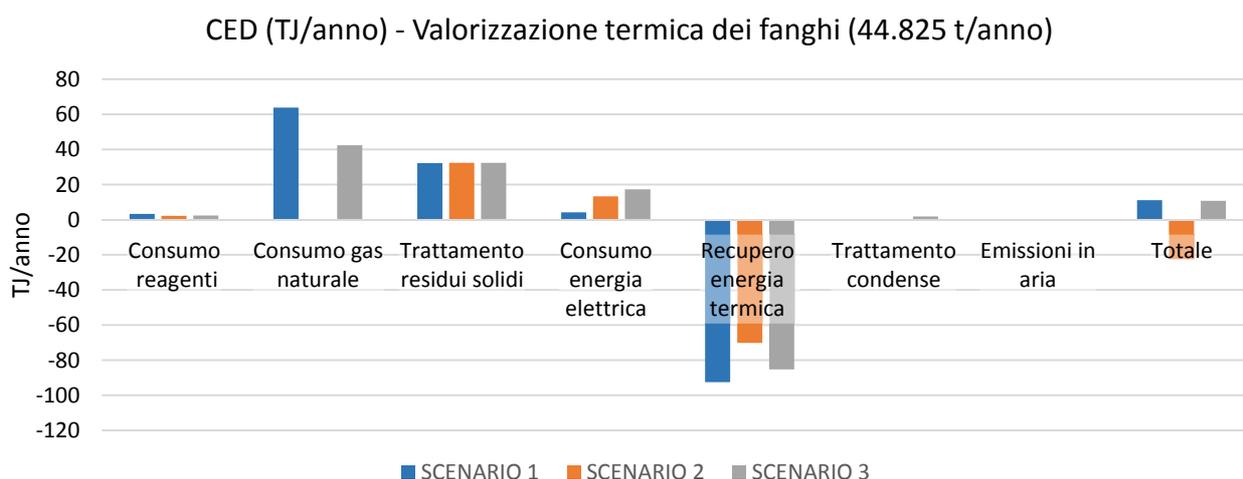
<sup>2</sup> Gli impatti sono relativi allo scenario di trattamento complessivo: 61% dei fanghi a valorizzazione termica, 21% dei fanghi a recupero agricolo e 18% dei fanghi all'essiccatore di San Giuliano M.se con successivo invio all'impianto di valorizzazione. La valorizzazione termica nei tre scenari è effettuata con modalità differente (si veda il paragrafo 1.2.1)



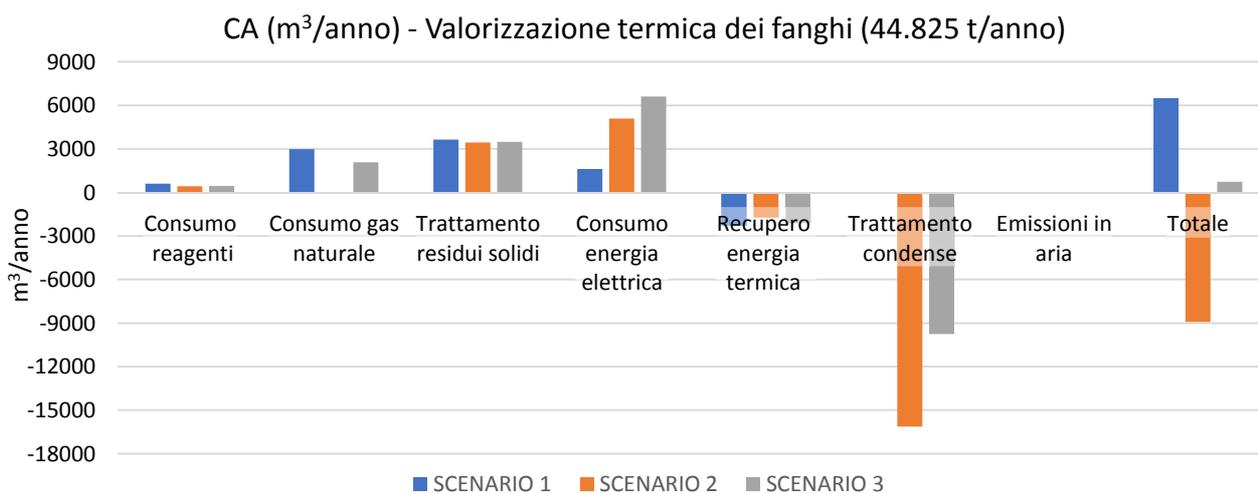
**Figura 3.5: Cumulative Energy Demand associata alle fasi principali della gestione futura dei fanghi biologici (69.021 t/anno) nei 3 scenari alternativi analizzati.**

Per i primi tre indicatori (CC\*/AO/CED), il vantaggio dello scenario 2 è legato al non consumo di gas naturale sia in fase di trattamento dei fanghi (il processo si autosostiene) che in fase di essiccazione preliminare (l'alimentazione dell'essiccatore avviene con parte del vapore recuperato dal trattamento termico e non tramite una fonte esterna di calore; Figura 3.6).

L'indicatore di consumo delle risorse idriche (Figura 3.7) presenta, invece, un beneficio ambientale legato al recupero delle condense in fase di pre-essiccazione (rilascio dell'acqua recuperata in un corpo idrico dopo opportuna depurazione). Tra le tre alternative, lo scenario 2 recupera il maggior quantitativo di risorsa idrica poiché prevede l'essiccazione preliminare di tutti i fanghi disidratati destinati a trattamento anziché di una sola parte (scenario 3) o di nessuna quantità (scenario 1).



**Figura 3.6: Cumulative Energy Demand associata alle fasi principali del processo di valorizzazione termica dei fanghi (44.825 t/anno) nei 3 scenari alternativi di gestione.**



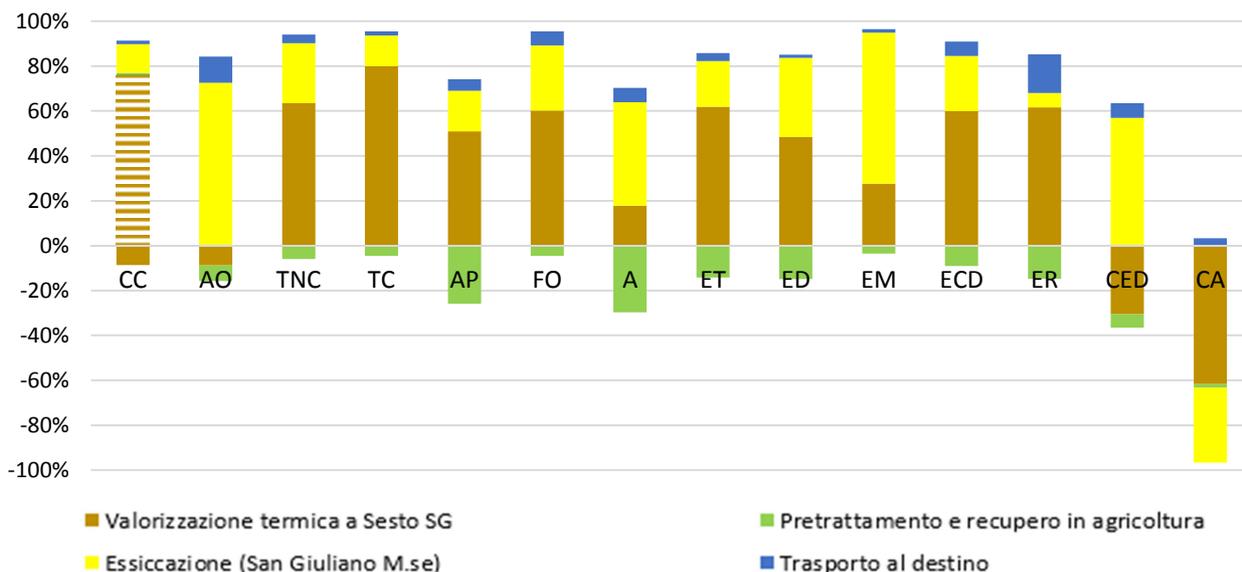
**Figura 3.7: valore dell'indicatore consumo delle risorse idriche per le fasi principali del processo di valorizzazione termica dei fanghi (44.825 t/anno) nei 3 scenari alternativi di gestione.**

In accordo con i risultati esposti sopra, lo scenario 2, migliore per 9 indicatori, è stato preso come riferimento per l'analisi ambientale della gestione futura dei fanghi biologici del Gruppo CAP.

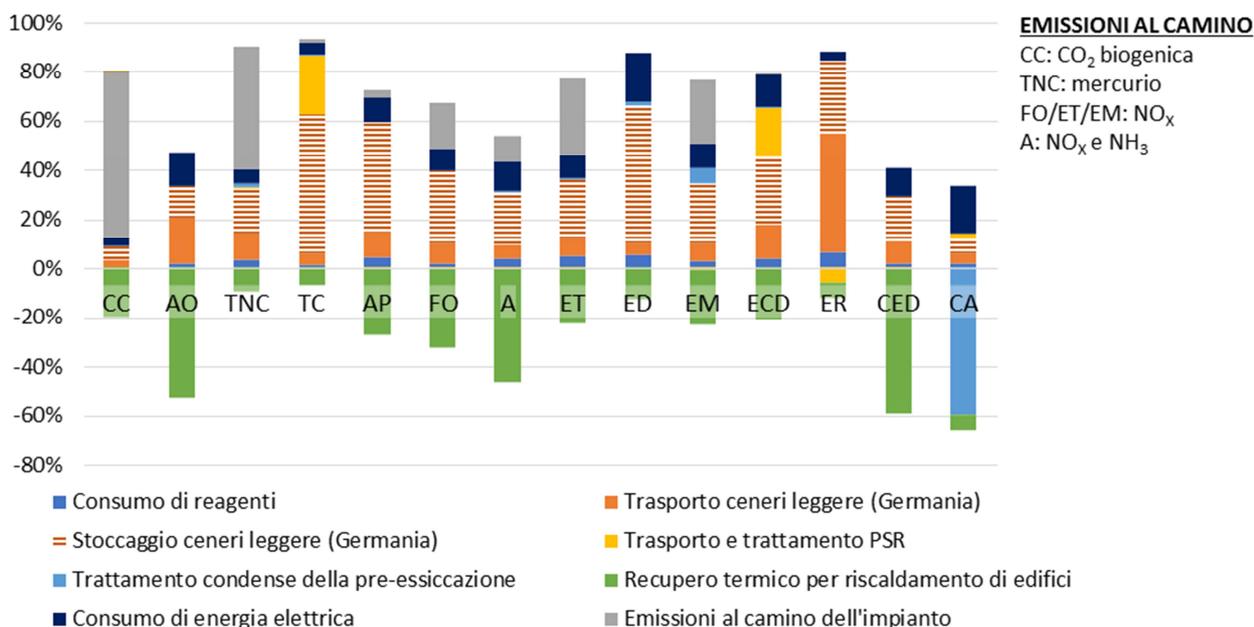
La gestione futura determina complessivamente un carico sull'ambiente in tutti gli indicatori analizzati ad eccezione del *consumo delle risorse idriche*, in cui si verifica un beneficio associato al recupero delle condense nelle fasi di essiccazione a Sesto SG e San Giuliano M.se (Tabella 3.2).

I carichi del sistema risultano principalmente associati alla fase di essiccazione dei fanghi a San Giuliano M.se per gli indicatori *assottigliamento dello strato di ozono*, *acidificazione*, *eutrofizzazione marina* e *CED* e al trattamento di valorizzazione termica a Sesto SG in tutte le altre categorie. Il trasporto dei fanghi ai vari destini presenta, invece, un contributo trascurabile, grazie al miglioramento del parco automezzi (uso di camion di sola classe Euro 6) e alla riduzione delle distanze percorse (i trattamenti dei fanghi sono effettuati prevalentemente in Provincia di Milano). Anche i benefici associati al recupero in agricoltura risultano generalmente di entità irrisoria a causa dei quantitativi ridotti inviati a tale destino (21% in peso; Figura 3.8). Focalizzandosi più in dettaglio sul processo di valorizzazione termica dei fanghi a Sesto SG (Figura 3.9), ancora in fase di progettazione, si osserva che i carichi ambientali sono principalmente associati alla gestione delle ceneri leggere (categorie TC/AP/FO/A/ET/ED/EM/ECD/ER), alle emissioni al camino dell'impianto (categorie CC/TNC/ET e EM) e al trattamento di recupero dei prodotti sodici residui (smaltimento dei residui solidi pericolosi del processo nelle categorie TC ed ECD).

I benefici sull'ambiente sono invece riconducibili al recupero di calore per il riscaldamento di edifici (*assottigliamento dello strato di ozono* e *Cumulative Energy Demand*) e al recupero delle condense in fase di pre-essiccazione per l'indicatore di *consumo delle risorse idriche* (Figura 3.9).



**Figura 3.8: contributi agli impatti e al consumo delle risorse idriche per lo scenario 2 di gestione futura dei fanghi biologici. Nella categoria cambiamento climatico i contributi con tratteggio orizzontale rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica nei diversi destini.**



**Figura 3.9: contributi agli impatti e al consumo delle risorse idriche della fase di valorizzazione termica dei fanghi a Sesto SG per lo scenario 2 (trattamento previa essiccazione interna di tutti i fanghi disidratati).**

### 3.1.3 Confronto tra la gestione attuale e futura dei fanghi

Confrontando la gestione futura dei fanghi nelle condizioni migliori (scenario 2) con quella dell'anno 2016 (scenario AS IS), lo scenario futuro risulta peggiorativo per 8 categorie (CC/AO/TC/AP/FO/A/ET e ER), migliorativo per 5 indicatori (TNC/EM/ECD/CED e CA) e confrontabile (differenza di impatto inferiore al 10%) per la categoria di *eutrofizzazione delle acque dolci* (Figura 3.10).

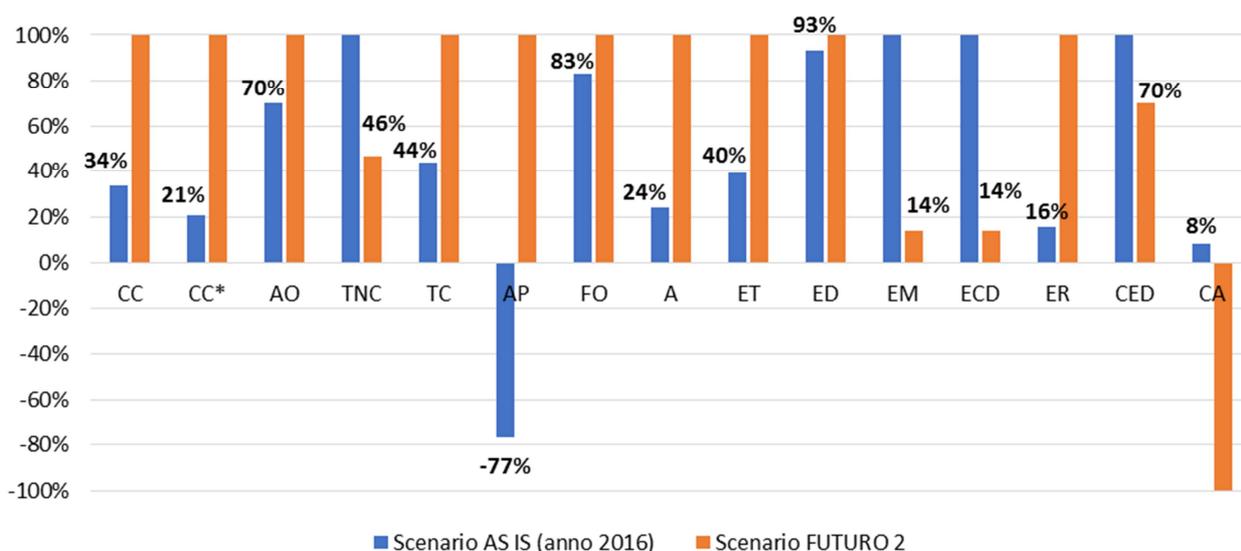
Gli svantaggi ambientali della gestione futura sono fondamentalmente legati alla parziale sostituzione della fase di recupero agricolo, benefica per l'ambiente, con un processo di valorizzazione termica che, invece,

determina carichi ambientali principalmente associati alla gestione delle ceneri leggere e alle emissioni al camino dell'impianto (si veda la Figura 3.11 riportata a titolo di esempio per le 8 categorie).

I benefici ambientali della gestione futura sono invece riconducibili a molteplici aspetti:

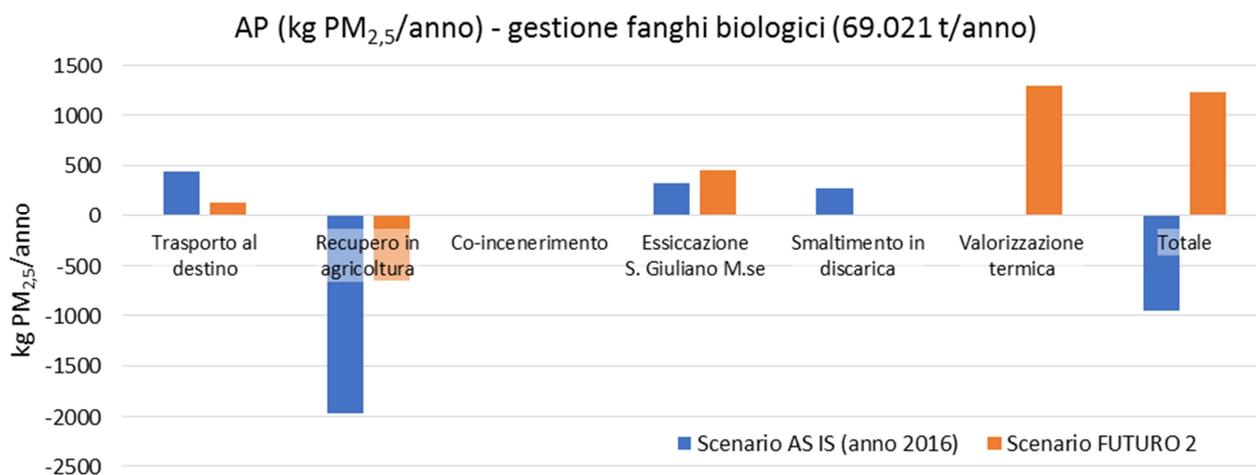
- *categorie TNC/EM/ECD*: la gestione futura non prevede una fase di smaltimento diretto dei fanghi in discarica, trattamento che comporta dei carichi ambientali significativi nello scenario attuale (Figura 3.1);
- *indicatore Cumulative Energy Demand*: i carichi ambientali della gestione attuale sono dovuti al consumo di gas naturale nel processo di essiccazione a San Giuliano M.se e alla fase di trasporto dei fanghi (Figura 3.1). Nella gestione futura dei fanghi si mantiene la fase di essiccazione a S Giuliano M.se ma è previsto un miglioramento nella fase di trasporto (mezzi Euro 6 e riduzione delle distanze) e un recupero di calore per il riscaldamento di edifici nel processo di valorizzazione termica a Sesto SG (risparmio di gas naturale per le caldaie domestiche tradizionali; Figura 3.8);
- *consumo delle risorse idriche*: la gestione futura prevede una fase aggiuntiva di essiccazione dei fanghi a Sesto SG, con ulteriore recupero di condense restituite all'ambiente dopo opportuna depurazione.

È bene sottolineare che nel caso in cui la gestione attuale dei fanghi non possa prevederne un recupero in agricoltura (scenario AS IS, no agricoltura), il confronto con lo scenario futuro porta a risultati differenti. Lo scenario futuro risulta in questo caso migliorativo per tutti gli indicatori analizzati ad eccezione del cambiamento climatico per il quale gli impatti delle due gestioni sono confrontabili (Figura 3.12). I benefici ambientali oscillano, in particolare, tra il 35% (assottigliamento dello strato di ozono) e il 127% (indicatore di consumo delle risorse idriche).

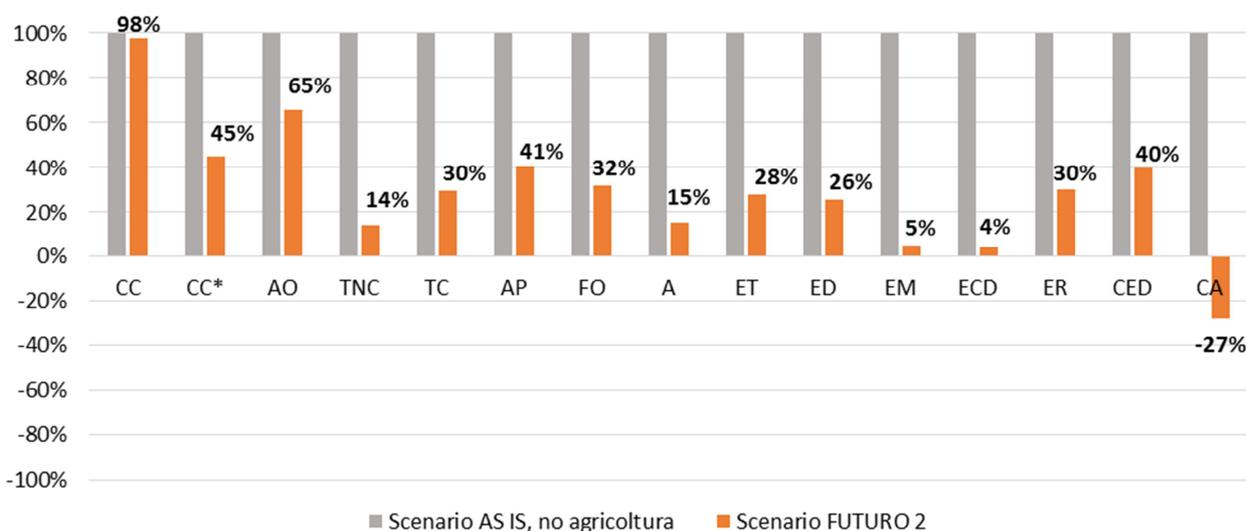


NOTA: nello scenario AS IS l'essiccazione a S. Giuliano M.se include anche il recupero dei fanghi essiccati in cementificio

**Figura 3.10: confronto delle prestazioni ambientali della gestione attuale (scenario AS IS) e futura (scenario 2) dei fanghi biologici. Per ogni indicatore, allo scenario caratterizzato dall'impatto/consumo maggiore in valore assoluto è stato associato il valore di 100% (impatto/consumo con segno positivo) o di - 100% (impatto/consumo con segno negativo).**



**Figura 3.11: contributi agli impatti della categoria *assunzione di materiale particolato* associati alle fasi principali della gestione attuale (scenario AS IS) e futura (scenario 2) di 69.021 t/anno di fanghi biologici.**



**Figura 3.12: confronto delle prestazioni ambientali della gestione attuale (scenario AS IS, no agricoltura) e futura dei fanghi biologici (scenario 2). Per ogni indicatore, allo scenario caratterizzato dall'impatto/consumo maggiore è stato associato il valore di 100%.**

## 3.2 Frazioni di rifiuto urbano (RUR e FORSU)

### 3.2.1 Scenario di gestione attuale

La Tabella 3.3 riporta il valore dei 14 indicatori ambientali analizzati in riferimento alla gestione attuale di 57.176 t/anno di RUR e FORSU nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.

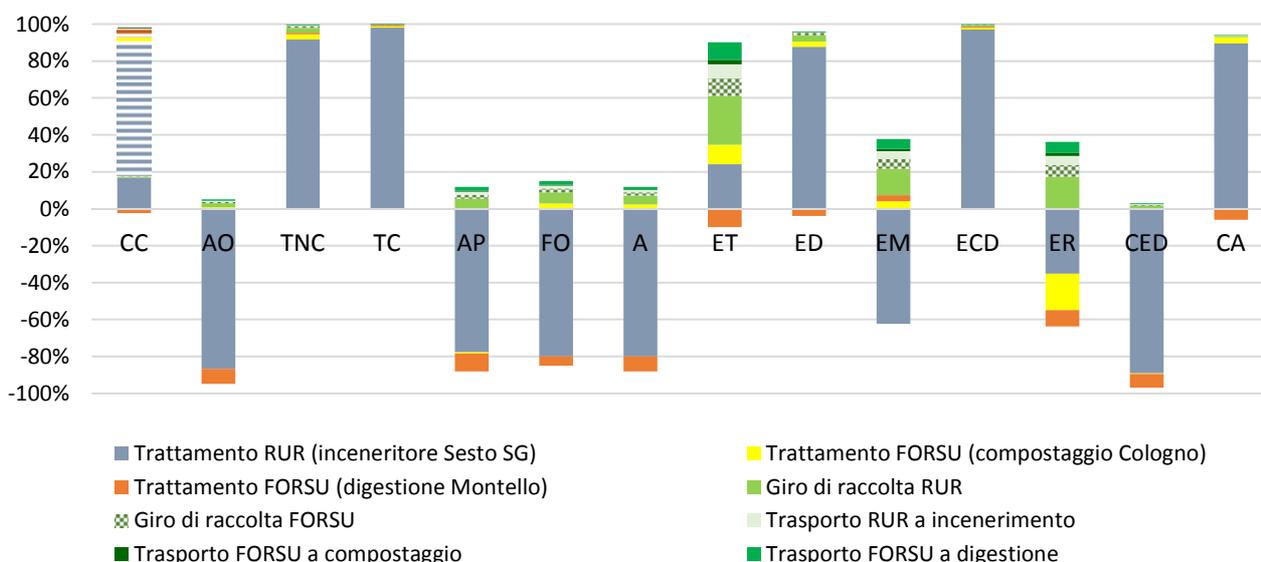
La gestione attuale del rifiuto urbano, così come organizzata nell'anno 2016, comporta dei benefici sull'ambiente (impatti complessivi con segno negativo) per 7 indicatori analizzati (AO/AP/FO/A/EM/ER e CED) e dei carichi per le altre categorie e l'indicatore di *consumo delle risorse idriche*.

Dall'analisi dei contributi dei processi coinvolti (Figura 3.13), emerge che i benefici e i carichi ambientali del sistema sono principalmente associati all'incenerimento del RUR presso il termovalorizzatore di Sesto SG, ad eccezione delle categorie di *eutrofizzazione terrestre*, *eutrofizzazione marina* ed *esaurimento delle risorse minerali e fossili* dove si evidenzia un contributo non trascurabile anche della fase di raccolta domiciliare del rifiuto. Il trattamento della FORSU fornisce, invece, un ruolo secondario sulle prestazioni

ambientali del sistema, a causa del ridotto quantitativo raccolto (25% del rifiuto complessivo). In ogni caso, il trattamento di compostaggio comporta generalmente dei carichi sull'ambiente (per 11 su 14 indicatori) mentre il processo di digestione anaerobica dei benefici (per 9 su 14 indicatori) grazie al recupero di energia elettrica dalla trattamento del biogas.

**Tabella 3.3: indicatori di impatto ambientale e di consumo delle risorse idriche associati alla gestione attuale di RUR e FORSU (57.176 t/anno) nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. Per la categoria cambiamento climatico si riporta sia l'impatto complessivo che l'impatto con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica.**

Indicatore ambientale	Scenario attuale
Cambiamento climatico - complessivo (kg CO <sub>2</sub> eq.)	4,33×10 <sup>7</sup>
Cambiamento climatico - no CO <sub>2</sub> biogenica (kg CO <sub>2</sub> eq.)	7,15×10 <sup>6</sup>
Assottigliamento dello strato di ozono (kg CFC-11 eq.)	- 1,59
Tossicità umana, effetti non cancerogeni (CTUh)	3,23
Tossicità umana, effetti cancerogeni (CTUh)	8,03
Assunzione di materiale particolato (kg PM <sub>2,5</sub> eq.)	- 1272,92
Formazione di ozono fotochimico (kg COVNM eq.)	- 1,47×10 <sup>4</sup>
Acidificazione (moli H <sup>+</sup> eq.)	- 1,92×10 <sup>4</sup>
Eutrofizzazione terrestre (moli N eq.)	1,23×10 <sup>4</sup>
Eutrofizzazione delle acque dolci (kg P eq.)	1096,27
Eutrofizzazione marina (kg N eq.)	- 618,33
Ecotossicità per gli ecosistemi d'acqua dolce (CTUe)	3,72×10 <sup>8</sup>
Esaurimento delle risorse minerali e fossili (kg Sb eq.)	- 21,14
Cumulative Energy Demand (TJ)	- 207,85
Consumo delle risorse idriche (m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	6,05×10 <sup>4</sup>

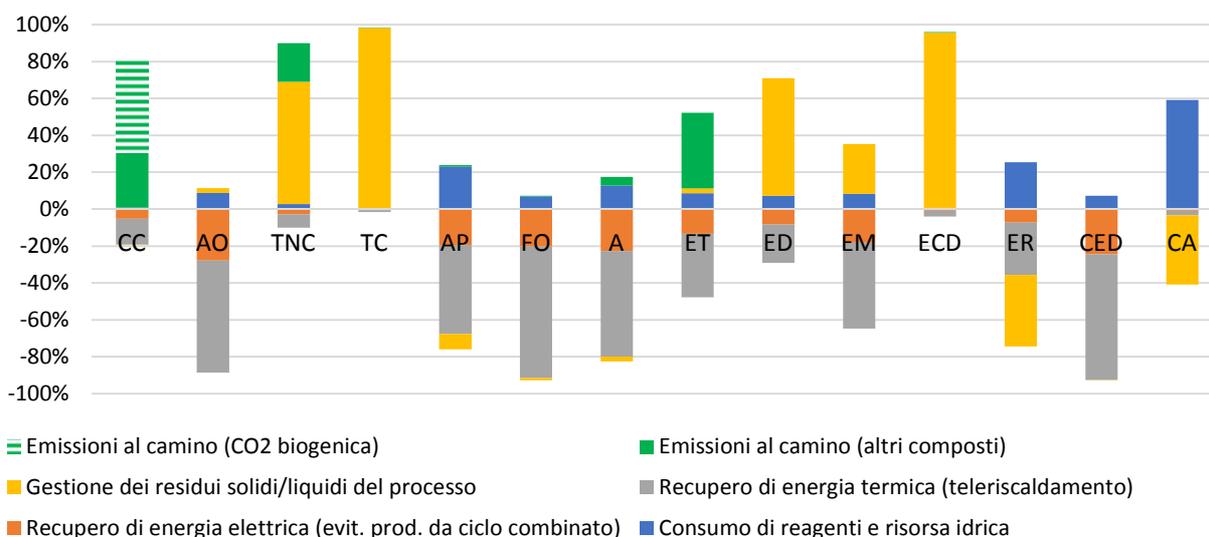


**Figura 3.13: analisi dei contributi per lo scenario attuale di gestione delle frazioni di rifiuto urbano (RUR e FORSU) nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. Nella categoria cambiamento climatico i contributi con tratteggio orizzontale rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica nei diversi destini.**

Analizzando più nel dettaglio i contributi della sola fase di incenerimento a Sesto SG (Figura 3.14), si osserva che i benefici del processo per le categorie AO/AP/FO/A/EM/ER e l'indicatore CED sono principalmente associati al recupero di energia termica per il teleriscaldamento e al trattamento delle scorie di fondo (recupero dei rottami metallici non ferrosi) per la sola categoria di *esaurimento delle risorse minerali e fossili*.

I carichi sull'ambiente sono invece dovuti a diverse fasi di trattamento:

- *cambiamento climatico*: emissione di anidride carbonica al camino dell'inceneritore. 63% di tale emissione risulta di origine biogenica a causa dell'elevato contenuto di frazione organica nel RUR per la scarsa efficienza della raccolta differenziata;
- *tossicità umana, eutrofizzazione delle acque dolci ed ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce*: fase di smaltimento delle ceneri leggere in una discarica per rifiuti pericolosi. Per le sole categorie di *tossicità umana effetti cancerogeni ed eco-tossicità* un contributo non trascurabile agli impatti è fornito anche dal processo di recupero delle scorie (smaltimento degli incombusti e fase di upgrading e riciclo del rottame ferroso recuperato);
- *eutrofizzazione terrestre*: emissione al camino di ossidi di azoto e di ammoniaca;
- *consumo delle risorse idriche*: alta richiesta di acqua riconducibile alla presenza di una linea di trattamento dei fumi ad umido.



**Figura 3.14: analisi dei contributi per la fase di incenerimento del rifiuto urbano residuo presso il termovalorizzatore di Sesto SG.**

### 3.2.2 Scenario di gestione futura

La Tabella 3.4 riporta il valore dei 14 indicatori ambientali analizzati in riferimento alla gestione futura di 57.176 t/anno di RUR e FORSU nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.

La gestione futura del rifiuto urbano comporta dei benefici sull'ambiente nelle categorie di *assottigliamento dello strato di ozono, assunzione di materiale particolato, formazione di ozono fotochimico, acidificazione, eutrofizzazione terrestre e marina, esaurimento delle risorse minerali e fossili* e per la *Cumulative Energy Demand*. I benefici del sistema sono associati sia alla fase di incenerimento del RUR presso l'impianto Silla 2, grazie al recupero di energia elettrica e termica (Figure 3.15 e 3.16), che al processo di digestione anaerobica della FORSU con il recupero di bio-metano per autotrazione (Figure 3.15 e 3.17).

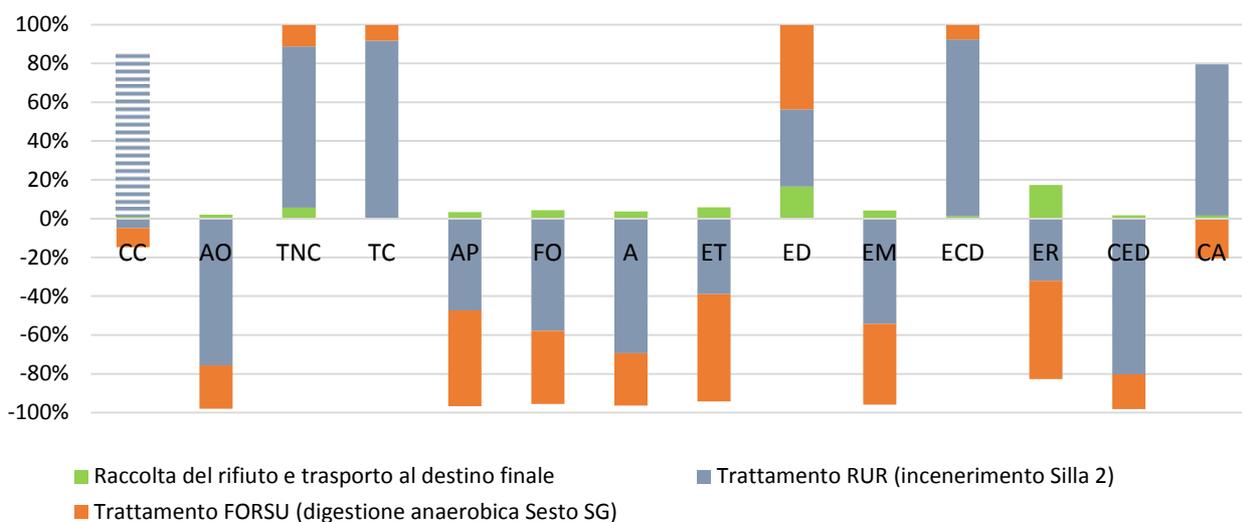
Per le categorie di *cambiamento climatico, tossicità umana, eutrofizzazione delle acque dolci, ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce* e l'indicatore di *consumo delle risorse idriche* il sistema comporta invece

complessivamente dei carichi sull'ambiente. Negli indicatori CC/TNC/TC/ECD e CA l'impatto è riconducibile al processo di incenerimento del rifiuto urbano residuo con le stesse motivazioni fornite nello scenario attuale per l'inceneritore di Sesto SG (Figura 3.16). Nella categoria di *eutrofizzazione delle acque dolci* si evidenzia, invece, anche un contributo significativo da parte del processo di digestione anaerobica, essenzialmente riconducibile al consumo di energia elettrica del processo (Figura 3.17).

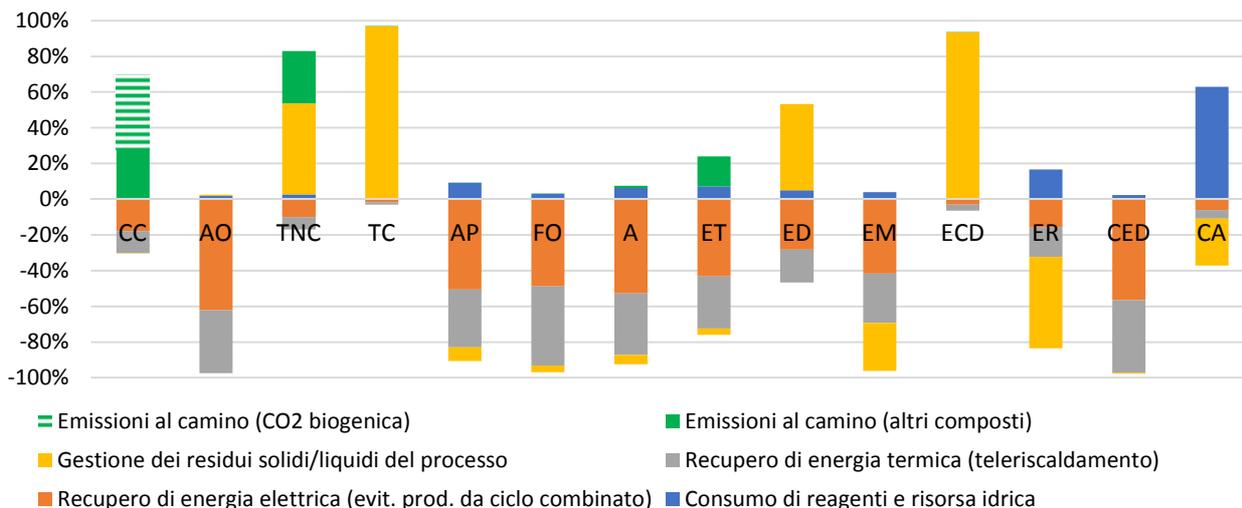
In conclusione, si osserva che le fasi di raccolta del rifiuto e di trasporto ai singoli impianti di trattamento comportano nella gestione futura dei contributi irrilevanti all'impatto complessivo.

**Tabella 3.4: indicatori di impatto ambientale e di consumo delle risorse idriche associati alla gestione futura di RUR e FORSU (57.176 t/anno) nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. Per la categoria cambiamento climatico si riporta sia l'impatto complessivo che l'impatto con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica.**

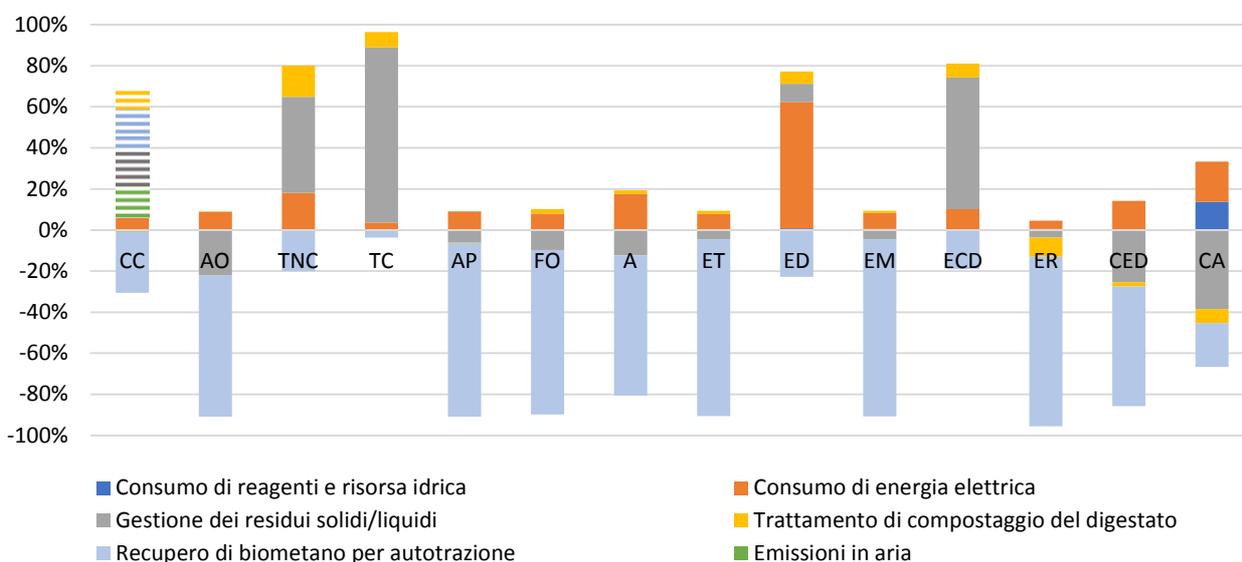
Indicatore ambientale	Scenario futuro
Cambiamento climatico - complessivo (kg CO <sub>2</sub> eq.)	3,38×10 <sup>7</sup>
Cambiamento climatico - no CO <sub>2</sub> biogenica (kg CO <sub>2</sub> eq.)	- 4,55×10 <sup>6</sup>
Assottigliamento dello strato di ozono (kg CFC-11 eq.)	- 4,00
Tossicità umana, effetti non cancerogeni (CTUh)	2,95
Tossicità umana, effetti cancerogeni (CTUh)	7,51
Assunzione di materiale particolato (kg PM <sub>2,5</sub> eq.)	- 5748,70
Formazione di ozono fotochimico (kg COVNM eq.)	- 4,49×10 <sup>4</sup>
Acidificazione (moli H <sup>+</sup> eq.)	- 5,65×10 <sup>4</sup>
Eutrofizzazione terrestre (moli N eq.)	- 1,05×10 <sup>5</sup>
Eutrofizzazione delle acque dolci (kg P eq.)	464,90
Eutrofizzazione marina (kg N eq.)	- 1,37×10 <sup>4</sup>
Ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce (CTUe)	3,47×10 <sup>8</sup>
Esaurimento delle risorse minerali e fossili (kg Sb eq.)	- 126,77
Cumulative Energy Demand (TJ)	- 429,46
Consumo delle risorse idriche (m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	3,01×10 <sup>4</sup>



**Figura 3.15: analisi dei contributi per lo scenario futuro di gestione di RUR e FORSU (57.176 t/anno) nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A. Nella categoria cambiamento climatico i contributi con tratteggio orizzontale rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica nei diversi destini.**



**Figura 3.16: analisi dei contributi per la fase di incenerimento del RUR presso l'impianto Silla 2.**



**Figura 3.17: analisi dei contributi per la fase di digestione anaerobica della FORSU presso l'impianto di Sesto SG. Nella categoria cambiamento climatico i contributi con tratteggio orizzontale rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica nei diversi processi.**

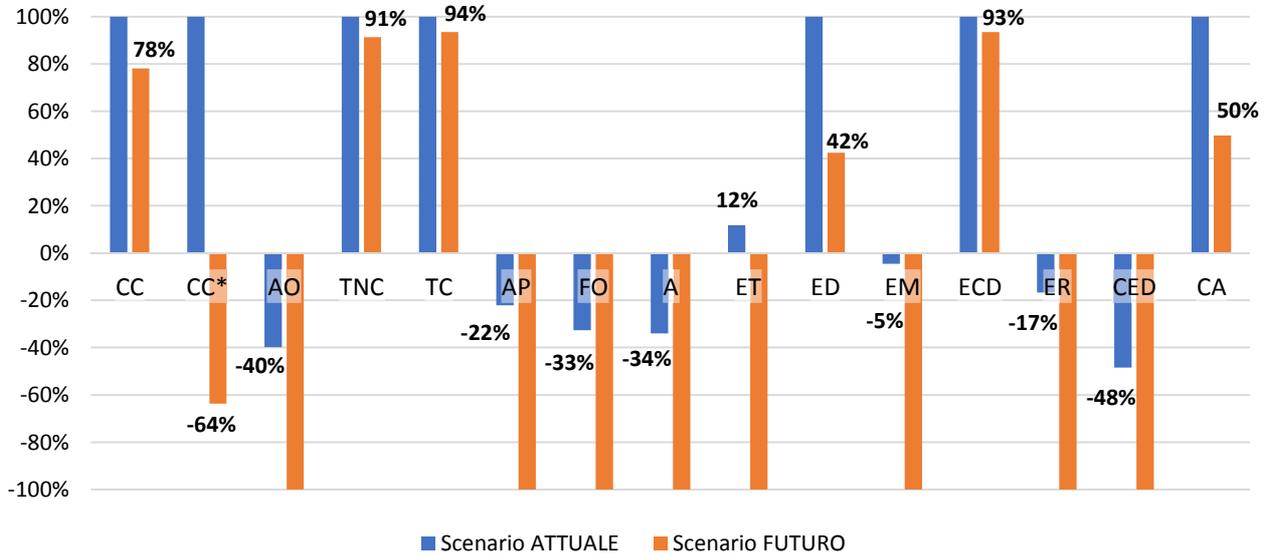
### 3.2.3 Confronto tra la gestione attuale e futura del rifiuto urbano

Operando un confronto tra gli scenari di gestione attuale e futura delle frazioni di rifiuto urbano (Figura 3.18), lo scenario futuro risulta migliorativo per 11 indicatori (CC/AO/AP/FO/A/ET/ED/EM/ER/CED e CA).

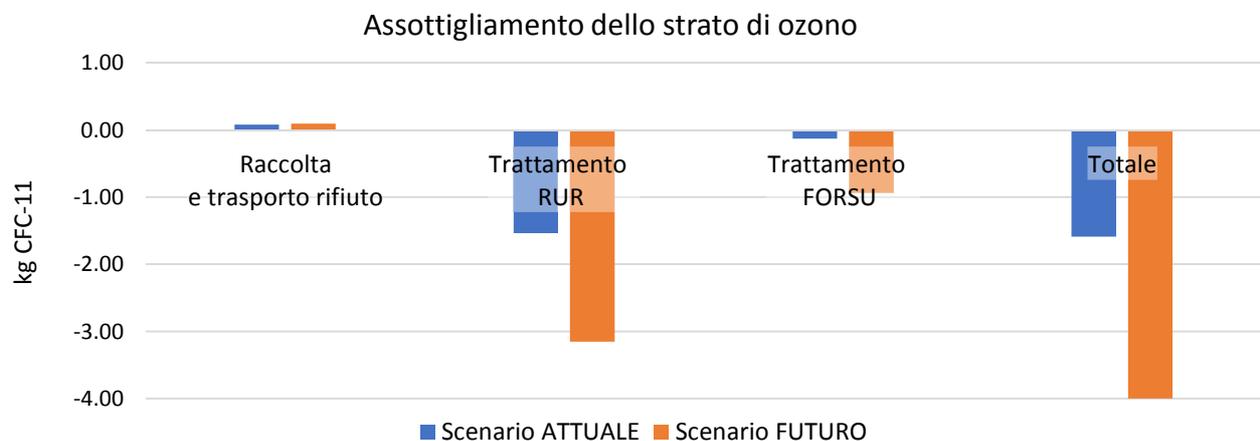
Come si può osservare dal grafico in Figura 3.19, riportato a titolo d'esempio per tutti gli indicatori citati, i benefici della gestione futura sono riconducibili alle modifiche apportate nel trattamento di entrambe le frazioni di rifiuto:

- trattamento del RUR: incenerimento presso il termovalorizzatore Silla 2, impianto relativamente vicino al luogo di raccolta e caratterizzato da un rendimento di recupero dell'energia elettrica maggiore rispetto all'inceneritore di Sesto SG ( $\eta_{\text{NETTO}}$  del 21,5% anziché del 5%);

- gestione della FORSU: incremento della raccolta differenziata sul territorio e conferimento di tutta la frazione (e non solo di una parte) in un impianto di digestione anaerobica, vicino al luogo di raccolta e caratterizzato dal recupero di biogas per la produzione di biometano.

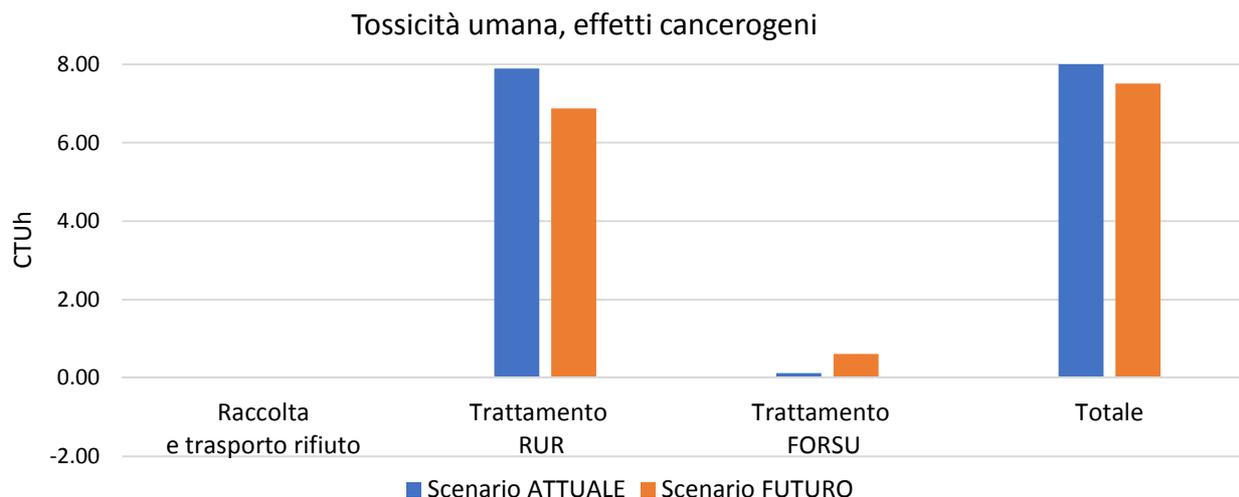


**Figura 3.18: confronto delle prestazioni ambientali degli scenari di gestione attuale e futura di RUR e FORSU. Per ogni indicatore, allo scenario caratterizzato dall'impatto/consumo maggiore in valore assoluto è stato associato il valore di 100% (impatto/consumo con segno positivo) o di -100% (impatto/consumo con segno negativo).**



**Figura 3.19: contributi agli impatti della categoria *assottigliamento dello strato di ozono* associati alle fasi principali del sistema di gestione attuale e futura di RUR e FORSU (57.176 t/anno).**

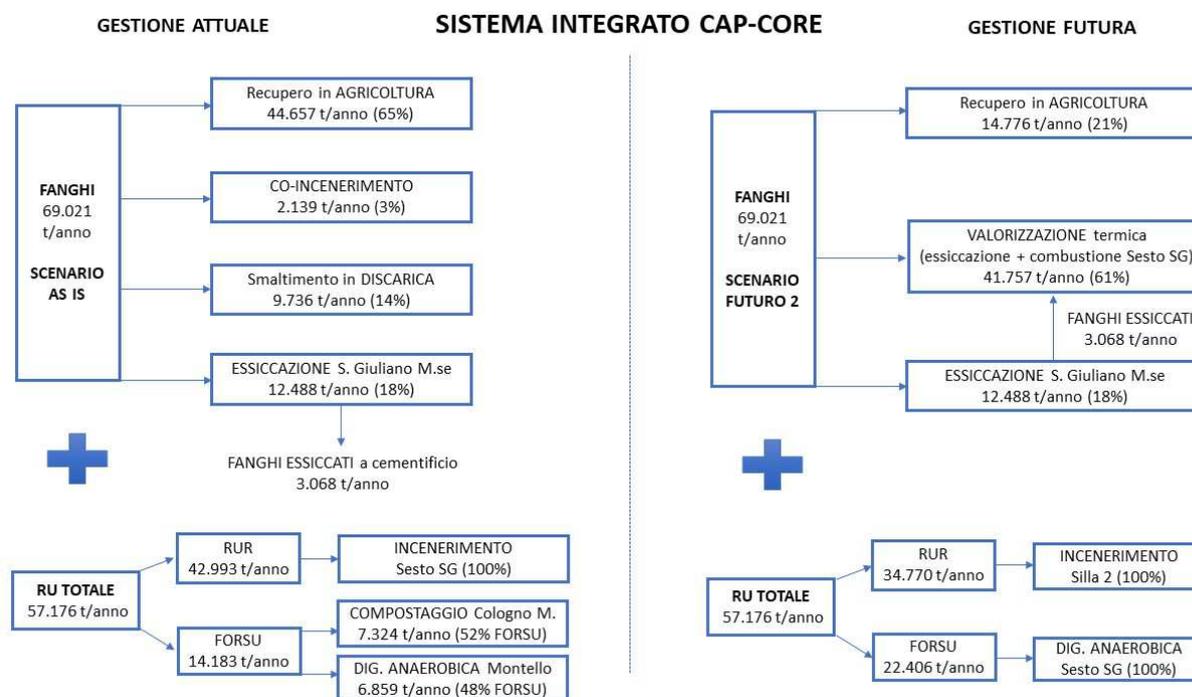
Per le categorie di *tossicità umana* e di *eco-tossicità per gli ecosistemi d'acqua dolce*, invece, i due scenari di gestione presentano impatti confrontabili (differenze inferiori al 10%). In queste categorie i carichi ambientali del sistema sono quasi esclusivamente riconducibili al trattamento dei residui solidi prodotti in fase di incenerimento del RUR e tale trattamento è simile per i due termovalorizzatori (Sesto SG nello scenario attuale e Silla 2 nello scenario futuro; Figura 3.20).



**Figura 3.20: contributi agli impatti della categoria *tossicità umana, effetti cancerogeni* associati alle fasi principali del sistema di gestione attuale e futura di RUR e FORSU (57.176 t/anno).**

### 3.3 Sistema integrato CAP-CORE

Il presente paragrafo analizza le prestazioni ambientali attuali e future del sistema integrato CAP-CORE, che prevede il trattamento di 69.021 t/anno di fanghi biologici in uscita dai 31 depuratori del Gruppo CAP e di 57.176 t/anno di RUR e FORSU prodotte nei 5 Comuni milanesi azionisti del Consorzio CORE S.p.A. Tra i differenti scenari analizzati per la gestione dei fanghi biologici (Paragrafo 1.2.1), lo studio del sistema complessivo ha considerato lo scenario AS IS nella gestione attuale e lo scenario 2 nella gestione futura, in accordo con il committente dello studio (Figura 3.21).



**Figura 3.21: sistema di trattamento integrato CAP - CORE nella gestione attuale (anno 2016) e futura.**

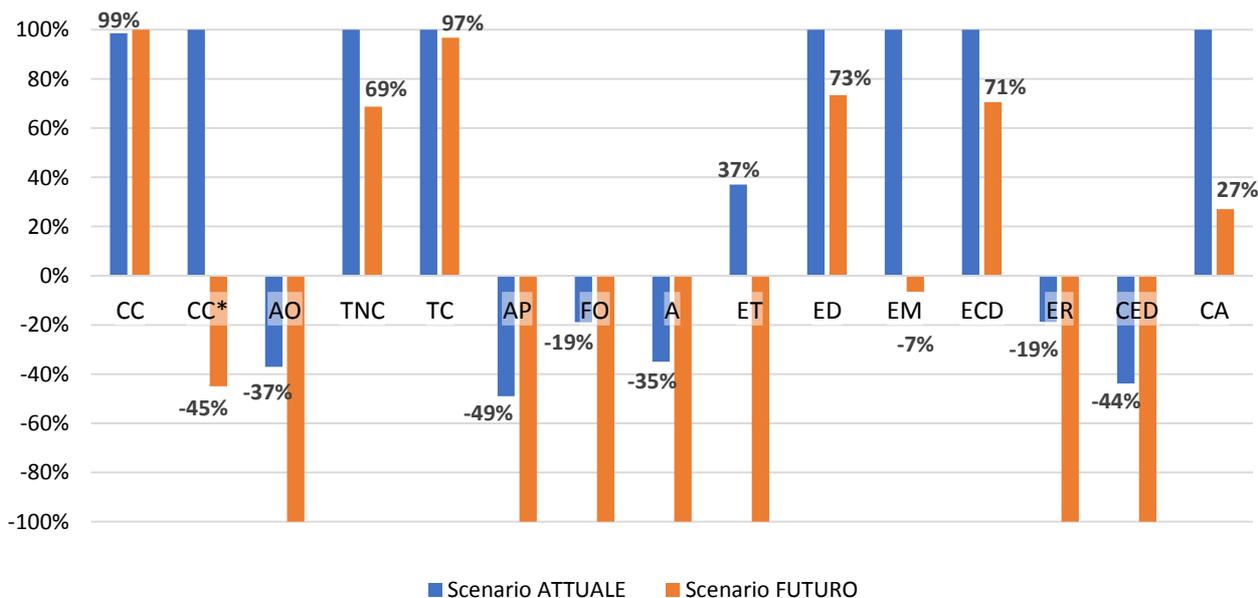
La Tabella 3.5 riporta il valore dei 14 indicatori ambientali in riferimento al sistema di trattamento considerato. Dall'analisi ambientale emerge che la nuova piattaforma integrata CAP-CORE è migliorativa, rispetto alla situazione attuale, per 12 dei 14 indicatori analizzati (Figura 3.22), con riduzioni degli impatti e dei consumi comprese tra il 27% (*eutrofizzazione delle acque dolci*) e il 137% (*eutrofizzazione terrestre*). I carichi e i benefici ambientali della nuova piattaforma sono principalmente associati alla gestione del RUR e della FORSU, ad eccezione della categoria *eutrofizzazione delle acque dolci* dove è invece il trattamento dei fanghi biologici a fornire il contributo maggiore all'impatto (Figura 3.23).

**Tabella 3.5: indicatori di impatto ambientale e di consumo delle risorse idriche per il sistema integrato CAP-CORE nella gestione attuale e futura (trattamento di 69.021 t/anno di fanghi e di 57.176 t/anno di rifiuto urbano). Per la categoria cambiamento climatico si riporta sia l'impatto complessivo che l'impatto con esclusione del contributo di CO<sub>2</sub> biogenica.**

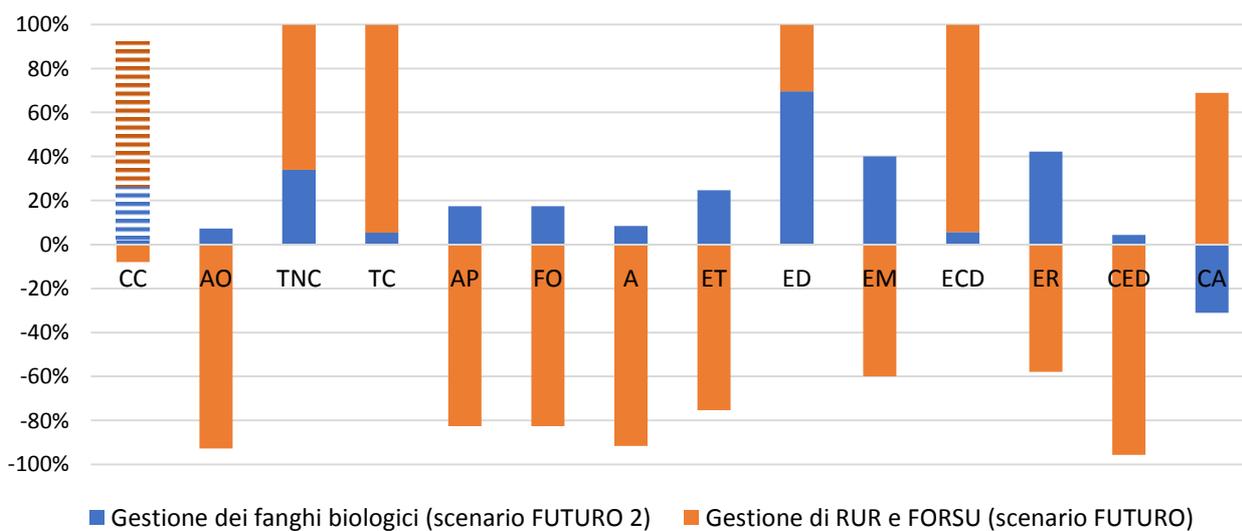
Indicatore ambientale	Gestione attuale <sup>3</sup>	Gestione futura <sup>4</sup>
Cambiamento climatico - complessivo (kg CO <sub>2</sub> eq.)	4,86×10 <sup>7</sup>	4,93×10 <sup>7</sup>
Cambiamento climatico - no CO <sub>2</sub> biogenica (kg CO <sub>2</sub> eq.)	7,41×10 <sup>6</sup>	- 3,33×10 <sup>6</sup>
Assottigliamento dello strato di ozono (kg CFC-11 eq.)	- 1,36	- 3,68
Tossicità umana, effetti non cancerogeni (CTUh)	6,53	4,48
Tossicità umana, effetti cancerogeni (CTUh)	8,22	7,95
Assunzione di materiale particolato (kg PM <sub>2,5</sub> eq.)	- 2216,05	- 4524,03
Formazione di ozono fotochimico (kg COVNM eq.)	- 6,70×10 <sup>3</sup>	- 3,54×10 <sup>4</sup>
Acidificazione (moli H <sup>+</sup> eq.)	- 1,79×10 <sup>4</sup>	- 5,12×10 <sup>4</sup>
Eutrofizzazione terrestre (moli N eq.)	2,60×10 <sup>4</sup>	- 7,03×10 <sup>4</sup>
Eutrofizzazione delle acque dolci (kg P eq.)	2094,56	1536,29
Eutrofizzazione marina (kg N eq.)	6,66×10 <sup>4</sup>	- 4,49×10 <sup>3</sup>
Ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce (CTUe)	5,23×10 <sup>8</sup>	3,69×10 <sup>8</sup>
Esaurimento delle risorse minerali e fossili (kg Sb eq.)	- 6,34	- 33,80
Cumulative Energy Demand (TJ)	- 179,33	- 409,40
Consumo delle risorse idriche (m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O)	6,17×10 <sup>4</sup>	1,66×10 <sup>4</sup>

<sup>3</sup> Gli impatti sono relativi allo scenario AS IS di trattamento dei fanghi biologici e allo scenario attuale di gestione di RUR e FORSU;

<sup>4</sup> Gli impatti sono relativi allo scenario 2 di trattamento futuro dei fanghi biologici e allo scenario futuro di gestione di RUR e FORSU.



**Figura 3.22: confronto delle prestazioni ambientali della piattaforma integrata CAP-CORE nella gestione attuale e futura. Per ogni indicatore, allo scenario caratterizzato dall'impatto/consumo maggiore in valore assoluto è stato associato il valore di 100% (impatto/consumo con segno positivo) o di -100% (impatto/consumo con segno negativo).**



**Figura 3.23: analisi dei contributi per lo scenario futuro di gestione integrata CAP-CORE. Nella categoria cambiamento climatico i contributi con tratteggio orizzontale rappresentano le emissioni di CO<sub>2</sub> biogenica.**

## Conclusioni

Lo studio ha confrontato, mediante la metodologia LCA, le prestazioni ambientali del sistema di trattamento integrato CAP - CORE, nella situazione attuale (anno 2016) e futura. Tale sistema prevede il trattamento di 69.021 t/anno di fanghi biologici in uscita dai 31 depuratori del Gruppo CAP e di 57.176 t/anno di RUR e FORSU prodotte nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.

L'analisi ha considerato un ampio spettro di indicatori (12 categorie di impatto sull'ambiente e sulla salute umana, un indicatore energetico e uno di consumo delle risorse idriche) e si è focalizzata, dapprima, separatamente sulla gestione dei fanghi e delle frazioni di rifiuto, per effettuare poi una valutazione finale del sistema di trattamento complessivo.

Per quanto concerne la gestione dei fanghi biologici, il sistema di trattamento attuale del Gruppo CAP (anno 2016) prevede il recupero agricolo del 65% dei fanghi e la ripartizione della quantità rimanente tra essiccazione termica con successivo invio a cementificio (18%), smaltimento in discarica (14%) e co-incenerimento (3%). Un sistema di gestione così organizzato porta complessivamente dei carichi sull'ambiente riconducibili, a seconda degli indicatori, al trasporto dei fanghi ai singoli destini e a quasi tutte le fasi di trattamento (smaltimento in discarica, essiccazione e co-incenerimento). Solo la fase di recupero dei fanghi in agricoltura presenta dei benefici ambientali evidenti, dovuti all'evitato consumo di fertilizzanti minerali azotati e fosfatici.

Nel caso in cui, come sembra, la normativa sui fanghi non dovesse più permetterne lo spargimento su suolo agricolo, le prestazioni ambientali legate alla loro gestione, così come attualmente concepita, peggiorerebbero in maniera significativa. L'aumento degli impatti sarebbe riconducibile sia all'incremento dei quantitativi inviati a discarica (41%) e a co-incenerimento (41%), che all'aumento della distanza percorsa su strada per il conferimento dei fanghi presso gli inceneritori nel Nord Europa (la capacità di trattamento nei termovalorizzatori italiani non può infatti eccedere quanto accettato attualmente).

Sulla base di questi presupposti, il Gruppo CAP ha formulato uno scenario di trattamento futuro dei propri fanghi che prevede che il 61% sia inviato a valorizzazione termica in un nuovo impianto dedicato a Sesto San Giovanni, il 18% a essiccazione termica seguita dall'invio al nuovo impianto dedicato e solo il 21% a recupero in agricoltura.

Rispetto alla situazione attuale che punta sul recupero in agricoltura, lo scenario futuro proposto risulta peggiorativo per 8 dei 14 indicatori analizzati anche nelle migliori condizioni ambientali di esecuzione del processo di valorizzazione termica (trattamento a Sesto SG con essiccazione preliminare nello stesso impianto). Lo svantaggio è legato al fatto che il beneficio attuale del recupero agricolo si perde a favore di un processo di valorizzazione termica che determina, invece, carichi ambientali principalmente associati allo smaltimento delle ceneri leggere e alle emissioni al camino. Tali carichi potrebbero diminuire se in futuro le ceneri venissero inviate a un trattamento finalizzato al recupero del fosforo per la produzione di fertilizzanti. Comunque, qualora la normativa dei fanghi dovesse effettivamente limitarne a breve lo spargimento sul suolo, lo scenario di gestione futura proposto dal Gruppo CAP diventerebbe migliorativo rispetto alla gestione attuale per 13 dei 14 indicatori, con benefici ambientali oscillanti tra il 35% (*assottigliamento dello strato di ozono*) e il 127% (indicatore di *consumo delle risorse idriche*).

Passando al rifiuto urbano (RUR e FORSU), la gestione attuale prevede l'incenerimento del RUR (75% in peso) presso il termovalorizzatore di Sesto SG e la ripartizione equa della quantità di FORSU tra un processo di compostaggio e uno di digestione anaerobica. Tale gestione comporta complessivamente dei benefici sull'ambiente per 7 indicatori analizzati (AO/AP/FO/A/EM/ER e CED) e dei carichi per le altre categorie e l'indicatore di *consumo delle risorse idriche*.

Gli impatti del sistema sono principalmente associati all'incenerimento del RUR, più nello specifico al recupero dell'energia termica nel caso si verifichi un beneficio ambientale e al trattamento dei residui solidi, alle emissioni al camino o al consumo di risorsa idrica per quanto concerne i carichi ambientali.

Rispetto alla gestione attuale, lo scenario futuro di trattamento del rifiuto urbano risulta migliorativo per 11 dei 14 indicatori analizzati. Tali benefici sono riconducibili alle modifiche apportate nel trattamento di entrambe le frazioni di rifiuto:

- RUR: incenerimento presso il termovalorizzatore Silla 2, impianto relativamente vicino al luogo di raccolta e caratterizzato da un rendimento di recupero dell'energia elettrica maggiore rispetto all'inceneritore di Sesto SG;
- FORSU: incremento della raccolta differenziata sul territorio e conferimento di tutta la frazione (e non solo di una parte) in un impianto di digestione anaerobica, vicino al luogo di raccolta e caratterizzato dal recupero di biogas per la produzione di biometano.

Analizzando da ultimo il sistema di trattamento complessivo, emerge che la nuova piattaforma integrata CAP-CORE è ambientalmente migliorativa, rispetto alla situazione di trattamento attuale, per 12 dei 14 indicatori analizzati, con riduzioni degli impatti e dei consumi comprese tra il 27% (*eutrofizzazione delle acque dolci*) e il 137% (*eutrofizzazione terrestre*). Nell'eventualità che in futuro venga introdotto un trattamento di recupero del fosforo per la produzione di fertilizzanti dalle ceneri dell'incenerimento dei fanghi, l'impatto complessivo dell'intervento potrebbe risultare ulteriormente migliorativo.

I carichi e i benefici ambientali della nuova piattaforma sono principalmente associati alla gestione del RUR e della FORSU, ad eccezione della categoria *eutrofizzazione delle acque dolci* dove è invece il trattamento dei fanghi biologici a fornire il contributo maggiore all'impatto.

## Bibliografia

- A2A Ambiente (2016). *Impianto di termovalorizzazione rifiuti “Silla 2” - Relazione annuale sul funzionamento e la sorveglianza dell’impianto. Periodo: 1/1/2015 ÷ 31/12/2015*. Documento disponibile sul sito della società: <http://www.a2aambiente.eu/gruppo/cms/ambiente/>
- A2A Ambiente (2017). *Termovalorizzatore Silla 2 - Dichiarazione Ambientale Anno 2017 (Dati aggiornati al 31/12/2016)*. Documento disponibile sul sito della società: <http://www.a2aambiente.eu/gruppo/cms/ambiente/>
- Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente, ANPA (2000). *Database I-LCA, Banca dati italiana a supporto della valutazione del ciclo di vita*. ANPA, Unità per la qualità ecologica dei prodotti.
- Allegrini E., Vadenbo C., Boldrin A., Astrup T.F. (2015). *Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash*. Journal of Environmental Management 151:132-143. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.11.032.
- Ambienthesis S.p.A. (2017). *Comunicazione personale sui dati di inertizzazione delle ceneri leggere presso l’impianto di Orbassano*.
- Amsa S.p.A. (2011). *Procedura Negoziata n° 46/2011: servizio di prelievo, trasporto, trattamento finalizzato al recupero e/o smaltimento delle ceneri leggere (ceneri di caldaia e da elettrofiltro), derivanti dall’attività del Termovalorizzatore Amsa Silla 2 ubicato in via Silla, 249 a Milano (C.E.R. 19.01.15)*. Documento disponibile sul sito: <https://www.pleiade.it/amsa/pleiade/?pagina=gareVincitori&hmac=563c52760b0ae54c91b3d0c4828e88f3>
- ARPA Lombardia (2014). *Dati impianti di trattamento rifiuti, reportistica 2013, Provincia di Bergamo*. <http://ita.arpalombardia.it/ITA/servizi/rifiuti/ditr/dati-impianti-2013.asp> (ultimo accesso ottobre 2016)
- ARPA Lombardia (2017) - Applicativo O.R.So. (Osservatorio Rifiuti Sovraregionale) 3.0. *Dati di produzione della FORSU e del RUR nei 5 Comuni azionisti del Consorzio CORE S.p.A.* (ultimo accesso settembre 2017)
- Automobile Club d’Italia (2017). *Autoritratto 2016 - Consistenza parco veicoli - File Excel Circolante\_Copert\_2016*. File disponibile online sul sito: <http://www.aci.it/laci/studi-e-ricerche/dati-e-statistiche/autoritratto/autoritratto-2016.html> (ultimo accesso ottobre 2017)
- Bengtsson M., Lundin M., Molander S. (1997). *Life Cycle Assessment of Wastewater Systems, Technical Environmental Planning*. Report 1997, volume 9, Chalmers University of Technology, Göteborg, Svezia.
- Biganzoli L., Racanella G., Marras R., Rigamonti L. (2015). *High temperature abatement of acid gases from waste incineration. Part II: Comparative life cycle assessment study*. Waste Management 35: 127-134. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.10.021
- Biganzoli L. e Grosso M. (2017). *Metal recovery from dry discharged MSWI bottom ash*. Presentazione presso il workshop “Recovery technologies for waste incineration residues I”, 30-31 maggio 2017, Bologna, organizzato da COST Action “Mining the European Anthroposphere”
- Borghi G., Pantini S., Rigamonti L. (2017). *Analisi LCA a supporto della pianificazione della gestione dei rifiuti da costruzione e demolizione non pericolosi in Lombardia*. In pubblicazione su Ingegneria dell’Ambiente, volume 4 dell’anno 2017.
- Centemero M. (2010). *La frazione organica dei rifiuti e la digestione anaerobica*. Presentazione al convegno “La digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti urbani”, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, 23 marzo 2010
- Centemero M., Ricci M., Zanardi W., Dell’Anna D., Newman D. (2013). *CIC - Rapporto Annuale 2013*. Documento disponibile sul sito:

[https://www.compost.it/attachments/article/751/CIC\\_Rapporto\\_Annuale\\_2013.pdf](https://www.compost.it/attachments/article/751/CIC_Rapporto_Annuale_2013.pdf)

Cernuschi S., Giugliano M., Grosso M., Lonati G. (2003). *Trace organics atmospheric emissions from landfill gas production and flaring*. Atti di Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium; S. Margherita di Pula, Cagliari, 6-10 ottobre 2003

Cernuschi S., Grosso M. (responsabili scientifici), Biganzoli L., Dolci G., Marini S., Rigamonti L., Santella C. (2017). *Trattamento e recupero delle ceneri pesanti da incenerimento*. Rapporto finale per UTILITALIA, Area Ambiente, Piacenza, ottobre 2017.

Commissione Europea (2013). *Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni*. Raccomandazione 2013/179/UE, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 124 del 4 maggio 2013.

Consonni S., Giugliano M., Grosso M., Rigamonti L., Palini E., Begnis F. (2005). *Bilancio ambientale, energetico ed economico del recupero di energia da rifiuti urbani mediante produzione di CDR e co-combustione in impianti non dedicati - Relazione finale volume I: Co-combustione in impianti non dedicati*. Rapporto interno per Federambiente, Centro per lo Sviluppo del Polo di Piacenza, Piacenza, 30 luglio 2005.

CONSORZIO RECUPERI ENERGETICI SESTO SAN GIOVANNI (CORE S.p.A.), 2017. *Relazione Ambientale anno 2016*. Il documento è disponibile online sul sito <http://www.coresesto.it/2016-2/>

Cortesi S. (2015). *Analisi LCA applicata alla gestione dei rifiuti urbani residui della Provincia di Novara*. Tesi di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, Relatore Prof. Mario Grosso, Anno Accademico 2014-2015, Politecnico di Milano.

Decreto Legislativo del 27 gennaio 1992, n. 99 "Attuazione della Direttiva 86/278/CEE, concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura". Gazzetta Ufficiale, serie generale n. 38 del 15 febbraio 1992, supplemento ordinario n. 28

Delbono V. (2015). *Compendio alla DICHIARAZIONE AMBIENTALE 2014-2017 della Discarica di Bossarino (Waste Italia S.p.A.) - Aggiornamento al 31/12/2014 secondo regolamento CE 1221/2009*. Edizione 0 del 9/02/2015. Il documento è disponibile online sul sito: <http://www.wasteitalia.it/bossarino>

Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture Viarie, Rilevamento del Politecnico di Milano, DIIAR (2010). *Separazione e recupero dei metalli e valorizzazione delle scorie di combustione dei rifiuti urbani*. Studio promosso dal Consorzio Imballaggi Alluminio, condotto dal DIIAR del Politecnico di Milano con la collaborazione di Federambiente. Documento disponibile su: <http://www.cial.it/wp-content/uploads/2013/08/STUDIO-POLITECNICO-MILANO-RECUPERO-ALLUMINIO-SCORIE-DI-POST-COMBUSTIONE.pdf>

Doka G. (2009). *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Part II "Landfills - Underground deposits - Landfarming"*. ecoinvent report No 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Domínguez A., Fernández Y., Fidalgo B., Pis J.J., Menéndez J.A. (2008). *Bio-syngas production with low concentrations of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from microwave-induced pyrolysis of wet and dried sewage sludge*. Chemosphere 70 (3): 397-403. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.075>

Econord S.p.A. (2017). *Comunicazione sui flussi di materia e di energia dell'impianto di compostaggio di Econord S.p.A. a Cologno Monzese per l'anno 2016*.

European Environmental Agency, EEA (2017). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 - Part 1.A.4 Small Combustion*. Documento disponibile online sul sito: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>

Fedel D. e Fontana S. (2010). *Rapporto Ambientale relativo al progetto di recupero di fanghi essiccati di origine biologica ai fini energetici*. Studio effettuato da ConsulTec - Assistenza e Progettazione per conto di Italcementi S.p.A., giugno 2010, Pergine Valsugana (TN). Documento disponibile online sul sito: [http://www.valutazioneambientale.provincia.tn.it/binary/pat\\_valutazioneambientale/procedure\\_va/01a\\_Rapporto\\_ambientale\\_parte1.1330354425.pdf](http://www.valutazioneambientale.provincia.tn.it/binary/pat_valutazioneambientale/procedure_va/01a_Rapporto_ambientale_parte1.1330354425.pdf)

Finnveden G., Hauschild M.Z., Ekvall T., Guinée J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D., Suh S. (2009). *Recent developments in Life Cycle Assessment*. Journal of Environmental Management 91 (1): 1-21. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.06.018

Grosso M., Rigamonti L., Brambilla V., Luglietti R., Falbo A. (2012). *Progetto GERLA (GEstione Rifiuti in Lombardia - Analisi del ciclo di vita)*. Analisi LCA del sistema di gestione dei rifiuti urbani della Lombardia: situazione attuale e scenari evolutivi. Dipartimento DIIAR, Sezione Ambientale, Politecnico di Milano.

Grosso M. (2013). *I trattamenti termici dei rifiuti: tecnologie di conversione e di trattamento degli effluenti gassosi; residui del processo*. Appunti del corso di Gestione e Trattamento dei Rifiuti Solidi. Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l' Ambiente e il Territorio, Politecnico di Milano.

Gruppo CAP (2017). *Scheda del depuratore di Sesto San Giovanni*. Documento disponibile online sul sito: <http://www.gruppocap.it/attivita/servizio-idrico-integrato/depurazione/gli-impianti>

Hellebrand H.J. e Kalk W.D. (2001). *Emission of carbon monoxide during composting of dung and green waste*. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60 (1-3): 79-82. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1012666929651>

Hischier R., Weidema B.P., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M., Nemecek T. (2010). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Ecoinvent report N.3, versione 2.2., Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen.

International Fertilizer Association (2017). *IFA statistics - databases*. Dati disponibili sul sito: <http://www.fertilizer.org/statistics>

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, ISPRA (2015) - Rete del Sistema Informativo Nazionale Ambientale. *Fattori di emissione per le sorgenti di combustione stazionarie in Italia*. File Excel disponibile sul sito: <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni/fattori-di-emissione-per-le-sorgenti-di-combustione-stazionarie-in-italia/view>

ISPRA (2016). *Rapporto Rifiuti Urbani - Edizione 2016*. Documento disponibile online sul sito: [http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/rapporti/RapportoRifiutiUrbani\\_Ed.2016\\_n.251\\_Vers.Integrale\\_ErrataCorrige.pdf](http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/rapporti/RapportoRifiutiUrbani_Ed.2016_n.251_Vers.Integrale_ErrataCorrige.pdf)

Kanchanapiya P., Sakano T., Kanaoka C., Mikuni T., Ninomiya Y., Zhang L., Masui M., Masami F. (2006). *Characteristics of slag, fly ash and deposited particles during melting of dewatered sewage sludge in a pilot plant*. Journal of Environmental Management 79 (2): 163-172. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.006>

Kirchmann H., Börjesson G., Kätterer T., Cohen Y. (2017). *From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook*. Ambio 46 (2): 143-154. DOI: 10.1007/s13280-016-0816-3

Koffler C. and Florin J. (2013). *Tackling the downcycling issue - a revised approach to value-corrected substitution in Life Cycle Assessment of Aluminum*. Sustainability 5 (11): 4546-4560. DOI: 10.3390/su5114546

- Lopriore M. (2016). *Caldaie a condensazione, è tempo di crescere*. Rivista efficienza e risparmio energetico. Articolo disponibile online sul sito: [www.atagitalia.com/file\\_public/news/46/solareb2b-gen-feb2016.pdf](http://www.atagitalia.com/file_public/news/46/solareb2b-gen-feb2016.pdf)
- Magdziarz A. e Werle S. (2014). *Analysis of the combustion and pyrolysis of dried sewage sludge by TGA and MS*. Waste Management 34 (1): 174-179. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.10.033.
- Magnano E. (2010). *Biogas da discarica - Manuale di progettazione, gestione e monitoraggio degli impianti con modello di calcolo BIO-5 in Excel*. Quaderni per la progettazione, EPC Libri (Roma). Documento disponibile online su: [https://www.epc.it/contenuti/magnano\\_biogas\\_sito.pdf](https://www.epc.it/contenuti/magnano_biogas_sito.pdf)
- Martínez-Blanco J., Lazcano C., Boldrin A., Muñoz P., Rieradevall J., Møller J., Antón A., Christensen T.H. (2013). *Assessing the Environmental Benefits of Compost Use-on-Land through an LCA Perspective*. In: Sustainable Agriculture Reviews book series, 12: 255–318.
- Ministero dell’Ambiente (2017). *Tabella parametri standard nazionali. Coefficienti utilizzati per l’inventario delle emissioni di CO<sub>2</sub> nell’inventario nazionale UNFCCC (media dei valori degli anni 2013-2015)*. Documento è disponibile online e l’ultima consultazione risale al settembre 2017: [http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/emission\\_trading/tabella\\_coefficienti\\_standard\\_nazionali\\_2013\\_2015\\_v2.pdf](http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/emission_trading/tabella_coefficienti_standard_nazionali_2013_2015_v2.pdf)
- Nava C. e Testori R. (2011). *Analisi di scenari di gestione della frazione organica dei rifiuti nel Comune di Milano*. Tesi di Laurea Specialistica in Ingegneria per l’Ambiente e il Territorio, Relatore Prof. M. Grosso, Anno Accademico 2010-2011, Politecnico di Milano.
- Pacher C., Mocker M., Weber-Blaschke G., Quicker P., Faulstich M. (2009). *Vergleichende ökologische Betrachtung verschiedener Einsatzstoffe bei Trockensorptionsverfahren zur Rauchgasreinigung*. (Analisi ambientale comparativa di differenti materie prime in processi di assorbimento a secco per il trattamento delle emission gassose). Report finale per l’Associazione federale delle industrie tedesche di calce. Università Tecnica di Monaco - Centro di sviluppo ATZ. Documento disponibile in tedesco sul sito: [http://www.newsletter-lhoist.de/uploads/media/Endbericht\\_Studie\\_Rauchgasreinigung\\_01.pdf](http://www.newsletter-lhoist.de/uploads/media/Endbericht_Studie_Rauchgasreinigung_01.pdf)
- Paderno Rottami S.r.l. (2017). *Comunicazione personale in relazione alle attività dell’impianto e al destino dei rottami e degli scarti*.
- Ragazzi M. (2009). *Comunicazione personale in merito alle emissioni di un impianto di compostaggio dopo un trattamento con biofiltro*.
- Razza F., Zaccheo S., Cavanna B., Degli Innocenti F. (2012). *Biological recycling of bio-waste and compost utilisation from a life cycle perspective*. Documento pubblicato su Waste Management: New Research Chapters. Nova Science Publishers: 145-160.
- Regione Lombardia (2017). *Nuove misure per il miglioramento della qualità dell’aria in attuazione del piano regionale degli interventi per la qualità dell’aria (pria) e dell’accordo di programma di bacino padano 2017*. Deliberazione della giunta regionale n° X/7095, seduta del 18/09/2017.
- Rigamonti L., Grosso M., Sunseri M.C. (2009). *Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems*. The International Journal of LCA, 14 (5): 411-419. DOI: 10.1007/s11367-009-0095-3
- Rigby H., Clarke B.O., Pritchard D.L., Meehan B., Beshah F., Smith S.R., Porter N.A. (2016). *A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment*. Science of the Total Environment 541: 1310-1338. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>
- Smith A., Brown K., Ogilvie S., Rushton K., Bates J. (2001). *Waste management options and climate change*. Documento preparato da AEA Technology per la Commissione Europea, sezione ambiente. Il report è disponibile online sul sito [http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/climate\\_change.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/climate_change.pdf)

SOLVAY (2017). *Il riciclo dei PSR*. <http://www.solvairsolutions.com/it/i-nostri-processi/il-riciclo-dei-psr/index.html>

Sutter J. (2010). *Life Cycle Inventories of Pesticides*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen.

TBF Partner (2017). *Biopiattaforma integrata CAP-CORE. Studio di fattibilità tecnico-economica*. Agno, 27 ottobre 2017. Documento interno al Gruppo CAP.

Terna (2016). *Sintesi del sistema elettrico dell'anno 2015*. Documento disponibile online sul sito: <http://download.terna.it/terna/0000/0908/62.PDF>

Turconi R., Butera S., Boldrin A., Grosso M., Rigamonti L., Astrup T. (2011). *Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models*. Waste Management and Research (10 suppl.): 78-90. DOI: 10.1177/0734242X11417489

Turri M. - Holcim S.p.A. (2009). *Fanghi da depurazione delle acque. L'esperienza Holcim*. Presentazione PowerPoint per Master diffuso - Forum PA. Documento disponibile online sul sito: <http://www.aitec-ambiente.org/LinkClick.aspx?fileticket=%2FSs%2FJAVEcd0%3D&tabid=119>

VOMM Impianti e Processi S.p.A. (2015). *Tecnologia VOMM di essiccamento - Parte A: descrizione del processo*. Documento interno al Gruppo CAP.

World Steel Association (2017). *Steel in the circular economy. A life cycle perspective*. ISBN 978-2-930069-80-7. [worldsteel.org](http://worldsteel.org)

## Allegato A - Dettagli dell'inventario relativo al co-incenerimento dei fanghi

### A.1 Produzione del Depurcal

Tabella A.1.1: dati di inventario associati alla produzione di 1 tonnellata di Depurcal, sorbente dolomitico a base di idrossido di magnesio e calcio (Biganzoli et al., 2015).

Input	Quantità (per t di Depurcal)	Modellazione nel software
Dolomite	1,6 t	Consumo di risorsa: <i>dolomite, in ground</i> (EI)
Acqua	400 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment</i>
Gas naturale	69,6 m <sup>3</sup>	EI database: <i>natural gas, high pressure {IT}   market for</i>
Energia elettrica	42,0 kWh	EI database: <i>electricity, medium voltage {IT}   market for</i>
Diesel	16,9 MJ	EI database: <i>diesel, burned in building machine {GLO}   processing</i>
Esplosivo	0,07 kg	EI database: <i>blasting {RER}   processing</i>
Flocculante (acrilonitrile)	3,6 g	EI database: <i>acrylonitrile {RER}   Sohio process</i>
Coagulante (solfato d'alluminio)	5,9 g	EI database: <i>aluminium sulfate, powder {RER}   production</i>
NO <sub>x</sub> in aria	83 g	Emissione in aria: <i>nitrogen oxides, IT</i> (EI)
CO <sub>2</sub> fossile in aria	750 kg	Emissione in aria: <i>carbon dioxide, fossil</i> (EI)
CO in aria	39 µg	Emissione in aria: <i>carbon monoxide</i> (EI)
Particolato < 10 µm in aria	13,5 g	Emissione in aria: <i>particulates, &lt; 10 µm</i> (EI)

### A.2 Produzione di bicarbonato di sodio

Tabella A.2.1: dati di inventario associati alla produzione di 1 tonnellata di bicarbonato di sodio (Pacher et al., 2009).

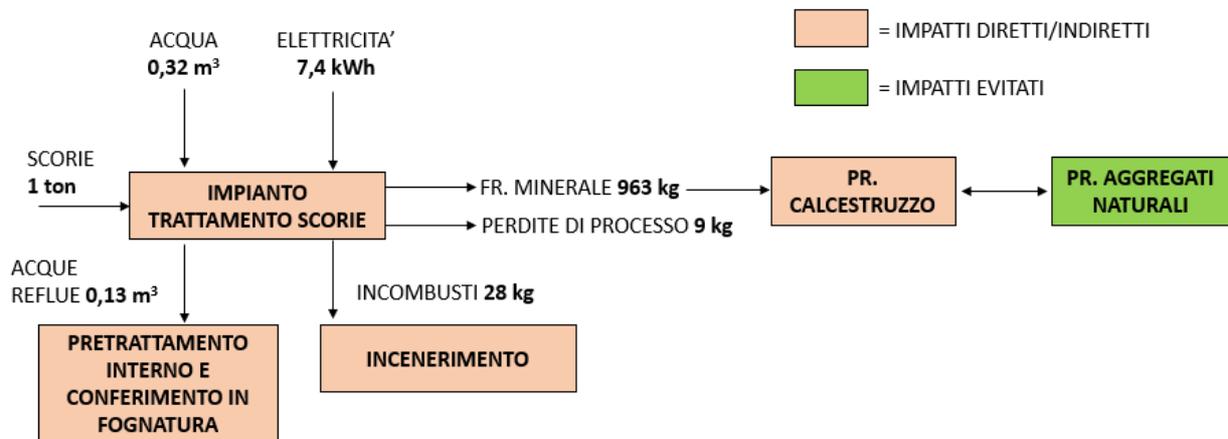
Input	Quantità (per t di NaHCO <sub>3</sub> )	Modellazione nel software
Soda	743 kg	EI database: <i>Soda ash, light, crystalline, heptahydrate {RER}   soda production, solvay process</i>
Acqua	126 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment</i>
CO <sub>2</sub> gassosa	309 kg	Consumo di risorsa: <i>Carbon dioxide, in air</i> (EI)
Energia elettrica	336 MJ	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}   market for</i>

### A.3 Trattamento di recupero delle scorie di fondo

Il trattamento di recupero delle scorie di fondo è stato modellato facendo riferimento al recente studio del Consorzio L.E.A.P. (Cernuschi et al., 2017), relativo al trattamento delle ceneri pesanti prodotte dall'incenerimento dei rifiuti urbani nel contesto del Nord Italia.

Il sistema modellizzato include il trattamento delle scorie per il recupero della frazione minerale (consumi di risorsa idrica ed energia), il riutilizzo del minerale per la produzione di calcestruzzo e lo smaltimento dei residui solidi e liquidi del processo (Figura A.3.1). Rispetto al trattamento tradizionale descritto in Cernuschi et al. (2017), il recupero dei rottami metallici dalle scorie e il relativo processo di upgrading e riciclo è stato

escluso trattandosi di scorie prodotte dall'incenerimento di fanghi. Nei paragrafi che seguono si riportano in dettaglio, per ciascuna sottounità del sistema, i dati utilizzati e le ipotesi formulate per l'analisi LCA.



**Figura A.3.1: schema e bilancio di massa del trattamento di recupero delle scorie di fondo prodotte dall'incenerimento dei fanghi. Rispetto al bilancio tradizionale del processo descritto in Cernuschi et al. (2017), è stato escluso il recupero dei rottami metallici.**

#### Trasporto delle scorie all'impianto di trattamento

Nell'analisi si è assunto che le scorie siano trasportate a un impianto di trattamento distante 100 km, in accordo con la posizione geografica degli impianti specializzati nella gestione di tali residui per il Nord Italia.

#### Consumi della linea di trattamento scorie

In accordo con quanto riportato in Cernuschi et al. (2017), nell'analisi si è assunto che la linea di trattamento delle scorie comporti un consumo di energia elettrica pari a 7,4 kWh per t di scoria da trattare. L'energia elettrica è stata ipotizzata prelevata dalla rete nazionale, utilizzando il modulo del database ecoinvent *Electricity, medium voltage {IT} | market for*. È stato inoltre considerato il prelievo di acqua per il lavaggio dei piazzali, il contenimento delle polveri e l'unità di lavaggio delle scorie pari a 0,32 m<sup>3</sup> per tonnellata di scoria da trattare (modulo del database ecoinvent *Tap water {Europe without Switzerland} | tap water production, underground water without treatment*).

#### Recupero della frazione minerale per la produzione calcestruzzo

Il minerale recuperato dalle scorie (963 kg/t<sub>SCORIE</sub>) si ipotizza venga miscelato a cemento e acqua per la produzione di calcestruzzo, in parziale sostituzione dei tradizionali aggregati naturali.

In accordo con Cernuschi et al. (2017), la frazione minerale si utilizza generalmente in sostituzione della ghiaia, con un rapporto di sostituzione pari a 1:1 in massa, senza la richiesta di una quantità supplementare di cemento.

La modellizzazione dell'evitato processo di estrazione dell'aggregato naturale e della sua lavorazione è stata effettuata in accordo con dati primari relativi al contesto lombardo (Borghi et al., 2017). Tali dati derivano dall'elaborazione di quanto presente nei Piani Cave provinciali, nelle Statistiche Cave provinciali e da quanto emerso dai sopralluoghi effettuati in alcuni siti estrattivi e di lavorazione di aggregati naturali (Tabella A.3.1).

**Tabella A.3.1: dati di inventario del processo di estrazione e lavorazione di 1 t di aggregato naturale da cava (Borghi et al., 2017).**

Input	Quantità (per t di aggregato naturale prodotto)	Modellazione nel software
Sabbia e ghiaia	1,04 t	Modellato il prelievo di risorsa: <i>Sand and gravel</i>
Diesel	15,62 MJ	EI database: <i>Diesel, burned in building machine {GLO} processing</i>
Energia elettrica	1,83 kWh	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}  market for</i>
Acqua	0,46 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment</i>

#### Trattamento degli incombusti

Gli incombusti recuperati nel processo (28 kg/t<sub>SCORIE</sub>) si è assunto siano inviati ad un inceneritore situato mediamente a 100 km di distanza dall'impianto di trattamento delle scorie. Il processo di incenerimento è stato descritto con i dati di inventario del moduloecoinvent *Municipal solid waste {IT}| treatment of, incineration*, opportunamente modificato escludendo il recupero dei rottami metallici dalle scorie.

#### Trattamento delle acque reflue

Le acque di lisciviazione delle scorie e di lavaggio dei piazzali (0,13 m<sup>3</sup>/t<sub>SCORIE</sub>) sono dapprima trattate in un impianto interno di trattamento chimico-fisico e successivamente sono scaricate nella fognatura pubblica per un trattamento di depurazione completa. I dati di inventario e le ipotesi di modellazione del processo sono riportati in Tabella A.3.2.

**Tabella A.3.2: dati di inventario del processo completo di depurazione delle acque reflue prodotte dal trattamento di 1 tonnellata di scorie con la relativa modellazione nel software (Cernuschi et al., 2017).**

Consumi impianto interno di trattamento	Quantità (per t di scorie da trattare)	Modellazione nel software
Polielettrolita cationico	21 g	EI database: <i>Polyacrylamide {GLO}  production</i>
Soluzione di solfato ferroso al 20%	136 g	Sostanza pura (EI): <i>Iron sulfate {RER}  production (27,2 g)</i> Acqua deionizzata (EI): <i>Water, deionised, from tap water, at user {Europe without Switzerland}  water production, deionised, from tap water (108,8 g)</i>
Soluzione di soda caustica al 50%	13,6 g	EI database: <i>Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER}   chlor-alkali electrolysis, membrane cell (da richiamare con il valore di sostanza pura 6,8 g)</i>
Energia elettrica	Il consumo del depuratore interno è già incluso nella richiesta elettrica complessiva dell'impianto di trattamento scorie	
Output impianto interno di trattamento	Quantità (per t di scorie da trattare)	Modellazione nel software
Refluo avviato ad un impianto di depurazione per acque civili di medie dimensioni	0,13 m <sup>3</sup>	<i>Wastewater, average {CH}  treatment of, capacity 1.10E10 l/year</i> Il modulo è stato opportunamente modificato considerando il contesto italiano al posto di quello svizzero per quanto concerne i consumi di energia elettrica e la produzione di calore

## A.4 Gestione delle ceneri leggere

Il processo di incenerimento dei fanghi genera 7,5 kg/t di ceneri leggere rimosse dalla caldaia e dall'elettrofiltro. 25% di tali residui (1,91 kg/t) sono recuperati mentre il rimanente 75% (5,59 kg/t) è inviato a smaltimento.

In accordo con quanto descritto in Turconi et al. (2011), le ceneri inviate a recupero sono innanzitutto inertizzate con acqua e calce e quindi trasportate in Germania, a circa 600 km di distanza, per essere utilizzate come materiale di riempimento nelle miniere di sale esaurite. Lo stoccaggio avviene in modalità di recupero R5 (Direttiva 2008/98/CE) e prevede un ruolo strutturale delle ceneri come supporto delle volte delle cavità. I dati di inventario utilizzati per la modellazione di tale processo di recupero sono riportati in Tabella A.4.1.

**Tabella A.4.1: dati di inventario associati al recupero di una tonnellata di ceneri leggere nelle miniere di sale tedesche esaurite (Turconi et al., 2011).**

Input inertizzazione	Quantità (per t di ceneri)	Modellazione nel software
Acqua	225 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland} tap water production, underground water without treatment</i>
Calce	70 kg	EI database: <i>Lime, hydrated, packed {CH} production</i>
Output inertizzazione	Quantità (per t di ceneri)	Modellazione nel software
Ceneri inertizzate per il conferimento in una miniera di sale in Germania	1,295 t	Modellato il trasporto alla miniera e lo stoccaggio sotterraneo Trasporto (600 km): <i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton {RER}</i> (EI database, mix di categorie Euro di Regione Lombardia nell'anno 2016) Stoccaggio: <i>Hazardous waste, for underground deposit {DE} treatment of hazardous waste, underground deposit</i> (EI database)

Le ceneri a smaltimento subiscono invece un trattamento di inertizzazione prima di essere conferite in una discarica per rifiuti pericolosi. Per il trasporto del residuo, è stato preso come riferimento l'anno 2012 (informazioni più recenti disponibili in accordo con AMSA S.p.A., 2011) quando le ceneri venivano conferite dal Silla 2 ad un impianto a Brescia (100 km) e in seguito ad una discarica nelle immediate vicinanze (20 km).

La modellazione del trattamento vero e proprio è stata invece effettuata con il modulo del databaseecoinvent *Average incineration residue {CH} treatment of, residual material landfill*, che considera il processo di inertizzazione e di conferimento in discarica dei residui pericolosi da incenerimento. Il modulo è stato opportunamente modificato con dati primari del contesto italiano per il consumo dell'agente inertizzante (50 kg cemento/t ceneri anziché 400 kg/t) e di acqua (175 kg/t anziché 600 kg/t). Tali informazioni sono state fornite dalla società Ambienthesis S.p.A., tra le principali nel panorama italiano del trattamento dei rifiuti speciali pericolosi (Ambienthesis S.p.A., 2017).

## A.5 Trattamento di recupero delle polveri del filtro a maniche

Le polveri in uscita dal filtro a maniche (8,28 kg/t fanghi) sono conferite all'impianto di recupero dei prodotti sodici residui a Rosignano, dove si applica il processo Solval®.

Il trattamento prevede inizialmente di sciogliere le polveri in acqua, a pH controllato, con l'aggiunta di specifici additivi chimici. La soluzione prodotta passa successivamente attraverso una filtropressa che separa le sostanze insolubili (carboni attivi, ceneri leggere e idrossidi di metalli pesanti) concentrandole in un pannello di filtrazione, da smaltire in una discarica per rifiuti pericolosi. Il processo termina con trattamenti

di affinazione su carboni attivi (adsorbimento di eventuali composti organici residui) e attraverso resine a scambio ionico (trattenimento delle ultime tracce di metalli pesanti).

La salamoia concentrata in uscita è utilizzata nel limitrofo impianto SOLVAY per la produzione di carbonato di sodio in sostituzione di NaCl vergine (SOLVAY, 2017). Il trattamento descritto è stato modellato in accordo con i dati di inventario riportati in Tabella A.5.1.

**Tabella A.5.1: dati di inventario associati al trattamento di una tonnellata di polveri rimosse dal filtro a maniche durante l'incenerimento dei fanghi (Turconi et al., 2011).**

<b>Input trattamento</b>	<b>Quantità (per t di polveri)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Acqua	2860 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland}  tap water production, underground water without treatment</i>
Energia elettrica	30 kWh	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}  market for</i>
<b>Output trattamento</b>	<b>Quantità (per t di polveri)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Pannello di filtrazione (scarica per rifiuti pericolosi)	145,8 kg	EI database: <i>Average incineration residue {CH}  treatment of, residual material landfill</i>
Salamoia concentrata di NaCl	3714,2 kg (polveri non pericolose e acqua aggiunta)	Modellata l'evitata produzione di NaCl vergine (742,8 kg*) EI database: <i>Sodium chloride, powder {RER}  production</i>
<b>Trasporti coinvolti</b>	<b>Distanza percorsa</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Trasporto polveri a Rosignano	350 km	<i>Transport, freight, lorry 16-32 metric ton {RER}</i>
Trasporto pannello di filtrazione in scarica	380 km	(EI database, mix di categorie Euro di Regione Lombardia nell'anno 2016)

\* Il quantitativo sostituito di NaCl è stato ricavato sapendo che un litro di salamoia, di densità pari a 1.250 kg/m<sup>3</sup>, sostituisce 250 g di NaCl vergine.

## Allegato B - Dettagli dell'inventario relativo al recupero dei fanghi in agricoltura

Tabella B.1: impianti di conferimento dei fanghi biologici per il recupero in agricoltura in accordo con dati primari forniti dal Gruppo CAP per l'anno 2016.

Società	Impianto	Fanghi trattati nel 2016	Tipologia di trattamento
A2A Ambiente	Corteolona (PV)	22.470 t/a (50%)	Chimico (NH <sub>3</sub> )
Acqua & Sole	Vellezzo Bellini (PV)	616 t/a (1%)	Biologico
Alan S.r.l.	Impianto di Bascapè (PV)	3.614 t/a	Chimico (CaO)
	Impianto di Sommo (PV)	1.695 t/a	
	<i>Somma</i>	5.309 t/a (12%)	
Azienda Agricola Allevi	Ferrera Erbognone (PV)	3.137 t/a (7%)	Chimico (CaO)
Centro di Ricerche Ecologiche (C.R.E.)	Impianto di Lomello (PV)	5.876 t/a	Chimico (CaO)
	Impianto di Maccastorna (LO)	538 t/a	
	Impianto di Meleti (LO)	153 t/a	
	<i>Somma</i>	6.567 t/a (15%)	
ECO-TRASS	Impianto di Carvico (BG)	2.679 t/a (6%)	Chimico (CaO)
Evergreen Italia S.r.l.	Impianto di Tromello (PV)	3.477 t/a (8%)	Chimico (CaO)
GTM S.p.A.	Impianto di Ghisalba (BG)	403 t/a (1%)	Biologico (compostaggio)
<b>Totale fanghi trattati</b>		44.657 t/a	

## Allegato C - Dettagli dell'inventario relativo allo smaltimento in discarica dei fanghi

**Tabella C.1** - Struttura del modulo relativo allo smaltimento in discarica dei fanghi: input da tecnosfera, prodotti evitati e smaltimento dei rifiuti solidi (Doka, 2009).

Voce database EI (input da tecnosfera)	Valore
Municipal waste incineration facility {RoW}  market for municipal waste incineration facility	$1,65 \times 10^{-12}$ unità
Process-specific burdens, municipal waste incineration {Europe without Switzerland}  market for process-specific burdens, municipal waste incineration	$6,61 \times 10^{-3}$ kg
Slag landfill {RoW}  market for slag landfill	$5,56 \times 10^{-12}$ unità
Process-specific burdens, slag landfill {Europe without Switzerland}  market for process-specific burdens, slag landfill	$3,13 \times 10^{-3}$ kg
Residual material landfill {RoW}  market for residual material landfill	$6,91 \times 10^{-13}$ unità
Process-specific burdens, residual material landfill {Europe without Switzerland}  market for process-specific burdens, residual material landfill	$3,32 \times 10^{-4}$ kg
Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO}  market for	$8,27 \times 10^{-7}$ kg
Quicklime, milled, packed {GLO}  market for	$1,50 \times 10^{-7}$ kg
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER}  market for	$1,35 \times 10^{-8}$ kg
Iron (III) chloride, without water, in 40% solution state {GLO}  market for	$1,17 \times 10^{-3}$ kg
Chemical, organic {GLO}  market for	$2,18 \times 10^{-8}$ kg
Chemical, inorganic {GLO}  market for chemicals, inorganic	$2,25 \times 10^{-8}$ kg
Cement, unspecified {Europe without Switzerland}  market for cement, unspecified	$1,33 \times 10^{-4}$ kg
Ammonia, liquid {RER}  market for	$1,09 \times 10^{-5}$ kg
Titanium dioxide {RER}  market for	$3,11 \times 10^{-7}$ kg
Chromium oxide, flakes {GLO}  market for	$6,34 \times 10^{-9}$ kg
Iron sulfate {GLO}  market for	$8,57 \times 10^{-4}$ kg
Aluminium sulfate, powder {GLO}  market for	$2,32 \times 10^{-4}$ kg
Sewer grid, 5E9l/year, 110 km {RoW}  market for sewer grid, 5E9l/year, 110 km	$6,53 \times 10^{-10}$ km
Wastewater treatment facility, capacity 5E9l/year {RoW}  market for wastewater treatment facility, capacity 5E9l/year	$1,71 \times 10^{-11}$ unità
Sanitary landfill facility {GLO}  market for	$5,56 \times 10^{-10}$ unità
Process-specific burden, sanitary landfill {RoW}  market for process-specific burden, sanitary landfill	1 kg
Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, natural gas, at boiler modulating >100kW	$3,33 \times 10^{-3}$ MJ
Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland}  heat production, light fuel oil, at boiler 100kW, non-modulating	$2,47 \times 10^{-3}$ MJ
Electricity, low voltage {IT}  market for	$3,78 \times 10^{-2}$ kWh
Voce database EI (prodotti evitati)	Valore
Electricity, high voltage {IT}  electricity production, natural gas, combined cycle power plant,	56,5 Wh
Voce database EI (rifiuti a smaltimento)	Valore
Waste graphical paper {Europe without Switzerland}  market for waste graphical paper	$4,65 \times 10^{-5}$ kg
Waste cement, hydrated {Europe without Switzerland}  market for waste cement, hydrated	$3,32 \times 10^{-4}$ kg
Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland}  market for waste plastic, mixture	$4,65 \times 10^{-5}$ kg

**Tabella C.2:** struttura del modulo relativo allo smaltimento in discarica dei fanghi: emissioni in aria e acqua in accordo con Doka (2009).

<b>Emissioni in aria - popolazione a bassa densità (kg)</b>			
<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>	<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>
Anidride carbonica, biogenica	0,12	Manganese	$1,22 \times 10^{-8}$
Monossido di carbonio, biogenico	$8,92 \times 10^{-6}$	Molibdeno	$1,30 \times 10^{-11}$
Metano, biogenico	$5,35 \times 10^{-3}$	Nichel	$2,91 \times 10^{-10}$
COV-NM, composti organici volatili non metanigeni, origine non specificata	$1,69 \times 10^{-7}$	Piombo	$1,90 \times 10^{-11}$
Particolato, < 2.5 µm	$3 \times 10^{-6}$	Antimonio	$8,54 \times 10^{-12}$
Anidride solforosa	$1,47 \times 10^{-4}$	Selenio	$2,53 \times 10^{-12}$
Ossidi di azoto	$3,39 \times 10^{-6}$	Stagno	$4,27 \times 10^{-12}$
Acido cloridrico	$2,69 \times 10^{-6}$	Vanadio	$1,60 \times 10^{-11}$
Bromo	$2,76 \times 10^{-7}$	Zinco	$1,62 \times 10^{-9}$
Acido fluoridrico	$2,15 \times 10^{-5}$	Berillio	$9,59 \times 10^{-13}$
Iodio	$4,29 \times 10^{-7}$	Tallio	$1,13 \times 10^{-12}$
Arsenico	$7,86 \times 10^{-10}$	Silice	$2,34 \times 10^{-7}$
Bario	$7,44 \times 10^{-9}$	Calcio	$6,27 \times 10^{-8}$
Cadmio	$4,93 \times 10^{-11}$	Alluminio	$1,35 \times 10^{-8}$
Cobalto	$1,48 \times 10^{-10}$	Potassio	$3,56 \times 10^{-8}$
Cromo	$1,34 \times 10^{-10}$	Magnesio	$5,39 \times 10^{-8}$
Rame	$8,39 \times 10^{-11}$	Sodio	$2,97 \times 10^{-8}$
Mercurio	$1,97 \times 10^{-9}$	Calore (MJ)	$7,71 \times 10^{-1}$

<b>Emissioni in aria - popolazione ad alta densità (kg)</b>			
<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>	<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>
COV-NM, composti organici volatili non metanigeni, origine non specificata	$2,75 \times 10^{-8}$	Manganese	$1,31 \times 10^{-13}$
Monossido di carbonio, biogenico	$3,31 \times 10^{-6}$	Molibdeno	$5,11 \times 10^{-11}$
Anidride carbonica, biogenica	$3,09 \times 10^{-3}$	Nichel	$1,98 \times 10^{-14}$
Metano, biogenico	$6,09 \times 10^{-6}$	Piombo	$1,88 \times 10^{-12}$
Ossidi di azoto	$6,73 \times 10^{-5}$	Antimonio	$1,68 \times 10^{-12}$
Ammoniaca	$6,89 \times 10^{-6}$	Selenio	$2,51 \times 10^{-17}$
Protossido d'azoto	$1,90 \times 10^{-5}$	Stagno	$1,32 \times 10^{-11}$
Cianuro	$1,94 \times 10^{-7}$	Vanadio	$3,15 \times 10^{-12}$
Fosforo	$1,15 \times 10^{-7}$	Zinco	$8,24 \times 10^{-11}$
Boro	$1,95 \times 10^{-7}$	Berillio	$1,89 \times 10^{-12}$
Arsenico	$1,58 \times 10^{-11}$	Tallio	$2,23 \times 10^{-12}$
Bario	$2,80 \times 10^{-8}$	Silice	$2,05 \times 10^{-6}$
Cadmio	$2,02 \times 10^{-13}$	Ferro	$2,40 \times 10^{-8}$
Cobalto	$9,23 \times 10^{-15}$	Calcio	$4,10 \times 10^{-8}$
Cromo	$1,95 \times 10^{-14}$	Alluminio	$1,36 \times 10^{-7}$
Rame	$1,60 \times 10^{-12}$	Magnesio	$2,91 \times 10^{-8}$
Mercurio	$8,35 \times 10^{-15}$		

<b>Emissioni in acqua - fiume (kg)</b>			
<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>	<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>
Ione ammonio	$3,74 \times 10^{-3}$	Mercurio	$1,56 \times 10^{-9}$
Nitriti	$7,85 \times 10^{-5}$	Manganese	$2,48 \times 10^{-5}$
Azoto	$1,01 \times 10^{-4}$	Molibdeno	$3,07 \times 10^{-8}$
BOD5	$2,14 \times 10^{-4}$	Nichel, ione	$7,06 \times 10^{-7}$
COD	$6,78 \times 10^{-4}$	Piombo	$6,25 \times 10^{-9}$
COT	$1,72 \times 10^{-4}$	Antimonio	$2,32 \times 10^{-8}$
Carbonio organico disciolto	$1,65 \times 10^{-4}$	Selenio	$6,76 \times 10^{-9}$
Solfati	$2,02 \times 10^{-3}$	Stagno, ione	$7,14 \times 10^{-9}$
Nitrati	$1,36 \times 10^{-2}$	Vanadio, ione	$3,25 \times 10^{-8}$
Fosfati	$1,95 \times 10^{-4}$	Zinco, ione	$2,26 \times 10^{-6}$
Boro	$1,93 \times 10^{-6}$	Berillio	$1,95 \times 10^{-9}$
Cloruro	$9,54 \times 10^{-4}$	Tallio	$2,30 \times 10^{-9}$
Bromo	$1,97 \times 10^{-5}$	Silice	$5,64 \times 10^{-5}$
Fluoruro	$3,97 \times 10^{-6}$	Ferro, ione	$2,46 \times 10^{-7}$
Ioduro	$3,06 \times 10^{-5}$	Calcio, ione	$2,26 \times 10^{-4}$
Arsenico, ione	$4,94 \times 10^{-8}$	Alluminio	$3,25 \times 10^{-6}$
Bario	$1,79 \times 10^{-6}$	Potassio, ione	$1,42 \times 10^{-4}$
Cadmio, ione	$3,75 \times 10^{-9}$	Magnesio	$1,94 \times 10^{-4}$
Cobalto	$3,00 \times 10^{-7}$	Sodio, ione	$1,19 \times 10^{-4}$
Cromo VI	$2,81 \times 10^{-7}$	Cromo, ione	$8,42 \times 10^{-10}$
Rame, ione	$7,61 \times 10^{-8}$		

<b>Emissioni in acqua - falda sotterranea (kg)</b>			
<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>	<b>Emissione</b>	<b>Valore</b>
BOD5	$1,64 \times 10^{-3}$	Rame, ione	$9,98 \times 10^{-5}$
COD	$6,91 \times 10^{-3}$	Mercurio	$1,13 \times 10^{-7}$
COT	$6,32 \times 10^{-3}$	Manganese	$4,24 \times 10^{-5}$
Carbonio organico disciolto	$6,32 \times 10^{-3}$	Molibdeno	$3,25 \times 10^{-7}$
Solfati	$3,87 \times 10^{-3}$	Nichel, ione	$3,26 \times 10^{-5}$
Acido solfidrico	$1,01 \times 10^{-4}$	Piombo	$1,60 \times 10^{-5}$
Ione ammonio	$3,15 \times 10^{-12}$	Antimonio	$6,15 \times 10^{-8}$
Azoto organico	$5,14 \times 10^{-12}$	Selenio	$4,56 \times 10^{-8}$
Nitriti	$1,71 \times 10^{-13}$	Stagno, ione	$4,82 \times 10^{-6}$
Nitrati	$7,73 \times 10^{-6}$	Vanadio, ione	$2,81 \times 10^{-7}$
Fosfati	$1,21 \times 10^{-4}$	Zinco, ione	$2,06 \times 10^{-4}$
Boro	$1,07 \times 10^{-6}$	Berillio	$1,08 \times 10^{-7}$
Cloruro	$1,89 \times 10^{-13}$	Tallio	$1,27 \times 10^{-7}$
Bromo	$2,00 \times 10^{-14}$	Silice	$6,56 \times 10^{-4}$
Fluoruro	$6,56 \times 10^{-5}$	Ferro, ione	$3,36 \times 10^{-4}$
Ioduro	$3,10 \times 10^{-14}$	Calcio, ione	$2,98 \times 10^{-3}$
Arsenico, ione	$4,70 \times 10^{-7}$	Alluminio	$1,81 \times 10^{-3}$
Bario	$3,84 \times 10^{-5}$	Potassio, ione	$1,82 \times 10^{-4}$
Cadmio, ione	$6,26 \times 10^{-8}$	Magnesio	$3,86 \times 10^{-4}$
Cobalto	$2,72 \times 10^{-6}$	Sodio, ione	$1,19 \times 10^{-13}$
Cromo VI	$3,81 \times 10^{-7}$		

## Allegato D - Dettagli dell'inventario relativo all'incenerimento del RUR presso l'inceneritore di Sesto San Giovanni

### D.1 Inventario relativo al flocculante Polifloc M70

Il flocculante utilizzato nell'impianto interno di trattamento delle acque (Polifloc M70) è un composto a base di dimetilditiocarbammato di sodio ( $C_3H_6NNaS_2$ ). A livello industriale, il flocculante è prodotto a partire da solfuro di carbonio e dimetilammina in una soluzione di idrossido di sodio, formando il sale ditiocarbammato solubile in acqua:



Non essendo direttamente disponibile nella banca di dati di ecoinvent un modulo per la sua produzione, il ciclo di produzione del Polifloc M70 è stato modellato seguendo le indicazioni riportate in Sutter (2010) per la costruzione dell'inventario di un generico reagente chimico. A partire dalla reazione 1, sono state innanzitutto calcolate le quantità di ciascun precursore, considerando per tutti i composti un'efficienza di reazione del 95% rispetto al valore stechiometrico ad eccezione dell'idrossido di sodio (agente di neutralizzazione) per il quale è raccomandata un'efficienza del 100%. Nell'inventario sono stati inoltre conteggiati i consumi medi idrici ed energetici del processo (Tabella D.1.1).

**Tabella D.1.1: inventario relativo alla produzione di 1 tonnellata di dimetilditiocarbammato di sodio (Polifloc M70) con la relativa modellazione nel software.**

Input	Valore	Modellazione nel software
Solfuro di carbonio	559,4 kg	EI database: Carbon disulfide {GLO} production
Idrossido di sodio	279,7 kg	EI database: Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER} chlor-alkali electrolysis, membrane cell (139,85 g)
Dimetilammina	331,2 kg	EI database: Dimethylamine {RER} production
Acqua	24 t	EI database: Tap water {Europe without Switzerland} tap water production, underground water without treatment
Energia elettrica	333 kWh	EI database: Electricity, medium voltage {RER} market group for
Gas naturale	2 GJ	EI database: Heat, district or industrial, natural gas {RER} market group for

### D.2 Inventario relativo al composto alcalinizzante per la caldaia (Polival GVA)

La manutenzione della caldaia richiede l'uso di un composto alcalinizzante, il Polival GVA, a base di ammine alifatiche. Per modellarne la produzione, si è ipotizzato che il Polival GVA sia una miscela di alcune tra le principali ammine alifatiche (dimetilammina, etilammina, metilammina e trimetilammina), ripartite in peso esattamente identico tra loro.

### D.3 Inventario relativo al composto deossigenante per la caldaia (Bioxin 60)

La manutenzione della caldaia richiede l'uso di un composto deossigenante, il Bioxin 60, a base di carboidrazide ( $CH_6N_4O$ ). Non essendo disponibile nel database ecoinvent un modulo specifico per tale composto, è stata modellizzata la produzione del suo precursore principale, l'idrazina (*Hydrazine* {RER}|production). In accordo con Sutter (2010), rispetto alla richiesta stechiometrica (2,06 g/t RUR), si è assunta un'efficienza di reazione del 95%.

#### D.4 Trattamento di recupero dei rottami ferrosi separati dalle scorie

Nell'anno 2016, i rottami recuperati dalla deferrizzazione delle scorie presso l'inceneritore di Sesto SG sono stati mandati all'impianto *Paderno Rottami S.r.l.*, a Cormano (MI), che si occupa di migliorarne la qualità prima di venderlo alle acciaierie che ne effettuano il riciclo. Il pre-trattamento del rottame consiste, in particolare, nella frantumazione intensiva del materiale con mulini a martelli e successivamente in un'affinazione con separatori magnetici e amagnetici. Al termine del processo, si ottiene il cosiddetto *proler*, rottame di ferro di 2-4 cm idoneo per il recupero in un forno ad arco elettrico e gli scarti del processo che ammontano mediamente al 50% in peso del rottame in ingresso (Cernuschi et al., 2017). Le acciaierie di destino dei rottami selezionati si trovano prevalentemente a Brescia (es. Gruppo Alfa Acciai e STEFANA S.p.A.) e a Verona (Acciaierie di Verona S.p.A.), mentre gli scarti sono generalmente smaltiti in discariche del Nord Italia (Paderno Rottami S.r.l., 2017). Il trattamento di recupero descritto è stato modellato in accordo con i dati di inventario e le ipotesi riportati in Tabella D.4.1.

**Tabella D.4.1: dati di inventario e ipotesi associati al trattamento di upgrading di 1 tonnellata di rottame ferroso separato dalle scorie presso l'inceneritore di Sesto SG (Cernuschi et al., 2017).**

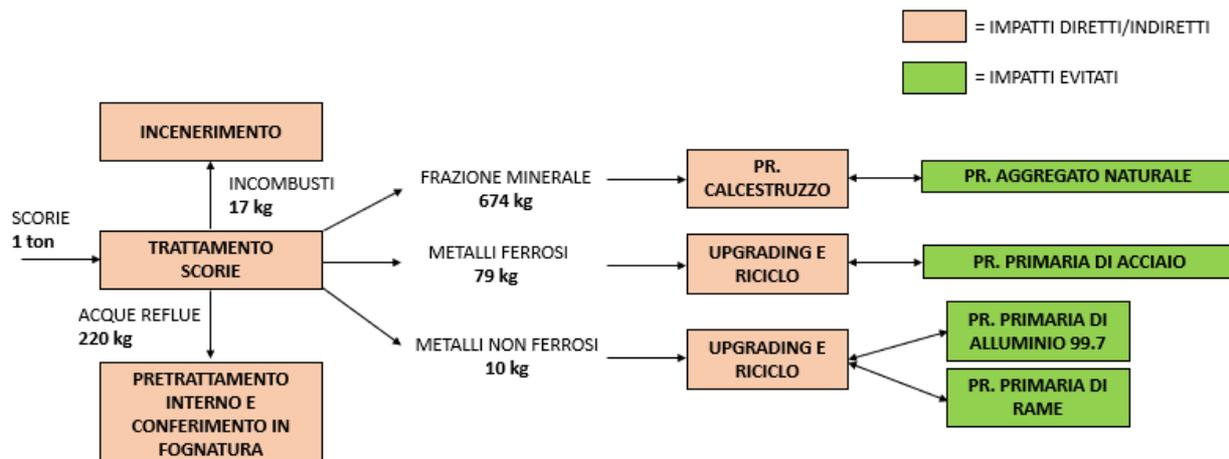
<b>Input trattamento</b>	<b>Quantità (per t di rottame in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Energia elettrica	20 kWh	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}  market for</i>
<b>Output trattamento</b>	<b>Quantità (per t di rottame in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Rottame ferroso selezionato ( <i>proler</i> )	500 kg	Modellato il trasporto (120 km) e il trattamento di riciclo in un forno elettrico presso l'acciaieria Trasporto: <i>Transport, freight, lorry &gt; 32 metric ton, EURO 5 {RER}</i> Riciclo: modulo <i>Riciclo rottame ferroso</i> appositamente costruito (si veda il testo per maggiori dettagli)
Scarti della selezione	500 kg	Modellato il trasporto (100 km) e lo smaltimento in discarica Trasporto: <i>Transport, freight, lorry &gt; 32 metric ton, EURO 5 {RER}</i> Smaltimento (discarica per rifiuti pericolosi): <i>Average incineration residue {RoW}  treatment of, residual material landfill</i>

A valle del processo di selezione, il *proler* è avviato a riciclo in forni ad arco elettrico per la produzione di acciaio secondario. Nello studio si è assunto un rendimento del forno di fusione pari all'88,1% (Rigamonti et al., 2009): di conseguenza, da 1 tonnellata di rottame ferroso si ottengono 881 kg di acciaio secondario che sostituiscono 657 kg di acciaio primario, ipotizzando un rapporto di sostituzione pari a 1: 0,746 in massa. Tale rapporto è stato calcolato in base alla composizione della carica al forno elettrico riportata dalla World Steel Association nel 2017 (per produrre 1 tonnellata di acciaio secondario si richiedono 880 kg di rottame e 300 kg di materia prima ripartiti tra ghisa e spugna di ferro). In termini pratici, i moduli considerati per la modellazione del processo di riciclo sono stati:

- *Steel, low-alloyed {RER} | steel production, electric, low-alloyed*, modulo del database ecoinvent per la produzione di acciaio secondario in un forno ad arco elettrico. Il modulo è stato opportunamente modificato eliminando gli impatti associati alla precedente selezione del rottame in ingresso;
- *Steel, low-alloyed {RER} | steel production, converter, low-alloyed*, modulo del database ecoinvent che considera le 4 fasi principali associate alla produzione evitata di acciaio primario (produzione del coke metallurgico in cokeria, produzione dell'agglomerato di minerali di ferro, produzione di ghisa nell'altoforno e produzione dell'acciaio in un convertitore a ossigeno).

## D.5 Trattamento di recupero delle scorie deferrizzate

Nell'anno 2016, le scorie prodotte dal processo di incenerimento sono state trasportate, dopo opportuna deferrizzazione, all'impianto di trattamento *B.S.B. Prefabbricati S.r.l.* a Noceto (PR). Il trattamento delle scorie prevede la separazione dei rottami metallici e della frazione minerale, l'upgrading e il riciclo dei rottami in fonderia, il riutilizzo del minerale nella produzione di calcestruzzo e il trattamento dei residui solidi e liquidi del processo. La Figura D.5.1 riporta il bilancio di massa del trattamento di recupero in accordo con dati specifici dell'impianto *B.S.B. Prefabbricati S.r.l.* (DIIAR, 2010), mentre i paragrafi che seguono descrivono, per ciascuna sottounità del sistema analizzato, i dati utilizzati e le ipotesi formulate per l'analisi LCA.



**Figura D.5.1: bilancio di massa associato al trattamento delle scorie di fondo presso l'impianto *B.S.B. Prefabbricati S.r.l.* Rispetto al bilancio tradizionale dell'impianto riportato in DIIAR (2010), nello studio si è tenuto conto che le scorie in ingresso hanno già subito una separazione del materiale ferroso grossolano (14% del ferro complessivamente presente) presso l'inceneritore di Sesto SG.**

### Consumi della linea di trattamento scorie

Per i consumi dell'impianto, non avendo a disposizione dati specifici dall'azienda *B.S.B. Prefabbricati S.r.l.*, sono stati considerati i consumi medi di alcuni impianti del Nord Italia con caratteristiche simili in termini di linea di trattamento (Cernuschi et al., 2017).

In dettaglio, il consumo di energia elettrica è stato assunto pari a 7,4 kWh per t di scorie da trattare e tale elettricità è stata ipotizzata prelevata dalla rete nazionale (modulo del database ecoinvent *Electricity, medium voltage {IT} market for*). È stato inoltre conteggiato il prelievo di acqua da pozzo, pari a  $0,32 \text{ m}^3/\text{t}_{\text{scorie}}$ , per il contenimento delle polveri generate durante le fasi di stoccaggio, per la fase di lavaggio delle scorie e per la pulizia dei piazzali (modulo ecoinvent *Tap water {Europe without Switzerland} tap water production, underground water without treatment*).

### Recupero della frazione minerale per la produzione di calcestruzzo

Presso lo stesso impianto di trattamento delle scorie, la frazione minerale recuperata ( $674 \text{ kg}/\text{t}_{\text{scorie}}$ ) è miscelata a cemento e acqua per la produzione di calcestruzzo, in sostituzione di ghiaia naturale (rapporto di sostituzione 1:1 in massa; DIIAR, 2010).

Nello studio sono stati quindi modellati l'evitato processo di estrazione dell'aggregato naturale, la relativa lavorazione e il trasporto all'impianto *B.S.B. Prefabbricati S.r.l.*, in accordo con dati primari relativi al contesto lombardo (Borghi et al., 2017). Tali dati derivano dall'elaborazione di quanto riportato nei Piani Cave provinciali, nelle Statistiche Cave provinciali e da quanto emerso dai sopralluoghi effettuati in alcuni siti estrattivi e impianti di produzione di aggregati naturali (Tabella D.5.1).

**Tabella D.5.1: dati di inventario associati al processo di estrazione, lavorazione e trasporto di 1 t di aggregato naturale da cava (Borghi et al., 2017).**

<b>Input</b>	<b>Quantità (per t di aggregato naturale prodotto)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Sabbia e ghiaia	1,04 t	Modellata l'estrazione di risorsa: <i>Sand and gravel</i>
Diesel	15,62 MJ	EI database: <i>Diesel, burned in building machine {GLO}/ processing</i>
Energia elettrica	1,83 kWh	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}/ market for</i>
Acqua	0,46 kg	EI database: <i>Tap water {Europe without Switzerland}   tap water production, underground water without treatment</i>
<b>Output</b>	<b>Quantità (per t di aggregato naturale prodotto)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Aggregato naturale pronto per l'uso	1 t	Modellato il trasporto all'impianto di produzione del calcestruzzo distante mediamente 40 km dal luogo di lavorazione: <i>transport, freight, lorry 16-32 metric ton {RER}</i> (categoria Euro secondo il mix lombardo del 2016)

#### Upgrading e riciclo dei rottami metallici ferrosi

I rottami ferrosi recuperati dalle scorie (79 kg/t<sub>scorie</sub>) sono innanzitutto inviati a impianti di upgrading, distanti mediamente 100 km, e successivamente ad acciaieria. L'intero processo di recupero è stato modellato in maniera analoga a quanto descritto per i rottami ferrosi separati presso l'inceneritore di Sesto San Giovanni (per maggiori dettagli si veda il paragrafo D.4).

#### Upgrading e riciclo dei rottami metallici non ferrosi

I rottami non ferrosi recuperati dalle scorie (10 kg/t<sub>scorie</sub>) sono innanzitutto inviati a impianti di upgrading, distanti mediamente 100 km, dove il materiale è soggetto a un trattamento con vagli, eddy currents, separatori per acciaio inox, sistemi di separazione a raggi x e tavole vibranti. Tale trattamento effettua in primo luogo una separazione del materiale inerte destinato a discarica (mediamente 2,5% in peso) e successivamente ripartisce il flusso residuo tra alluminio (70%) e metalli non ferrosi pesanti (30%; Cernuschi et al., 2017). La tabella D.5.2 riporta i dati di inventario associati al processo descritto. I consumi di energia e combustibile sono dati secondari riportati in Allegrini et al. (2015) per il contesto danese, mentre il bilancio di massa per i prodotti in uscita scaturisce da informazioni acquisite presso impianti italiani (Cernuschi et al., 2017).

Il rottame di alluminio recuperato dal processo di upgrading è inviato in forni fusori per la produzione di alluminio secondario. Nello studio, tuttavia, questo processo finale di fusione non è stato incluso scegliendo l'ingresso del forno fusorio come punto di sostituzione tra il prodotto secondario e quello primario. Questa scelta è giustificata dal fatto che i forni fusori, dove avviene la raffinazione dell'alluminio con l'aggiunta di alliganti, operano allo stesso modo per il rottame e il metallo primario (Koffler e Florin, 2013).

Sulla base di queste considerazioni, si è quindi assunto che il rottame di alluminio in uscita dal processo di upgrading sostituisca dell'alluminio primario puro prodotto senza aggiunta di alliganti (alluminio 99.7), considerando un rapporto di sostituzione in massa pari a 1:0,35 (Koffler e Florin, 2013). La produzione evitata del lingotto di alluminio 99.7 è stata descritta, in particolare, con il modulo ecoinvent *Aluminium, primary, ingot {IAI Area, EU27 & EFTA} | market for*.

La frazione pesante dei metalli non ferrosi si è assunto, invece, sia avviata a recupero di materia nel Nord Europa dove appositi impianti effettuano il trattamento di rottami contenenti prevalentemente rame (nei rottami non ferrosi pesanti da scorie il rame rappresenta mediamente il 45% in peso in accordo con Biganzoli et al., 2017). In tali impianti, i rottami sono alimentati in un forno fusorio che recupera il cosiddetto "black copper" inviato a raffinazione elettrolitica. Nella fase elettrolitica il rame puro è recuperato al catodo (68%

del rame in ingresso) mentre gli altri metalli preziosi si concentrano nei fanghi anodici, avviati ad ulteriori processi di raffinazione. Non avendo a disposizione dati sulle rese di recupero degli altri metalli nei fanghi, nello studio si è deciso di considerare solo il processo di recupero del rame come effettuato in Allegrini et al. (2015). I moduli utilizzati per la modellazione di tale processo sono stati:

- *Copper {RoW} | treatment of metal part of electronics scrap, in blister, by electrolytic refining*, modulo del database ecoinvent che considera il consumo di materie prime (acqua e acido solforico), elettricità, calore ed emissioni in aria e acqua associati al processo di recupero del rame dai rottami metallici (306 kg di rame per tonnellata di rottame in ingresso);
- *Copper {RER} | production, primary*, modulo del database ecoinvent che modella la produzione primaria evitata di rame (estrazione, frantumazione, flottazione e arrostitimento del minerale, fusione e conversione del concentrato, raffinazione termica ed elettrolitica). Il rapporto di sostituzione in massa tra rame primario e secondario è stato assunto 1:1 in quanto il processo di riciclo del rame include anch'esso una fase di raffinazione elettrolitica e dunque il rame secondario prodotto si è supposto abbia le stesse caratteristiche di quello primario.

**Tabella D.5.2: dati di inventario e ipotesi di modellazione associati al trattamento di upgrading di 1 tonnellata di rottame metallico non ferroso separato dalle scorie da incenerimento.**

<b>Input trattamento</b>	<b>Quantità (per t di rottame in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Energia elettrica	58 kWh	EI database: <i>Electricity, medium voltage {IT}   market for</i>
Diesel	0,7 kg	EI database: <i>Diesel {RER}   market group for</i>
<b>Output trattamento</b>	<b>Quantità (per t di rottame in ingresso)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Scarti (inerti)	25 kg	Modellato il trasporto (100 km) e lo smaltimento in una discarica per rifiuti pericolosi Trasporto: <i>Transport, freight, lorry &gt; 32 metric ton, EURO 5 {RER}</i> Smaltimento: <i>Average incineration residue {RoW}   treatment of, residual material landfill</i> (EI database)
Alluminio recuperato	682,5 kg	Modellato il trasporto (50 km) e il riciclo dell'alluminio Trasporto: <i>Transport, freight, lorry &gt; 32 metric ton, EURO 5 {RER}</i> Riciclo: modulo "Riciclo alluminio" appositamente costruito. Per maggiori dettagli si veda il testo
Metalli non ferrosi pesanti recuperati	292,5 kg	Modellato il trasporto ad un impianto nel Nord Europa (1000 km) e il recupero di rame dalla miscela Trasporto: <i>Transport, freight, lorry &gt; 32 metric ton, EURO 5 {RER}</i> Recupero: modulo "Recupero rame" appositamente costruito. Per maggiori dettagli si veda il testo

#### Trattamento dei residui incombusti

I residui incombusti del processo (17 kg/t<sub>scorie</sub>) si è assunto siano inceneriti presso un termovalorizzatore situato mediamente a 100 km di distanza dall'impianto di trattamento scorie (Cernuschi et al., 2017). La fase di incenerimento è stata conteggiata con il modulo del database ecoinvent *Municipal solid waste {IT} | Treatment of, incineration* opportunamente modificato escludendo il recupero dei rottami metallici dalle scorie.

### Trattamento delle acque di processo

L'acqua di lisciviazione delle scorie (220 kg/t<sub>scorie</sub>) si è assunto venga pre-trattata internamente con un processo chimico-fisico e, successivamente, sia scaricata nella fognatura pubblica per essere avviata ad un impianto di depurazione di acque civili. I dati di inventario e le ipotesi di modellazione associati al trattamento descritto sono riportati in Tabella D.5.3.

**Tabella D.5.3: dati di inventario del processo completo di depurazione delle acque reflue prodotte dal trattamento di 1 tonnellata di scorie con la relativa modellazione nel software (Cernuschi et al., 2017).**

<b>Consumi impianto interno di trattamento</b>	<b>Quantità (per t di scorie da trattare)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Polielettrolita cationico	21 g	EI database: <i>Polyacrylamide {GLO}  production</i>
Soluzione di solfato ferroso al 20%	136 g	Sostanza pura (EI): <i>Iron sulfate {RER}  production</i> (27,2 g) Acqua deionizzata (EI): <i>Water, deionised, from tap water, at user {Europe without Switzerland}  water production, deionised, from tap water</i> (108,8 g)
Soluzione di soda caustica al 50%	13,6 g	Sostanza pura (EI): <i>Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER}   chlor-alkali electrolysis, membrane cell</i> (6,8 g)
Energia elettrica	Il consumo del depuratore interno è già incluso nella richiesta elettrica complessiva dell'impianto di trattamento scorie	
<b>Output impianto interno di trattamento</b>	<b>Quantità (per t di scorie da trattare)</b>	<b>Modellazione nel software</b>
Refluo avviato ad un impianto di depurazione per acque civili di medie dimensioni	0,22 m <sup>3</sup>	<i>Wastewater, average {CH}  treatment of, capacity 1.10E10 l/year</i> Il modulo è stato opportunamente modificato considerando il contesto italiano al posto di quello svizzero per quanto concerne i consumi di energia elettrica e la richiesta di calore dell'impianto

### **D.6 Trattamento di smaltimento delle polveri e dei fanghi**

Nel 2016 le polveri e i fanghi prodotti dal processo di incenerimento sono stati inviati a una piattaforma per il trattamento di rifiuti speciali situata ad Orbassano (TO) e gestita dalla società Ambienthesis S.p.A. Presso tale impianto, avviene un trattamento di inertizzazione dei rifiuti conferiti. Il processo prevede l'aggiunta di leganti idraulici (cemento o calce idrata) per una quantità pari al 5% in peso del rifiuto in ingresso ed eventualmente di acqua per una quantità pari al 17,5% in peso (l'acqua è utilizzata solo nel caso delle polveri, caratterizzate da un residuo secco del 99%).

Il materiale inertizzato, dopo una fase di maturazione di 24 ore, viene conferito in discariche per rifiuti pericolosi non possedendo i requisiti meccanici per il recupero nelle miniere di sale esaurite. La discarica di riferimento per l'anno 2016 è stata La Torrazza S.r.l. (TO), di proprietà della stessa società e, in seconda istanza, una discarica in Provincia di Brescia (Ambienthesis S.p.A., 2017).

La modellazione del trattamento è stata effettuata con il modulo del databaseecoinvent *Average incineration residue {CH}| treatment of, residual material landfill*, che considera il processo di inertizzazione e di conferimento in discarica dei residui pericolosi da incenerimento. Il modulo è stato opportunamente modificato con i dati primari del sistema studiato per il consumo dell'agente inertizzante (50 kg cemento/t rifiuto anziché 400 kg/t) e di acqua (175 kg/t polveri anziché 600 kg/t).

## **D.7 Trattamento dello scarico liquido dall'impianto di trattamento interno delle acque**

Le acque reflue generate dall'impianto di trattamento interno dell'inceneritore vengono inviate al contiguo depuratore di Sesto San Giovanni, gestito dal Gruppo CAP. Il trattamento dello scarico liquido presso il depuratore è stato modellato con il modulo ecoinvent *wastewater, average {CH} / treatment of, capacity 4.7E10/year*, selezionato in base al numero di abitanti equivalenti serviti dall'impianto in questione (150.000 AE; Gruppo CAP, 2017). Si sottolinea che il modulo è stato opportunamente modificato considerando il contesto italiano al posto di quello svizzero per quanto concerne i consumi di energia elettrica e la richiesta di calore del depuratore.

## Allegato E - Dettagli dell'inventario relativo all'incenerimento del RUR presso l'inceneritore Silla 2

### E.1 Trattamento di recupero delle scorie

Non avendo a disposizione informazioni sull'impianto di destino delle scorie in uscita dall'inceneritore Silla 2, il recupero di tali residui è stato modellato facendo riferimento a quanto riportato in Cernuschi et al. (2017). Tale documento fornisce il bilancio di massa di un generico impianto di trattamento delle scorie, definito in base a sopralluoghi effettuati presso alcuni siti del nord Italia specializzati nel recupero di tali residui.

Il sistema modellizzato include il trattamento delle scorie per il recupero della frazione minerale e dei rottami metallici, il riutilizzo del minerale per la produzione di calcestruzzo, la fase di upgrading e riciclo dei rottami metallici e lo smaltimento dei residui solidi e liquidi del processo (Figura E.1.1).

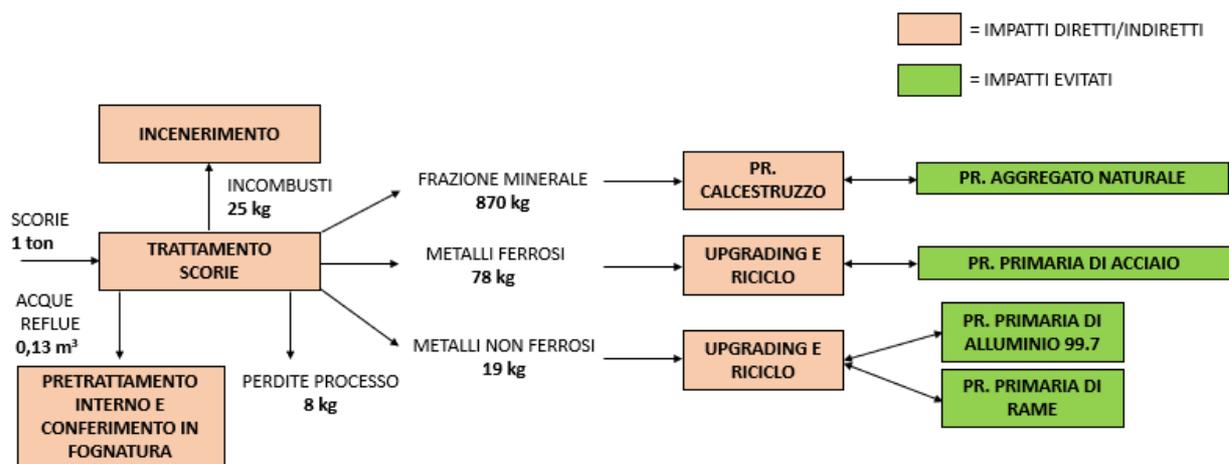


Figura E.1.1: schema e bilancio di massa associato al trattamento delle scorie di fondo prodotte dall'incenerimento del RUR presso Silla 2 (Cernuschi et al., 2017).

Per l'inventario di ciascuna sottounità del sistema si rimanda al paragrafo D.5 dell'allegato D (trattamento di recupero delle scorie deferrizzate dall'incenerimento del RUR a Sesto SG).

## Allegato F - Dettagli dell'inventario relativo al trasporto del rifiuto urbano all'impianto di trattamento

**Tabella F.1: distanze tra i singoli Comuni e il rispettivo impianto di trattamento della FORSU nello scenario attuale. La percorrenza media è pesata sul quantitativo di FORSU raccolto in ciascun Comune nel 2016.**

Comune	Impianto di destino	Distanza	FORSU nel 2016 (t/a)
Cologno Monzese	Impianto di compostaggio Econord S.p.A. (Cologno)	5 km	4.090
Sesto San Giovanni		10 km	1.713
Pioltello	Impianto di compostaggio A2A Ambiente (Lacchiarella)	40 km	1.522
<b>Distanza media all'impianto di compostaggio</b>		<b>13 km</b>	
Cormano	Montello S.p.A. (Montello)	59 km	1.831
Pioltello		52 km	1.470
Segrate		54 km	3.557
<b>Distanza media all'impianto di digestione anaerobica</b>		<b>55 km</b>	

**Tabella F.2: distanze tra i singoli Comuni e l'inceneritore di Sesto SG, impianto di trattamento del RUR nello scenario attuale. La percorrenza media è pesata sul quantitativo di RUR raccolto in ciascun Comune nel 2016.**

Comune	Impianto di destino	Distanza	RUR nel 2016 (t/a)
Cologno Monzese	Inceneritore CORE di Sesto San Giovanni	3 km	7.476
Cormano		12 km	2.369
Pioltello		11 km	5.372
Segrate		10 km	8.355
Sesto SG		5 km	19.421
<b>Distanza media</b>		<b>7 km</b>	

**Tabella F.3: distanze tra i singoli Comuni e l'impianto di digestione anaerobica a Sesto SG dove si effettuerà il trattamento della FORSU nello scenario futuro. La percorrenza media è pesata sul quantitativo di FORSU raccolta in ciascun Comune nello scenario futuro.**

Comune	Impianto di destino	Distanza	FORSU scenario futuro (t/a)
Cologno Monzese	Impianto di digestione anaerobica a Sesto SG	3 km	4.821
Cormano		12 km	2.027
Pioltello		11 km	3.740
Segrate		10 km	3.557
Sesto San Giovanni		5 km	8.261
<b>Distanza media</b>		<b>7 km</b>	

**Tabella F.4: distanze tra i singoli Comuni e l'inceneritore Silla 2, impianto di trattamento del RUR nello scenario futuro. La percorrenza media è pesata sulla quantità di RUR raccolta in ciascun Comune nello scenario futuro.**

<b>Comune</b>	<b>Impianto di destino</b>	<b>Distanza</b>	<b>RUR scenario futuro (t/a)</b>
Cologno Monzese	Inceneritore Silla 2 di A2A Ambiente	26 km	6.744
Cormano		15 km	2.173
Pioltello		32 km	4.624
Segrate		32 km	8.355
Sesto San Giovanni		20 km	12.873
<b>Distanza media</b>		<b>25 km</b>	