

POLITECNICO DI TORINO



Laurea magistrale in INGEGNERIA ENERGETICA E
NUCLEARE

LCA applicato alla purificazione del biogas tramite ceneri legnose: caso studio Up-Ash

Relatori

Prof. Davide PAPURELLO

Prof.ssa Lidia LOMBARDI

Candidato

Luis Paul ROMERO

Luglio 2025

Sommario

La trasformazione di biogas in biometano è determinante al raggiungimento degli obiettivi delle politiche attuali messe in azione sulla transizione energetica. In questo contesto, l'impiego di ceneri da biomassa legnosa come materiale adsorbente per la rimozione della CO₂ è stato oggetto del progetto sperimentale *UP-ASH*, che ha mostrato risultati tecnicamente favorevoli in scala pilota. Tuttavia, l'effettiva sostenibilità ambientale di questa soluzione non era stata ancora indagata sistematicamente.

Il presente lavoro si propone di quantificare gli impatti ambientali del sistema UP-ASH mediante un'analisi LCA (*Life Cycle Assessment*) condotta secondo le linee guida ILCD. Lo studio adotta una prospettiva *Gate to Gate*, con attenzione particolare alla funzione secondaria svolta dal materiale adsorbente a base di ceneri. In una prima fase, l'analisi si focalizza sull'individuazione dei *hot spot* ambientali del sistema base. Successivamente, viene valutata l'influenza dell'efficacia del trattamento di carbonatazione nel convertire le ceneri esauste da rifiuto non pericoloso a rifiuto inerte. I risultati evidenziano che, nei casi in cui tale trattamento fosse efficace, la categoria d'impatto *Climate Change* registra addirittura un bilancio netto negativo, evidenziando l'importanza del rispetto dei limiti di lisciviazione per rifiuti inerti.

Infine, viene indagato l'effetto della variazione del parametro di *uptake* (CO₂ catturata per kg di cenere) comparando ceneri legnose (*uptake*=110 gCO₂/kg) con *bottom ash* da incenerimento (*uptake*=30 gCO₂/kg). Si osserva che, nonostante l'incremento dei flussi di cenere richiesti in caso di *uptake* più basso, l'impatto complessivo sul cambiamento climatico può risultare comunque favorevole se il processo consente di classificare le ceneri esauste come rifiuto inerte. Tuttavia, nelle altre categorie d'impatto si vedono dei peggioramenti (*impact shifting*), che richiederebbero una valutazione più approfondita.

The transformation of biogas into biomethane is a key driver in achieving the objectives of current energy transition policies. In this context, the use of wood biomass ashes as adsorbent material for CO₂ removal has been investigated within the experimental project *UP-ASH*, which showed technically promising results at pilot scale. However, the actual environmental sustainability of this innovative solution had not yet been systematically assessed.

This work aims to quantify the environmental impacts of the *UP-ASH* system through a Life Cycle Assessment (LCA), conducted according to ILCD guidelines. The study adopts a *Gate-to-Gate* perspective, with particular focus on the secondary function performed by the ash-based adsorbent material. In a first phase, the analysis identifies the environmental *hot spots* of the baseline system. Subsequently, the influence of the carbonation treatment's effectiveness in converting the exhausted ash from non-hazardous waste to inert material is evaluated. Results show that, when such treatment is effective, the *Climate Change* impact category can even reach a net negative CO₂ balance, highlighting the relevance of complying with leaching limits for inert waste classification.

Finally, the effect of varying the *uptake* parameter (i.e., grams of CO₂ captured per kg of dry ash) is investigated by comparing wood ash (uptake ≈ 110 gCO₂/kg) with bottom ash from incineration (uptake ≈ 30 gCO₂/kg). The results indicate that, despite the increased ash flow required with lower uptake, the overall climate impact may still be favorable—provided that the exhausted ash is managed as inert waste. However, in other impact categories, worsening effects are observed (*impact shifting*), which calls for a more comprehensive evaluation.

Indice

Elenco delle tabelle	VI
Elenco delle figure	VIII
Acronimi	XII
1 Introduzione	1
1.1 Biogas a livello globale ed Europeo	5
1.1.1 Bioenergie	5
1.1.2 Produzione attuale di biogas	6
1.1.3 Produzione attuale Biometano a livello Europeo	7
1.1.4 Biogas nei diversi scenari IEA	9
1.1.5 Politiche Attuali di incentivo biometano a livello Europeo . .	12
1.2 LCA e Sostenibilità	14
1.2.1 Introduzione Metodologia LCA	15
1.2.2 Standardizzazione dell'LCA	18
2 Upgrading Biogas: Impianto pilota Up-Ash	20
2.1 Progetto Up-Ash: impiego ceneri legnose	21
2.1.1 Descrizione dell'Impianto pilota FEM	22
2.1.2 Caratterizzazione delle cenere	25
2.2 Risultato delle prove	27

2.2.1	Cattura della CO2	27
2.2.2	Rimozione dei composti in traccia	32
2.2.3	Verifica Test di lisciviazione	34
3	LCA Progetto Up-Ash	37
3.1	Riferimenti Metodologici	38
3.2	Definizione obiettivo (<i>Goal Definition</i>)	39
3.2.1	Applicazione prevista dei risultati LCA	40
3.2.2	Metodo, ipotesi e limiti di impatto	40
3.2.3	Orientamento dell'obiettivo, contesto decisionale	41
3.2.4	Contesto decisionale dello studio LCA	45
3.2.5	Pubblico di riferimento a cui sono destinati i risultati LCA	46
3.3	Campo di applicazione (<i>Scope Definition</i>)	46
3.3.1	Funzione, Unità funzionale e flusso di riferimento	47
3.3.2	Modellazione dell'inventario (LCI)	49
3.3.3	Confini del sistema e criteri di esclusione (cut-off)	54
3.3.4	Tipologia di dati e fonte	63
3.4	Analisi di inventario (LCI)	66
3.4.1	Biogas in ingresso	72
3.4.2	compressione del biogas	73
3.4.3	Trasporto delle ceneri in ingresso e umidificazione	74
3.4.4	Trasporto, smaltimento ceneri esauste	74
3.4.5	Produzione materiale reattore UP-ASH	75
3.4.6	Consumo di azoto per inertizzazione	76
3.4.7	Consumo elettrico strumentalizzazione analitica	76
3.4.8	Cattura della CO2	77
3.4.9	Funzione secondaria: trattamento delle cenere	78
3.5	Valutazione degli Impatti (LCIA)	79

3.6	Risultati e interpretazione	80
3.6.1	Contributi diretti: Hot spots	82
3.6.2	Confronto efficacia trattamento carbonatazione	85
3.6.3	Confronto efficacia trattamento carbonatazione	87
3.6.4	variazione Uptake CO ₂ : cenere pesanti (BA)	87
	Bibliografia	93

Elenco delle tabelle

2.1	Composizione elementare delle ceneri legnose [18]	26
2.2	Composizione in traccia degli elementi presenti nella cenere legnosa analizzata [18].	26
2.3	Caratteristiche delle ceneri prima (IN) e dopo (OUT) nei 4 test [18].	27
2.4	impostazioni iniziali test laboratorio, Umidità 20% e 30% [18]	28
2.5	Portata media in ingresso, concentrazione media di CO ₂ e portata specifica per ciascun test [18]	28
2.6	Tempo, volume di gas trattato, richiesta specifica, uptake ceneri, alla condizione di uscita in cui la CO ₂ è pari al 4% in volume.	29
2.7	Uptake delle cenere nelle 4 diverse prove [18].	30
2.8	Concentrazione dei composti in traccia nel biometano in uscita (95 h) e confronto con i limiti normativi per l'immissione in rete [18].	33
3.1	Confronto sintetico tra le Situazioni decisionali LCA secondo ILCD	44
3.2	Limiti normativi per il riutilizzo e per lo smaltimento in discarica per rifiuti inerti delle ceneri pesanti secondo i decreti ministeriali: *D.M. 05/04/2006, **D.M. 27/09/2010.	48
3.3	Limiti di qualità del biometano per l'immissione in rete secondo UNI/TR 11537 [17].	50
3.4	Confronto tra scenari di gestione delle ceneri esauste nel sistema UP-ASH	53
3.5	CO ₂ uptake delle cenere nelle diverse prove [18].	69
3.6	Dati di input considerati per la modellazione dell'inventario – Batch A	69

3.7	Flussi in ingresso e uscita relativi al Batch A: dati Riferita a Batch e unità funzionale	70
3.8	Parametri considerati per il processo di produzione del reattore . . .	76
3.9	Risultati per categoria di impatto, Uptake 111 gCO ₂ /kg, processo cenere a monte: rifiuto semi inerte, smaltimento cenere esauste a valle come rifiuti inerti)	82
3.10	Parametri di input/output riferiti a 1 Nm ³ di biometano prodotto, con uptake di 30 gCO ₂ /kg di cenere secca	88

Elenco delle figure

1.1	Record emissioni di CO ₂ legate all'energia, nel 2023 sono aumentate dell'1,3%, raggiungendo un massimo storico proprio nell'anno più caldo mai registrato. Fonte: WEO 2024 [2]	2
1.2	Rappresentazione concettuale del <i>decoupling</i> : disaccoppiamento tra crescita economica, uso di risorse naturali e impatti ambientali, associata ad un <i>Sustainable development goal, SDGs</i> . L'obiettivo finale è ottenere maggiore benessere e valore economico con minori pressioni sull'ambiente. [3].	3
1.3	Composizione del mix energetico globale fino al 2050 nei tre scenari IEA. Nello scenario STEPS — basato sulle politiche attualmente in vigore — le fonti pulite sono destinate a una crescita significativa, mentre carbone, petrolio e gas naturale raggiungono un picco prima del 2030 e iniziano poi a decrescere. Fonte: WEO 2024 [2]	4
1.4	Produzione di biogas per tipo di uso e regione, 2000-2023 [4].	6
1.5	Evoluzione numero di impianti biometano in Europa 2021-2024. Fonte: EBA Database [5].	8
1.6	Distribuzione impianti di biometano in Europa in base alla connessione rete del gas. L'86% è connesso alla rete [5]	8
1.7	Quota di elettricità, combustibili liquidi e gassosi nei consumi finali d'energia.[4]	9
1.8	Domanda combinata di biogas e biometano nei tre scenari. nello scenario steps la domanda più che raddoppia entro il 2035. in tutti i 3 scenari il contributo di biometano rispetto al totale di biogases e sempre in crescita. [2]	10

1.9	Crescita della produzione di bioenergie liquide e gassose a livello globale tra il 2023 e il 2035 nei scenari STEPS e APS. La crescita è trainata da misure politiche come incentivi. [4]	11
1.10	Proiezioni domanda biogases, entro il 2050, oltre il 60 % del biogas prodotto è potenziato a biometano. Nello scenario APS, la produzione di biometano supera i 200 bcme, un volume equivalente a circa il 40 % del commercio globale di GNL nel 2023. [4]	11
1.11	Produzione di biogas(es) nel 2023 e target fissati per il 2030 in alcuni Paesi [4]	13
1.12	Rappresentazione di Sviluppo Sostenibile: equilibrio tra i tre pilastri: Ambientale, Economico e sociale [9].	15
1.13	<i>Life Cycle Sustainability Assessment</i> (LCSA) come parte dell'approccio <i>Life Cycle Thinking</i> (LCT) [9].	16
1.14	Struttura generale analisi LCA secondo ISO 14040:2006 [12]	18
2.1	Rappresentazione semplificata dell'impianto pilota FEM [18].	22
2.2	Configurazione per le misure composizione di biogas e biometano.	23
2.3	Aspetto ceneri pesanti provenienti dalla centrale a biomassa FEM.[17]	24
2.4	Operazione di riempimento cenere con dei <i>big bag</i> [17]	25
2.5	concentrazione CO ₂ all'uscita del reattore in funzione del tempo, per test condotti con umidità delle ceneri pari al 20% e 30% [20].	29
2.6	Concentrazione di CH ₄ e CO ₂ nel gas in uscita per il batch A. Si osserva un rapido incremento del metano fino a valori prossimi al 95%, e una corrispondente riduzione della CO ₂ fino a concentrazioni inferiori al 4%, soglia limite per l'immissione del biometano in rete [18].	31
2.7	Rilascio in eluato di elementi potenziale verso l'ambientale. I valori contrassegnati con un asterisco (*) indica concentrazioni inferiori al limite strumentale, in questi casi è stato riportato tale limite. [20].	35
3.1	quadro metodologico LCA, tratto dalla norma ISO 14040:2006 (parzialmente modificato)[21]	39
3.2	Combinazione di due aspetti principali del contesto decisionale: 1) <i>orientamento alla decisione</i> e 2) <i>tipo di conseguenze nel sistema di background o in altri sistemi</i> [21].	42

3.3	Rappresentazione e equivalenza approccio espansione del sistema: 1) In alto: Sostituzione - <i>System reduction</i> ; 2) In basso Agregazione - <i>System expansion</i> [21].	51
3.4	Inclusione fasi LCA nella definizione del Confine del sistema: 1) Dalla culla alla tomba (<i>Cradle to Grave, Full LCA</i>) 2) Dalla culla al cancello (<i>Cradle to Gate, Ecoprofile</i>) 3) Dal cancello al cancello (<i>Gate to Gate, Ecobalance</i>). [21]	54
3.5	Rappresentazione di confine di un sistema con ciclo di vita completo, data dalla unione di processi appartenenti a : <i>Foreground system</i> e <i>Background system</i> in base alla prospettiva della specificità, Figura dal manuale ILCD [21].	56
3.6	Schema preliminare di confine LCA e scenario opzionale di riutilizzo delle ceneri.	58
3.7	Confine LCA definitivo del sistema upgrading Up-Ash: cenere in discarica	59
3.8	Rappresentazione alternativa confine Unita funzionale: 1Nm3 di biogas in ingresso [17]	63
3.9	assegnazione de valori di qualità dei dati primari secondo il sistema <i>ILCD Data Quality Indicators</i>) [21].	65
3.10	Modello finale del sistema UP-ASH implementato in OpenLCA 2.4.1	67
3.11	Input e Outpur del processo complessivo UP-ASH modellato su OpenLCA	68
3.12	Diagramma di Sankey relativo alla categoria d’impatto Climate Change , generato tramite <i>OpenLCA</i> . flussi impatti che contribui- scono in maniera positiva (colore rosso) e flussi d’impatti evitati (colore verde: credito)	81
3.13	Top 5 Contributi diretti alla categoria <i>Climate Change</i> , caso A: smaltita come rifiuto inerte	83
3.14	Contributi diretti alla categoria <i>Climate Change</i> nel Caso B (cenere trattata come rifiuto non pericoloso sia a monte che valle).	84
3.15	Contributi diretti alla categoria <i>Climate Change</i> nello scenario Caso C. Si evidenzia il forte contributo evitato associato allo smaltimento delle ceneri trattate come rifiuto inerte, che insieme alla cattura di CO ₂ biogenica consente di ottenere un impatto netto negativo. . . .	85

3.16	Confronto tra gli impatti netti nella categoria <i>Climate Change</i> per i tre scenari.	86
3.17	Confronto tra gli impatti nella sottocategoria <i>Climate Change – Biogenic</i> per i tre scenari.	86
3.18	Confronto relativo dei contributi per categoria d’impatto tra lo scenario C e lo scenario B.	87
3.19	Confronto tra gli impatti netti nella categoria <i>Climate Change</i> per i diversi scenari di trattamento (WA con uptake 110 e BA con uptake 30 gCO ₂ /kg, smaltimento inerte o non pericoloso).	89
3.20	Confronto degli impatti ambientali tra tre scenari, cenere BA con 30 gCO ₂ /kg e caso WA per i casi C e B e. Nonostante l’abbassamento dell’uptake favorisca la categoria <i>Climate Change</i> , si osserva uno spostamento degli impatti verso le altre categorie, che risultano generalmente più elevate per il caso BA_30_not_hazard_inerte. . .	90

Acronimi

LCA

Life Cycle Assessment

LCI

Life Cycle Inventory

ILCD

International Reference Life Cycle Data System

PEF

Product Environmental footprint

HPWS

High Pressure Water Scrubbing

IEA

International Energy Agency

WEO

World Energy Outlook 2024

Capitolo 1

Introduzione

La transizione energetica verso sistemi a basse emissioni rappresenta oggi una priorità imprescindibile per contenere il cambiamento climatico. Il settore energetico è responsabile di circa il 85 % delle emissioni globali di CO₂¹, il gas serra più diffuso e strettamente correlato all'aumento della temperatura media terrestre (Fig.1.1). La concentrazione atmosferica di CO₂ ha superato le 420 ppm², a fronte di valori preindustriali di circa 280 ppm, contribuendo al riscaldamento globale che si avvicina alla soglia critica di +1,5 °C fissata dall'Accordo di Parigi [2].

Per raggiungere la neutralità climatica entro il 2050, obiettivo ribadito dalla COP26 di Glasgow (2021), all'interno dell'Unione Europea sono state introdotte una serie di strategie integrate, tra cui il Green Deal Europeo, il piano *REPowerEU* e il pacchetto legislativo *Fit for 55*, volte ad accelerare l'elettrificazione, potenziare le fonti rinnovabili e rafforzare l'indipendenza energetica. All'interno di questi quadri strategici, il ruolo del biometano come sostituto del gas fossile assume un'importanza crescente, grazie al suo potenziale di decarbonizzazione e alla compatibilità con le infrastrutture esistenti.

Tra i principi guida per le attuali strategie di transizione Energetica sostenibile emerge il concetto di *decoupling*, ovvero il disaccoppiamento tra crescita economica e pressione ambientale. L'idea di base è che uno sviluppo economico duraturo non debba necessariamente comportare un aumento proporzionale del consumo di risorse naturali e delle emissioni clima-alteranti associate.

¹IEA, World Energy Outlook, 2024

²NOAA Mauna Loa Observatory, 2024 [1]

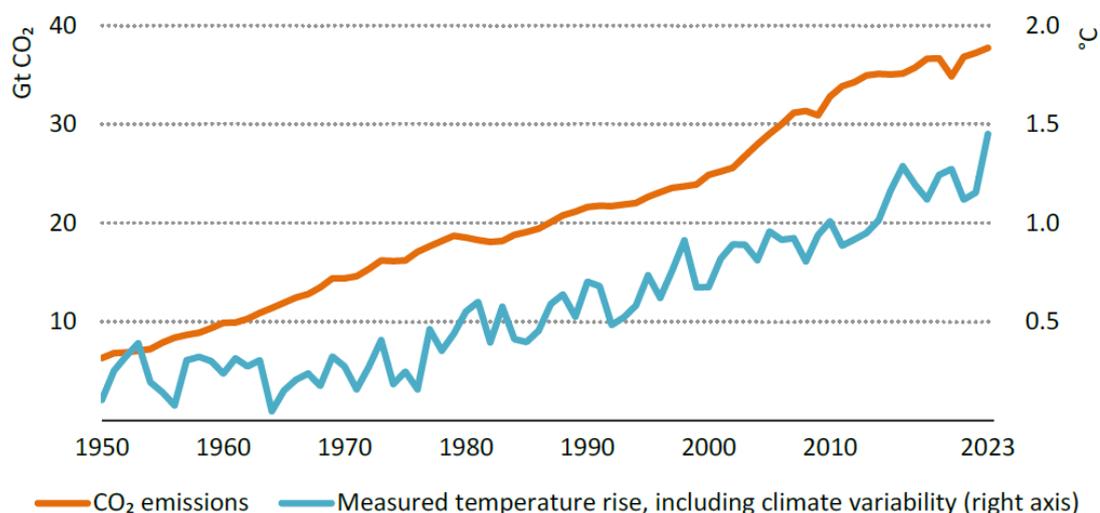


Figura 1.1: Record emissioni di CO₂ legate all’energia, nel 2023 sono aumentate dell’1,3%, raggiungendo un massimo storico proprio nell’anno più caldo mai registrato. Fonte: WEO 2024 [2]

Come rappresentato in Figura 1.2 In questo quadro, il disaccoppiamento può assumere due configurazioni: relativa, quando le pressioni ambientali crescono più lentamente della crescita economica (i.e prodotto interno lordo); oppure assoluta, quando si osserva una loro effettiva riduzione anche in presenza di crescita economica: maggiore valore economico per impatto ambientale generata: *better Eco-efficiency*.

tale approccio costituisce una direzione auspicata per coniugare obiettivi ambientali, economici e sociali. Tecnologie in grado di valorizzare sottoprodotti e materiali di scarto come la produzione di biometano da residui organici possono contribuire concretamente negli obiettivi, favorendo modelli energetici più efficienti.

Per inquadrare le prospettive future del sistema energetico globale e sostenere ai decisori politici, l’International Energy Agency (IEA) propone nel suo *World Energy Outlook* [2] tre scenari evolutivi, non predittivi ma esplorativi, che descrivono possibili traiettorie di transizione in base a differenti assunzioni politiche e tecnologiche:

- **Stated Policies Scenario (STEPS):** rappresenta lo scenario di riferimento basato sulle politiche attualmente in vigore o formalmente annunciate a livello nazionale. Le misure sono incluse solo se supportate da strumenti concreti di implementazione. Lo STEPS è associato ad un aumento della temperatura globale di circa 2,4°C entro il 2100 (con probabilità 50%).

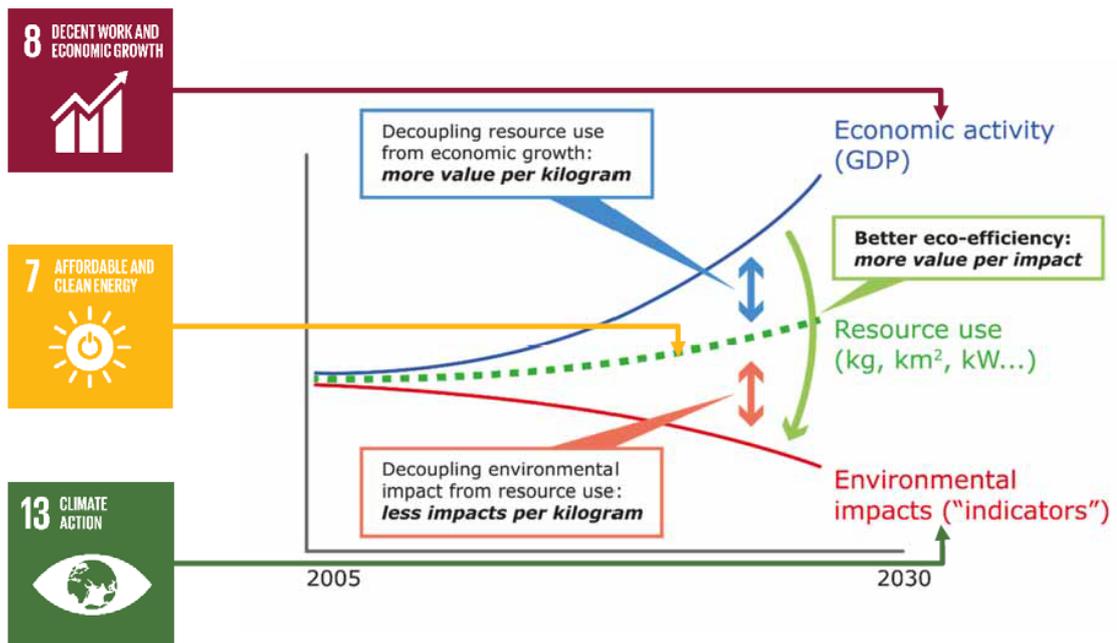


Figura 1.2: Rappresentazione concettuale del *decoupling*: disaccoppiamento tra crescita economica, uso di risorse naturali e impatti ambientali, associata ad un *Sustainable development goal, SDGs*. L'obiettivo finale è ottenere maggiore benessere e valore economico con minori pressioni sull'ambiente. [3].

- **Announced Pledges Scenario (APS):** considera il pieno rispetto di tutti gli impegni climatici dichiarati dai governi, incluse le promesse di neutralità climatica. In questo caso, le dinamiche di mercato e la cooperazione internazionale stimolano ulteriori investimenti in tecnologie pulite. L'APS è associato a un aumento della temperatura di circa 1,7°C entro il 2100.
- **Net Zero Emissions by 2050 (NZE):** è uno scenario che stabilisce un percorso per il raggiungimento della neutralità carbonica del settore energetico entro il 2050, in coerenza con l'obiettivo di limitare il riscaldamento globale a lungo termine a 1,5 °C, con un limitato margine di superamento. Include anche l'accesso universale all'energia moderna entro il 2030 e il miglioramento della qualità dell'aria, in linea con gli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'ONU.

L'evoluzione del mix energetico globale differisce notevolmente a seconda dello scenario considerato. Nello *Stated Policies Scenario (STEPS)*, la crescita della domanda complessiva di energia rallenta, mentre le fonti rinnovabili accelerano il loro dispiegamento, portando a un picco per tutte e tre le fonti fossili principali (carbone, petrolio, gas naturale) prima del 2030. In tale scenario, la domanda di

carbone subisce le riduzioni più marcate, venendo superata dal gas naturale entro il 2030. Le fonti di energia pulita — guidate da fotovoltaico e eolico — crescono più rapidamente della domanda energetica complessiva tra il 2023 e il 2035, diventando la principale fonte di approvvigionamento energetico intorno alla metà degli anni Trenta [2].

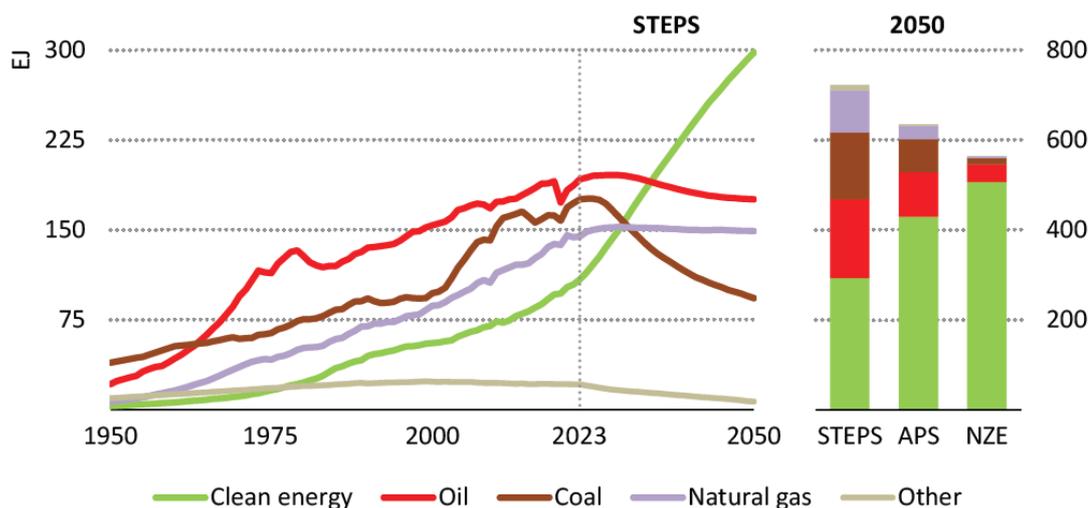


Figura 1.3: Composizione del mix energetico globale fino al 2050 nei tre scenari IEA. Nello scenario STEPS — basato sulle politiche attualmente in vigore — le fonti pulite sono destinate a una crescita significativa, mentre carbone, petrolio e gas naturale raggiungono un picco prima del 2030 e iniziano poi a decrescere. Fonte: WEO 2024 [2]

Come mostrato in Figura 1.3, la transizione energetica prevista nello STEPS rimane comunque insufficiente rispetto ai cambiamenti richiesti negli altri due scenari. Nel 2023, i combustibili fossili coprono circa l'80% della domanda globale di energia primaria; nello STEPS questa quota scende al 58% nel 2050. Al contrario, nello *Announced Pledges Scenario* (APS), le fonti pulite soddisfano il 40% della domanda energetica globale già nel 2035, con un incremento fino a quasi tre quarti entro il 2050. Nello scenario *Net Zero Emissions by 2050* (NZE), l'energia da fonti pulite copre il 90% della domanda globale nel 2050. In quest'ultimo caso, circa un terzo dell'uso residuo di combustibili fossili è soggetto a tecnologie di abbattimento completo delle emissioni, mentre la parte restante è destinata ad usi non energetici o compensata tramite tecnologie di rimozione del carbonio, come la cattura diretta dall'aria o l'uso sostenibile della bioenergia. In questo ultimo punto, la produzione di biogas e biometano assumono un ruolo strategico non solo come vettori a basse emissioni, ma anche come leve di decarbonizzazione nei settori difficilmente elettrificabili (*Hard to Abate*) [2].

1.1 Biogas a livello globale ed Europeo

L'attuale contesto energetico è caratterizzato da forti tensioni geopolitiche, volatilità dell'offerta e prezzi elevati del gas, amplificati dalla crisi ucraina. Nel 2022, in Europa, il prezzo del gas naturale ha spesso superato il costo di produzione del biometano [4], riaccendendo l'interesse per questa risorsa come alternativa sostenibile e locale al gas fossile importato. Sebbene le tensioni sui mercati del gas si stiano attenuando grazie all'arrivo di nuovi volumi di GNL a partire dal 2026, i vantaggi in termini di sicurezza energetica derivanti dallo sviluppo di risorse interne rimangono strategici.

Nel frattempo, il mondo sta accelerando il processo di elettrificazione con un apporto crescente da fonti rinnovabili. Rispetto ai scenari del 2020 [2], lo scenario attuale mostra una quota più alta di elettricità nei consumi finali globali (28 % entro il 2040 nello scenario steps) e una penetrazione significativamente maggiore di eolico e fotovoltaico, che potrebbero arrivare al 50 % della generazione elettrica globale entro lo stesso anno.

In questo contesto, il ruolo del biogas e biometano resta fondamentale per la decarbonizzazione. Offrendo vantaggi particolari: flessibilità del sistema elettrico, accumulo stagionale, integrazione in settori industriali ad alta intensità energetica e nei trasporti pesanti, difficilmente elettrificabili (*Heavy duty*). Inoltre, la loro produzione a partire da rifiuti organici contribuisce a chiudere i cicli produttivi e rafforza l'approccio di economia circolare, andando oltre un semplice confronto con il costo dell'elettricità da fonti pulite.

Si deve valutare quindi in che misura il biogas possano non solo contribuire alla riduzione delle emissioni, ma anche rafforzare la sicurezza energetica, riducendo la dipendenza dai combustibili fossili importati e offrendo flessibilità a sistemi energetici sempre più condizionati da fonti rinnovabili non programmabili. [4].

1.1.1 Bioenergie

Biogas e biometano³ fanno parte della sezione gas all'interno del macro settore bioenergia moderna (Solido, liquido, gas). [2]. La bioenergia moderna rappresenta una risorsa estremamente versatile, ma la sua sostenibilità spesso rappresenta un punto debole ed spesso è oggetto di crescente dibattito. Attualmente, circa il 20 % dell'approvvigionamento globale proviene da colture dedicate alla produzione di biocarburanti convenzionali, con potenziale concorrenza rispetto alla produzione alimentare. Il restante 80 % è costituito da flussi di rifiuti organici, residui agricoli, forestali e del legno. Tuttavia, anche questi ultimi possono sollevare preoccupazioni

³Da adesso si farà riferimento solo al termine biogas(es) che include anche biometano

legate alla biodiversità e alle emissioni nette di gas serra. quindi Per garantire un uso sostenibile delle bioenergie nel lungo periodo, risultano fondamentali criteri di sostenibilità ben definiti e strumenti di valutazione come gli standard prestazionali basati sull'intero ciclo di vita, *Life Cycle Assessment* (LCA) metodologia su cui si basa il presente studio.

Attualmente la bioenergia liquida e gassosa contribuiscono in maniera limitata considerando l'intero sistema energetico, d'altra parte posseggono un elevato potenziale per la loro produzione. Le biomasse disponibili, i residui agricoli e forestali, così come i rifiuti organici urbani e industriali, costituiscono una ampia base per la loro diffusione. inoltre il biometano, ottenuto attraverso un processo di upgrading del biogas, costituisce un sostituto diretto del gas naturale.

1.1.2 Produzione attuale di biogas

I biogas(es) rappresentano attualmente una quota ancora limitata del mix energetico globale: costituiscono circa il 3% della produzione di bioenergia moderna e coprono l'1% della domanda mondiale di gas naturale [4]. Tuttavia, le prospettive di sviluppo stanno migliorando grazie al crescente interesse verso il potenziale dei biogas in generare emissioni negative ad esempio mediante tecnologie di cattura, utilizzo e stoccaggio della CO₂ (CCUS), e alla possibilità di usare direttamente il biometano come combustibile in sostituzione al gas naturale e senza modifiche infrastrutturali.

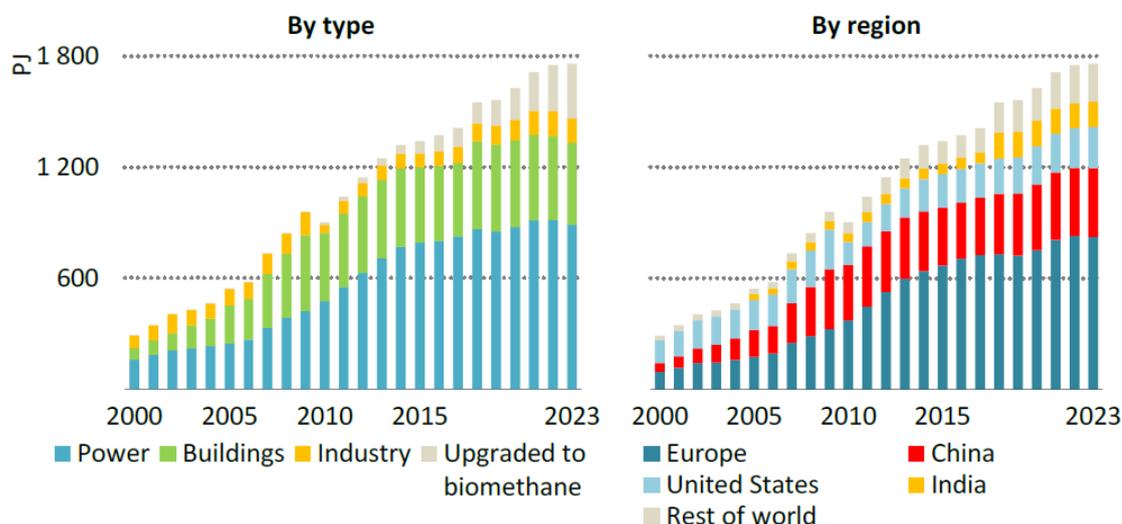


Figura 1.4: Produzione di biogas per tipo di uso e regione, 2000-2023 [4].

Come mostrato in figura 1.4 nel 2023, la produzione globale combinata di biogas e

biometano ha raggiunto un valore prossimo a 50 miliardi di metri cubi equivalenti di energia (bcme), corrispondenti a circa 1 800 petajoule (PJ).

Circa l'80% della produzione globale di biogas viene utilizzata direttamente come tale, principalmente per la generazione di elettricità e calore, questo utilizzo è ripartito in modo quasi equo tra impianti destinati esclusivamente alla produzione elettrica e impianti di cogenerazione. Il biogas viene anche usata negli edifici, soprattutto per la cottura dei cibi. A livello globale, si contano oltre 40 milioni di bio-digestori domestici, concentrati prevalentemente in Cina, ma presenti anche in Brasile, India, Sud-est asiatico e alcune aree dell'Africa.

Il restante 20% circa del biogas prodotto viene sottoposto a processo di upgrading per ottenere biometano. Nel 2023, la produzione globale di biometano è stata pari a circa 8 miliardi di metri cubi equivalenti (bcme). La maggior parte del biometano viene immessa nelle reti di distribuzione del gas naturale, dove trova impiego nei settori industriale, dei trasporti e civile; la quota restante viene compressa e distribuita come gas naturale compresso (CNG), principalmente per l'uso come carburante nei trasporti. Mentre la domanda di biogas per usi diretti è rimasta stabile negli ultimi anni, la domanda di biometano ha registrato una crescita media annua di circa il 15% dal 2020 [4].

1.1.3 Produzione attuale Biometano a livello Europeo

L'Europa è attualmente il principale produttore mondiale di biogas, con una quota pari a circa il 50% della produzione globale nel 2023 (Fig 1.4). L'impiego iniziale del biogas nel contesto europeo è stato fortemente orientato alla produzione locale di elettricità e calore a basse emissioni, sostenuto da generosi schemi di incentivazione tramite tariffe incentivanti (*feed-in tariffs*, FiTs). La Germania si conferma il principale produttore europeo, con una quota vicina al 40% della produzione regionale di biogas nel 2023[4].

Negli ultimi anni, la produzione di biometano è sempre in forte crescita, considerata una priorità strategica a livello politico e industriale. In questo ambito, la Danimarca si distingue per l'elevato grado di integrazione del biometano nella propria rete del gas: nel 2023, circa 0,7 miliardi di metri cubi equivalenti (bcme) hanno coperto oltre il 35% della domanda nazionale di gas. Anche la Francia ha registrato una rapida espansione, passando da 0,05 bcme nel 2017 a 0,8 bcme nel 2023. La maggior parte degli altri Paesi europei ha avviato politiche attive di promozione della produzione di biometano. Nel complesso, la produzione annuale di biometano in Europa ha superato i 4,5 bcme nel 2023. Tuttavia, ciò rappresenta ancora meno del 2% della domanda totale di gas naturale nella regione [4].

Secondo l'Associazione Europea del Biogas(EBA)[5], il numero totale di impianti di produzione di biometano in Europa è passato da 1 548 a 1 678 tra le rilevazioni

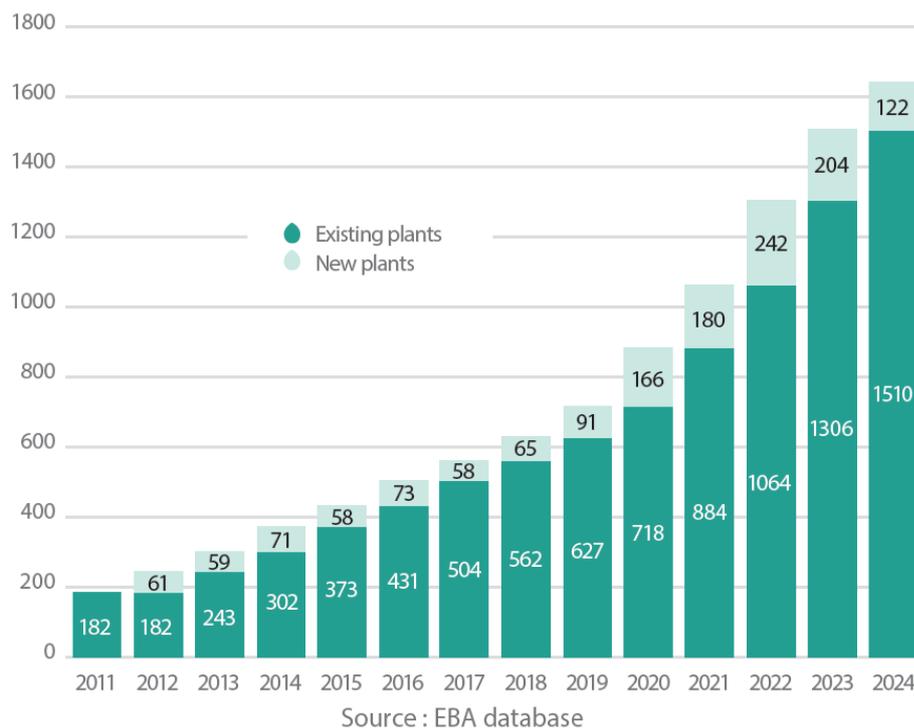


Figura 1.5: Evoluzione numero di impianti biometano in Europa 2021-2024. Fonte: EBA Database [5].

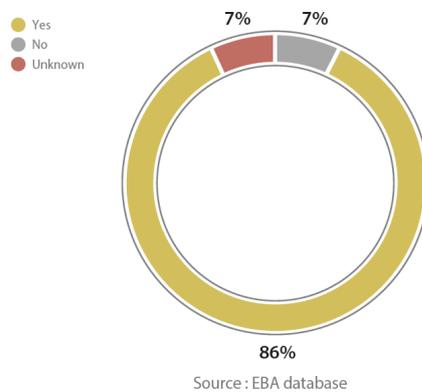


Figura 1.6: Distribuzione impianti di biometano in Europa in base alla connessione rete del gas. L'86% è connesso alla rete [5]

del 2024 e quelle del 2025 (Fig. 1.5). In questo periodo sono entrati in funzione 165 nuovi impianti, di cui ben 56 già avviati nei primi mesi del 2025. Questo incremento netto riflette una costante espansione del settore, che si conferma tra i

più promettenti in ottica di transizione energetica sostenibile [5].

Riguardo il collegamento alla rete nazionale del gas, l'86% degli impianti di produzione di biometano attualmente attivi in Europa risulta connesso alla rete del gas (Figura 1.6). Il 7% degli impianti europei non è dotato di connessione alla rete, mentre per il restante 7% non sono disponibili informazioni [5].

1.1.4 Biogas nei diversi scenari IEA

Nonostante l'elettrificazione sempre più crescente (Figura 1.7), i combustibili liquidi e gassosi comunque continuano a coprire una quota significativa del consumo finale totale di energia: almeno il 40% negli scenari STEPS e APS al 2050, con un contributo sempre crescente dei combustibili a basso impatto. Questo dato importante evidenzia il ruolo cruciale che i combustibili a basse emissioni, comprese le bioenergie moderne, l'idrogeno e i combustibili sintetici derivati possono svolgere nei settori in cui l'elettrificazione risulta difficile o non praticabile.

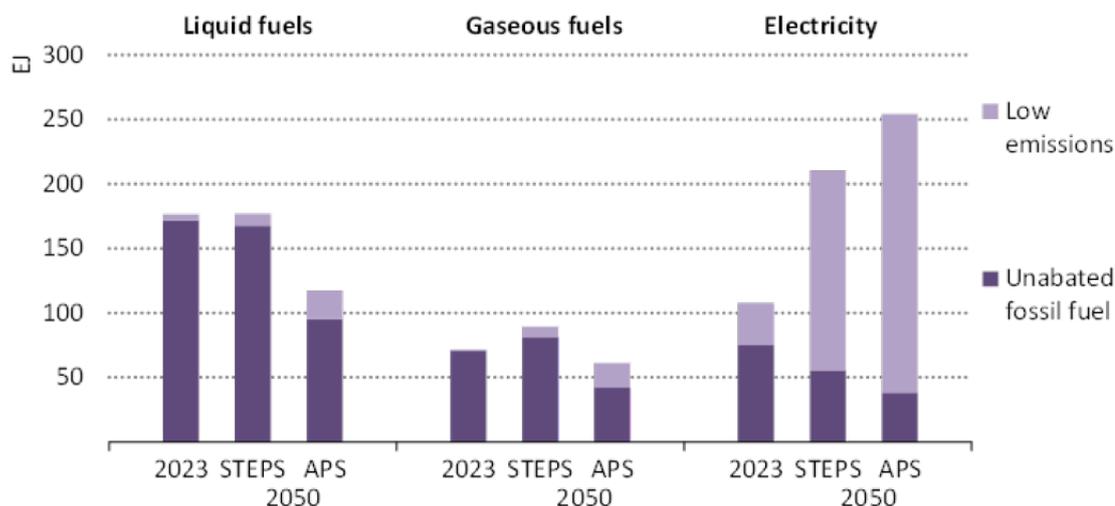


Figura 1.7: Quota di elettricità, combustibili liquidi e gassosi nei consumi finali d'energia.[4]

Come rappresentato in figura 1.8, nello scenario STEPS, la domanda combinata di biogas e biometano più che raddoppia entro il 2035, raggiungendo i 90 miliardi di metri cubi equivalenti (bcme). In tutti gli scenari, la quota di biometano sul totale dei biogas è in crescita, grazie al suo valore come vettore energetico programmabile e pienamente sostituibile al gas naturale.

Sebbene oggi il costo del biometano sia mediamente superiore di poco rispetto al metano fossile, tale differenza si riduce molto di più nello scenario APS, grazie

ai meccanismi del mercato del carbonio, supporti normativi e agli effetti delle economie di scala [2].

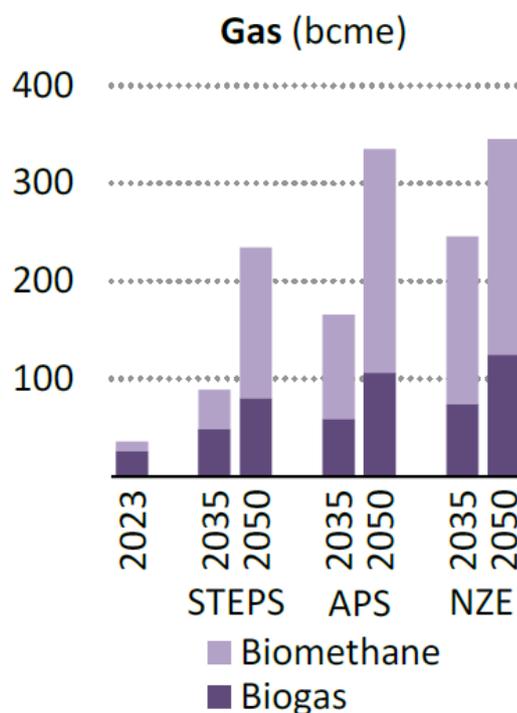


Figura 1.8: Domanda combinata di biogas e biometano nei tre scenari. nello scenario steps la domanda più che raddoppia entro il 2035. in tutti i 3 scenari il contributo di biometano rispetto al totale di biogases e sempre in crescita. [2]

Nello scenario STEPS, la produzione complessiva di bioenergie liquide e gassose aumenta del 50% tra il 2023 e il 2035, grazie a misure di supporto quali obblighi di miscelazione, quote minime, tariffe incentivanti e altri strumenti di politica energetica (Figura 1.9). Nello scenario APS, la crescita è circa doppia entro il 2035. Sebbene i biogas partano da una base ancora limitata, risultano la forma di bioenergia in più rapida espansione in entrambi gli scenari. La loro quota sul totale della domanda di combustibili gassosi passa dall'1% nel 2023 a circa il 5% entro il 2050 nello scenario STEPS, e al 10% nello scenario APS.

Scenari domanda globale di biogas

Secondo le proiezioni dello *Outlook for biogas and biomethane 2024* [4], la domanda globale di biogas e biometano è destinata a crescere in modo significativo nei prossimi decenni. Nello scenario STEPS, il consumo complessivo di biogases

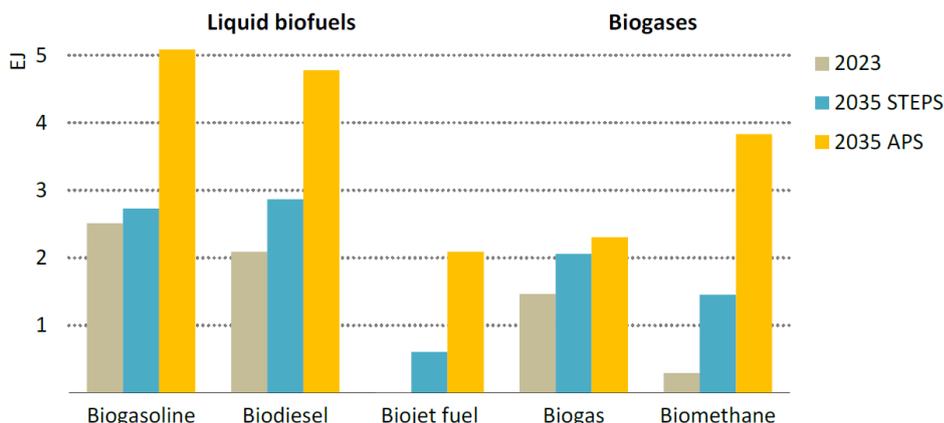


Figura 1.9: Crescita della produzione di bioenergie liquide e gassose a livello globale tra il 2023 e il 2035 nei scenari STEPS e APS. La crescita è trainata da misure politiche come incentivi. [4]

raddoppia tra il 2023 e il 2035, mentre nello scenario APS la crescita è ancora più marcata, con un incremento di quasi quattro volte nello stesso periodo. Entro il 2050, la domanda annuale supera i 200 miliardi di metri cubi equivalenti di gas (bcme) nello STEPS e i 300 bcme nell’APS.

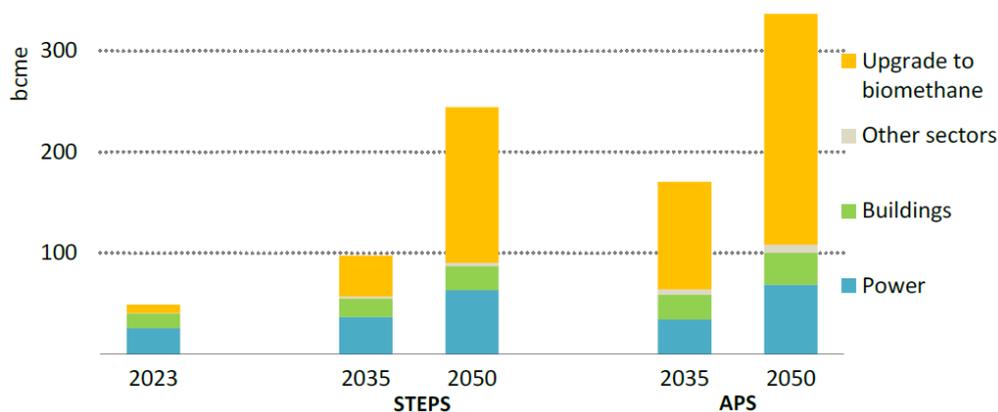


Figura 1.10: Proiezioni domanda biogases, entro il 2050, oltre il 60% del biogas prodotto è potenziato a biometano. Nello scenario APS, la produzione di biometano supera i 200 bcme, un volume equivalente a circa il 40% del commercio globale di GNL nel 2023. [4]

La produzione di biogas destinato al consumo diretto cresce di circa il 4% annuo nello scenario STEPS, raggiungendo un volume di circa 60 bcme entro il 2035

(Figura 1.10). Nello scenario APS si osserva una crescita più contenuta, concentrata prevalentemente nel settore residenziale e finalizzata a garantire l'accesso all'energia nelle aree rurali dei paesi in via di sviluppo.

Il biometano mostra invece tassi di crescita ben più elevati in entrambi gli scenari: nello STEPS la sua produzione aumenta di cinque volte entro il 2035, mentre nell'APS l'incremento supera un ordine di grandezza. In termini di composizione della domanda totale di biogases, la quota di biometano passa dal 20% nel 2023 al 40% nello STEPS e al 60% nell'APS nel 2035, con un ulteriore incremento previsto entro il 2050. Queste dinamiche riflettono il crescente interesse verso il biometano come vettore energetico strategico, in grado di sostituire direttamente il gas naturale nei settori *Hard to Abate*

1.1.5 Politiche Attuali di incentivo biometano a livello Europeo

Esistono diverse modalità di intervento per supportare la produzione di biogas, tra la più importante si può evidenziare a livello europeo si può evidenziare: il piano **REPowerEU** fissata dall'Unione Europea nel 2022, che fissa un obiettivo non vincolante di produzione pari a **35 miliardi di metri cubi equivalenti di energia (bcme) di biometano entro il 2030**. Tale misura mira a ridurre la dipendenza dalle importazioni di gas dalla Russia, a seguito dell'invasione su larga scala dell'Ucraina.

La figura 1.11 evidenzia il ruolo strategico di alcuni Paesi nella promozione del biometano. In particolare, l'Italia si distingue per aver fissato uno dei target più ambiziosi per la produzione combinata di biogas e biometano entro il 2030, con un valore superiore a 5 miliardi di metri cubi equivalenti di energia (bcme). Un altro esempio rilevante è rappresentato dalla Francia, dove il biometano potrebbe coprire fino al 15% della domanda totale di gas naturale grazie al progressivo aumento della produzione.

Il raggiungimento degli obiettivi nazionali delineati nella figura potrebbe più che raddoppiare la produzione globale di biometano entro la fine del decennio [4]. A livello europeo, il piano **REPowerEU**, presentato nel 2022, ha fissato un obiettivo non vincolante pari a **35 bcme di biometano da raggiungere entro il 2030**. Tale misura è finalizzata alla riduzione della dipendenza energetica dal gas naturale importato dalla Federazione Russa, a seguito dell'invasione su larga scala dell'Ucraina.

Il contesto normativo europeo e nazionale ha progressivamente rafforzato il sostegno alla produzione e all'utilizzo del biometano, riconoscendone il ruolo chiave nella transizione ecologica e nella sicurezza energetica. si seguito si riporta alcune

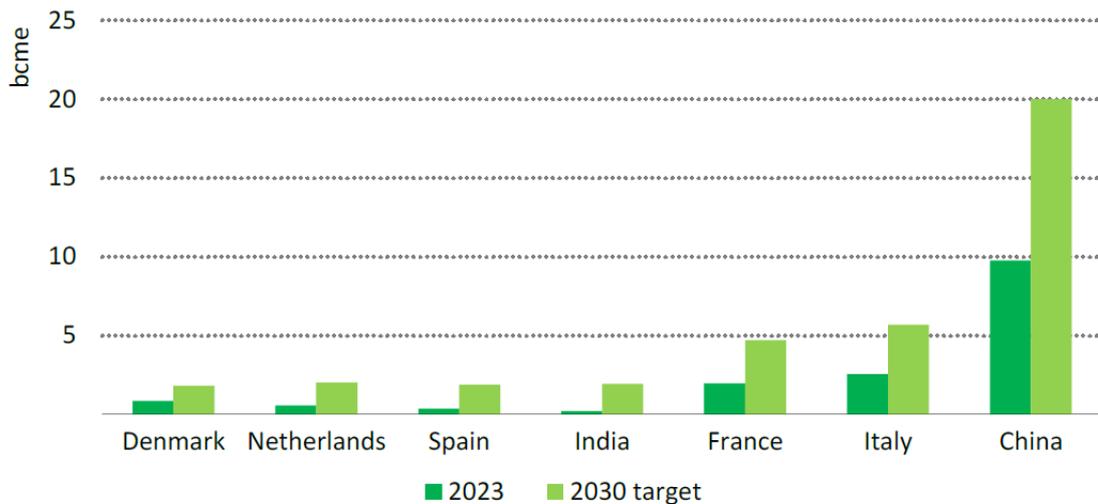


Figura 1.11: Produzione di biogas(es) nel 2023 e target fissati per il 2030 in alcuni Paesi [4]

delle principali politiche e direttive che influenzano direttamente lo sviluppo del biometano: [4]:

- **Piano REPowerEU (COM/2022/230, 2022)** Fissa un obiettivo non vincolante di 35 miliardi di metri cubi equivalenti (bcme) di produzione di biometano nell'UE entro il 2030 [6].
- **Direttiva RED III (2023/2413, 2023)** Aggiorna gli obiettivi della RED II, rafforzando il contributo delle rinnovabili nei trasporti e aumentando le soglie di riduzione delle emissioni [7]
- **Direttiva RED II (2018/2001, 2018)** Impone ai fornitori di carburanti una quota minima di energia rinnovabile nei trasporti. I biocarburanti avanzati contano doppio e devono rispettare soglie minime di riduzione delle emissioni [8].
- **Decreto Biometano (Italia, 2022)** Introduce incentivi alla produzione di biometano tramite contributi in conto capitale e tariffe incentivanti (FiT) per un periodo di 15 anni.
- **Direttiva Nitrati (91/676/CEE, 1991)** Regola l'uso dei fertilizzanti per evitare l'inquinamento da nitrati delle acque, limitando l'applicazione del digestato.
- **Direttiva Quadro Rifiuti (2008/98/CE, 2008)** Stabilisce obblighi per la raccolta differenziata del rifiuto organico e promuove il recupero energetico

tramite digestione anaerobica.

- **Direttiva sul trattamento delle acque reflue (2024/3019, 2024)** Stabilisce che, a livello nazionale, gli impianti di depurazione dovranno essere energeticamente neutrali entro il 2045, promuovendo l'autoproduzione di biogas dai fanghi.

1.2 LCA e Sostenibilità

Il concetto classico di sostenibilità nasce nel 1987 con il rapporto Brundtland, *Our Common Future*, redatto dalla Commissione Mondiale sull'Ambiente e lo Sviluppo delle Nazioni Unite. In tale rapporto, il termine di **Sviluppo Sostenibile** viene definito come “*lo sviluppo che soddisfa i fabbisogni del presente senza compromettere la capacità delle future generazioni di soddisfare i propri bisogni*”[9].

Da questa definizione emergono due concetti chiave:

- **Fabbisogni** delle persone che teoricamente sono *tante e illimitati*, in particolare per le fasce più svantaggiate della popolazione; comprendono fabbisogni fondamentali come alimentazione, riparo, così come qualità della vita, salute, istruzione ed equità sociale.
- **Risorse**, che invece sono *limitate* e talvolta scarse; in riferimento ad una definizione più classica possiamo avere risorse naturali, umane ed economiche

Fabbisogni e risorse sono in continua evoluzione; di conseguenza, è necessario trovare un giusto equilibrio tra i fabbisogni attuali e futuri, tenendo conto dei limiti delle risorse attuali a disposizione e le conseguenze delle attività umane a breve e lungo termine [10]; quindi il concetto generale di sostenibilità si poggia su tre obiettivi fondamentali:

1. **Condizione umana desiderabile:** soddisfare i bisogni fondamentali senza compromettere la capacità delle generazioni future di fare lo stesso.
2. **Ecosistema sano:** un ambiente naturale resiliente, che mantiene i propri processi naturali e la propria capacità produttiva senza essere degradato dalle attività umane.
3. **Equità intergenerazionale:** distribuzione equa delle risorse e delle opportunità tra le generazioni presenti e future.

Come mostrato in figure 1.12, e in un contesto più ampio, si può introdurre il concetto di *Sviluppo Sostenibile*, che si fonda sull'equilibrio tra tre pilastri fondamentali: *Ambientale, Economico e Sociale*. Questo approccio è spesso rappresentato dal modello della *Triple Bottom Line* (TBL), il quale sottolinea che il progresso economico e

sociale deve avvenire in armonia con la tutela ambientale, al fine di garantire un futuro sostenibile per le prossime generazioni.

In questo contesto, la componente *Ambientale* assume un ruolo centrale nella valutazione degli impatti delle attività umane sull'ambiente. A tal fine, la metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA) rappresenta uno strumento di riferimento, in quanto consente di quantificare in modo oggettivo e standardizzato le pressioni ambientali associate all'intero ciclo di vita di un prodotto o processo, supportando decisioni orientate verso modelli di sviluppo sostenibile.

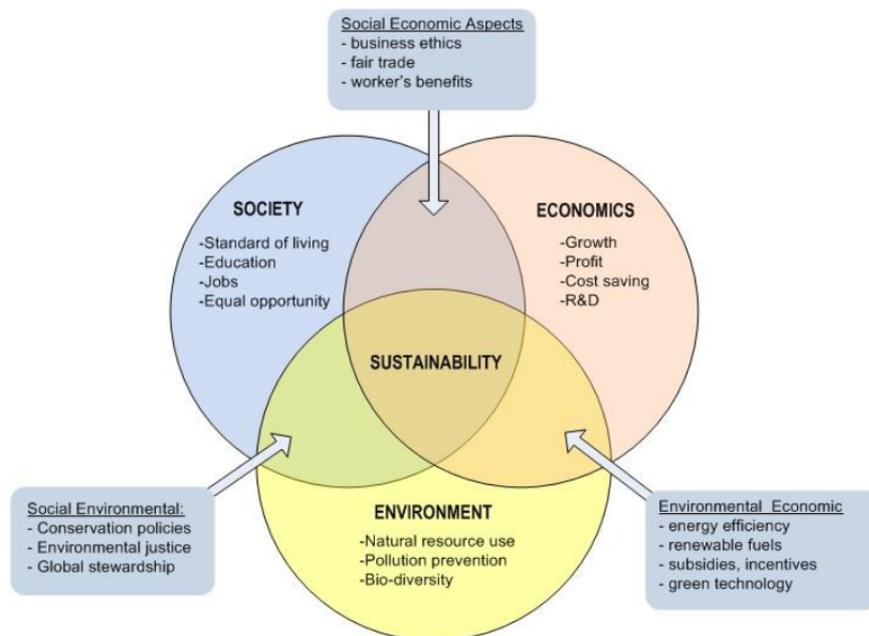


Figura 1.12: Rappresentazione di Sviluppo Sostenibile: equilibrio tra i tre pilastri: Ambientale, Economico e sociale [9].

1.2.1 Introduzione Metodologia LCA

L'analisi del ciclo di vita *Life Cycle Assessment*, (LCA) si basa sull'approccio del *Life Cycle Thinking* (LCT), che stabilisce che la valutazione degli impatti ambientali, sociali ed economici di un prodotto o servizio debba coprire l'intero ciclo di vita dello stesso, a seconda dell'obiettivo dell'analisi, esistono diverse metodologie:

- *Social Life Cycle Assessment* (sLCA): valuta gli impatti socio-economici lungo il ciclo di vita di un prodotto.
- *Environmental Life Cycle Assessment* (LCA): analizza gli impatti ambientali delle diverse fasi del ciclo di vita.

- *Life Cycle Costing (LCC)*: considera i costi economici associati all'intero ciclo di vita, includendo costi diretti e indiretti.

Come rappresentato in fig. 1.13 l'analisi integrato di queste metodologie costituiscono il *Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)*, in questo contesto l'analisi LCA in quanto strumento decisionale fondamentale può essere efficacemente completato da altri metodi di valutazione. L'integrazione di approcci ambientali, economici e sociali consente di promuovere strategie orientate a una produzione e a un consumo più sostenibile, contribuendo a una gestione responsabile delle risorse e alla riduzione degli impatti lungo l'intero ciclo di vita [3].

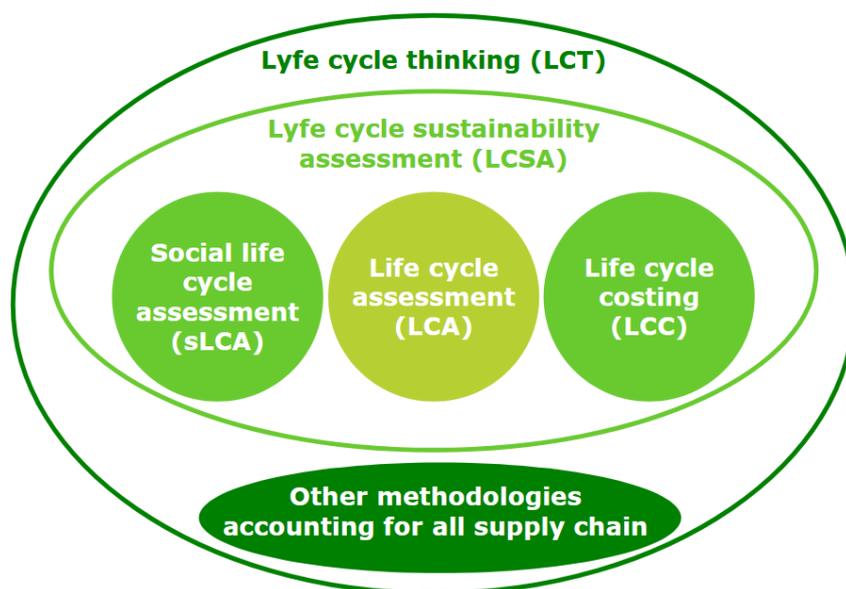


Figura 1.13: *Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)* come parte dell'approccio *Life Cycle Thinking (LCT)* [9].

Nel corso del ciclo di vita LCA di un prodotto, si generano inevitabilmente pressioni sull'ambiente. La crescente consapevolezza della necessità di protezione ambientale ha portato allo sviluppo di metodologie come l'LCA, che quantifica tali impatti analizzando le risorse utilizzate e le emissioni generate. Come definito dallo standard di riferimento LCA, ISO 14040/44:2006, LCA può trovare applicazioni nelle seguenti macro aree:

- **Sviluppo e miglioramento del prodotto:** identificazione delle aree da ottimizzare dal punto di vista ambientale nelle diverse fasi del ciclo di vita.
- **Pianificazione strategica e politica ambientale:** fornisce informazioni ai decisori per la progettazione di strategie sostenibili.

- **Marketing e comunicazione:** consente di individuare indicatori di prestazione ambientale, come schemi di etichettatura ambientale e certificazioni.

In maniera pratico, l'analisi LCA può essere definita come una metodologia sistematica finalizzata a identificare e quantificare tutte le emissioni e le risorse consumate, nonché i relativi impatti ambientali associati, lungo l'intero ciclo di vita di un prodotto. L'analisi comprende tutte le fasi, a partire dall'estrazione delle risorse prime, passando per la filiera produttiva e l'uso finale, fino alla gestione del fine vita del prodotto: un approccio comunemente descritto come *dalla culla alla tomba* (*cradle to grave*).

L'analisi LCA considera una vasta gamma di impatti ambientali, come i cambiamenti climatici, la tossicità umana ed ecosistemica, lo smog estivo e l'esaurimento delle risorse. Inoltre, consente di collegare le pressioni ambientali a sistemi specifici, come beni, servizi o tecnologie.

Come approfondito nel *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) della Commissione Europea [11], il quale integra e amplia quanto stabilito dalla norma ISO 14040/44:2006. La LCA presenta cinque caratteristiche fondamentali:

- **Valutazione integrata degli impatti:** LCA prende in considerazione un ampio insieme di impatti ambientali (cambiamenti climatici, tossicità per l'uomo e per gli ecosistemi, smog estivo, esaurimento delle risorse, ecc.), in un quadro sistematico che consente di evitare il cosiddetto *Impact Shifting*, per cui la riduzione di un tipo di impatto è a discapito di un'altra.
- **Approccio scientifico e quantitativo:** LCA quantifica tramite l'Analisi di inventario (LCI) l'uso delle risorse e delle emissioni correlate, consentendo analisi relative, assolute e il monitoraggio nel tempo. Gli elementi soggettivi sono ridotti al minimo o comunque trattati in modo trasparente e sistematico nell'interpretazione dei risultati.
- **Applicabilità a qualsiasi sistema definito:** può essere applicato a prodotti, servizi, strategie tecnologiche e politiche, ecc.
- **Approccio "dalla culla alla tomba":** l'analisi integra l'intero ciclo di vita del sistema analizzato, sono incluse tutte le fasi (estrazione risorse, produzione, distribuzione, uso, fine vita), in questo modo riducendo il rischio di spostare gli impatti da una fase all'altra, (*Avoid Impact Shifting*).
- **Comparabilità oggettiva:** consente di confrontare su base oggettiva e omogenea due o più sistemi alternativi, grazie all'uso dell'unità funzionale, che descrive quantitativamente la funzione del sistema. L'unità funzionale garantisce la confrontabilità tra alternative con diversa durata, efficienza, prestazione tecnica, in questo modo è possibile identificare le aree da migliorare

(hot spots).

Tra le diverse caratteristiche dell’LCA è importante evidenziare la questione del: *shifting of burdens*, ovvero lo spostamento degli impatti ambientali. Questo tipo di inefficienza si verifica quando non viene adottato un approccio sistemico e coerente, con il rischio che la riduzione degli impatti in una fase del ciclo di vita avvenga a discapito di altre, oppure che il miglioramento di una categoria d’impatto nasconda un peggioramento in altre. Lo spostamento degli impatti può avvenire anche a livello geografico, trasferendo il carico ambientale da una regione all’altra. In questo contesto, l’approccio LCA si dimostra uno strumento fondamentale per evitare la diffusione di tecnologie apparentemente sostenibili, ma che, in un’ottica complessiva, non lo sono realmente.

1.2.2 Standardizzazione dell’LCA

Il primo codice di pratica per l’LCA è stato sviluppato negli anni ‘90 dalla *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC). L’importanza dell’LCA è stata ulteriormente rafforzata dalla standardizzazione con la serie ISO 14040 nel 1997, successivamente revisionata nel 2006 nelle norme ISO 14040/44:2006.

Le norme chiave sono:

- **ISO 14040:2006:** definisce i principi e il quadro di riferimento per l’LCA.
- **ISO 14044:2006:** fornisce le linee guida e i requisiti tecnici per eseguire l’LCA.

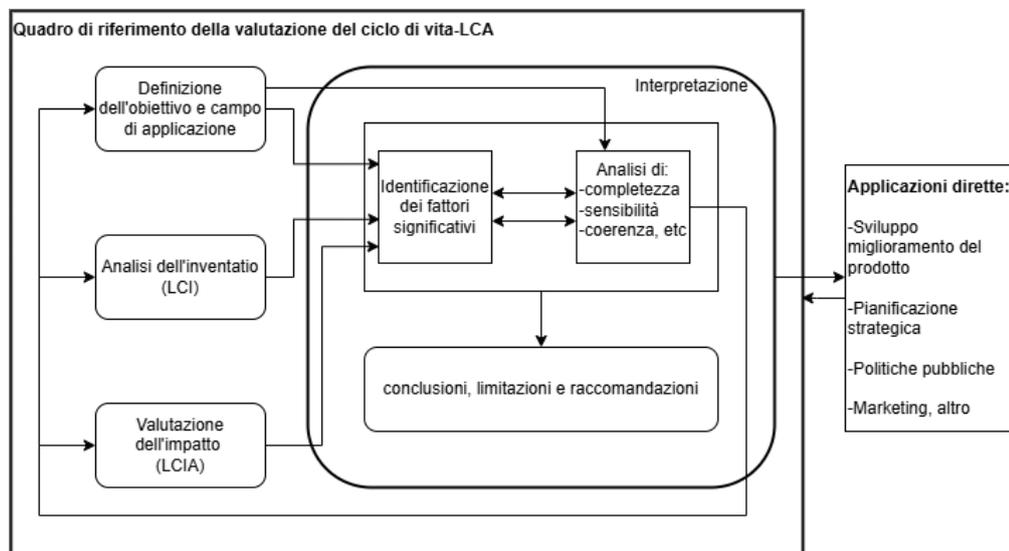


Figura 1.14: Struttura generale analisi LCA secondo ISO 14040:2006 [12]

la struttura LCA secondo lo standard ISO 14044:2006 viene rappresentato in figura 1.14 che definisce l'analisi come un processo composto da quattro fasi principali:

1. **Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione:** stabilisce lo scopo dello studio e i confini del sistema.
2. **Analisi dell'inventario (LCI):** raccolta dei dati su input e output del sistema analizzato.
3. **Valutazione degli impatti ambientali (LCIA):** quantificazione degli impatti ambientali.
4. **Interpretazione dei risultati:** analisi critica e identificazione delle aree di miglioramento.

Capitolo 2

Upgrading Biogas: Impianto pilota Up-Ash

Diversi studi sono stati fatti sulle potenzialità delle diverse tecnologie convenzionali nell'upgrading di biogas prodotto dalla Digestione Anaerobica (DA) dei rifiuti organici solidi (Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano - FORSU). Uno dei principali obiettivi, in comune tra le diverse tecnologie, è rimuovere la CO_2 presente per aumentare la concentrazione di CH_4 ad almeno 95-96% in volume, in modo da ottenere alla fine il biometano purificato.

A seconda della qualità richiesta, il biometano può essere impiegato in diverse applicazioni. In questo studio, l'uso finale considerato è l'immissione in rete nazionale del gas in sostituzione al gas da fonti fossile.

In linea generale, il processo di upgrading da biogas a biometano può essere diviso in due fasi importanti: una prima fase di purificazione, dove si rimuovono i diversi composti inquinanti in traccia ("Cleaning"), e una seconda fase di arricchimento ("Upgrading") di CH_4 con l'obiettivo di aumentare il potere calorifico del gas [13].

In base al meccanismo di rimozione della CO_2 , si possono distinguere quattro diverse macro-tipologie [14]:

- **Assorbimento:** viene usato un reagente per assorbire la CO_2 . All'interno di questa tipologia possiamo trovare:
 - *High Pressure Water Scrubbing* (HPWS), che usa dell'acqua;
 - *Ammine Scrubbing* (AS), che utilizza un solvente a base di ammine come la dietanolammina (DEA);

– *Organic Physical Scrubbing* (OPS), utilizza una miscela commerciale di glicole polietilenico.

- **Adsorbimento:** la CO_2 viene trattenuta sulla superficie di un materiale solido, come il carbone attivo o altri adsorbenti porosi, e successivamente rimossa mediante variazioni di pressione, come nel processo di *Pressure Swing Adsorption* (PSA).
- **Separazione a membrana:** viene utilizzata una membrana selettiva per separare la CO_2 dal biogas.
- **Separazione criogenica:** separa il CH_4 e la CO_2 attraverso una diminuzione della temperatura che provoca un cambiamento dello stato fisico dei gas.

Nel presente studio, la rimozione della CO_2 avviene tramite un processo di adsorbimento, in cui le ceneri legnose fungono da materiale adsorbente. La cattura della CO_2 si realizza attraverso un meccanismo di **interazione superficiale tra fase solida (cenere) e fase gassosa (biogas), con successiva reazione di carbonatazione**, che consente il fissaggio della CO_2 sotto forma di carbonati stabili.

Tra le metodologie commerciali più utilizzate per l'upgrading del biogas si possono citare *High Pressure Water Scrubbing* (HPWS), *Amine Scrubbing* e *Pressure Swing Adsorption* (PSA). Solitamente, la scelta di queste tecnologie commerciali diventa economicamente sostenibile per impianti biogas di larga scala ($>300-500\text{ m}^3/\text{h}$ di biogas). Pertanto, la scelta di soluzioni a basso costo, come nel nostro studio, diventa interessante per impianti di piccola taglia, dove il tasso di produzione è basso, ovvero all'interno di processi dove è presente un surplus di biogas non convertito in altre fonti d'energia (impianti di cogenerazione) oppure all'interno del trattamento del gas da discarica, dove sono presenti basse portate di gas dovute all'intermittenza della produzione di biogas causati da diverse condizioni operative, come variazioni della frazione organica nei rifiuti. [15].

2.1 Progetto Up-Ash: impiego ceneri legnose

Il progetto *Up-Ash* rappresenta un'iniziativa innovativa condotta presso la Fondazione Edmund Mach (FEM), situata a San Michele all'Adige (TN) ¹, ente specializzato nella ricerca scientifica applicata al settore agroalimentare e ambientale.

L'obiettivo del progetto è stato la sperimentazione di un sistema di purificazione e (*Upgrading*) del biogas da FORSU mediante l'impiego di ceneri derivanti dalla

¹Fondazione Edmund Mach [16]

combustione di biomassa legnosa. Il lavoro è stato realizzato su incarico della fondazione FEM, in collaborazione con l'Università "Niccolò Cusano", Politecnico di Torino e l'Università di Firenze [17].

Le attività sperimentali si sono articolate in due principali fasi:

- Una serie di prove condotte in campo presso **l'impianto pilota FEM**, finalizzate a valutare l'efficacia delle ceneri nella rimozione della CO_2 e dei principali composti in traccia presenti del biogas, e la verifica del rispetto dei limiti previsti per l'immissione del biometano nella rete del gas.
- Una campagna sperimentale parallela svolta in **Laboratorio** presso l'Università di Firenze, mirata in particolare ad approfondire l'efficacia della cattura della CO_2 in condizioni controllate.

2.1.1 Descrizione dell'Impianto pilota FEM

La configurazione dell'impianto sperimentale FEM e la modalità per condurre le misure può essere rappresentata sinteticamente come in Figura 2.1. Il biogas da analizzare è prodotto da un impianto a digestione anaerobica del posto (impianto pilota FEM), alimentato con una miscela di frazione organica composta, in peso, da: 50% digestato, 25% materiale legnoso e 25% FORSU (frazione organica dei rifiuti solidi urbani).

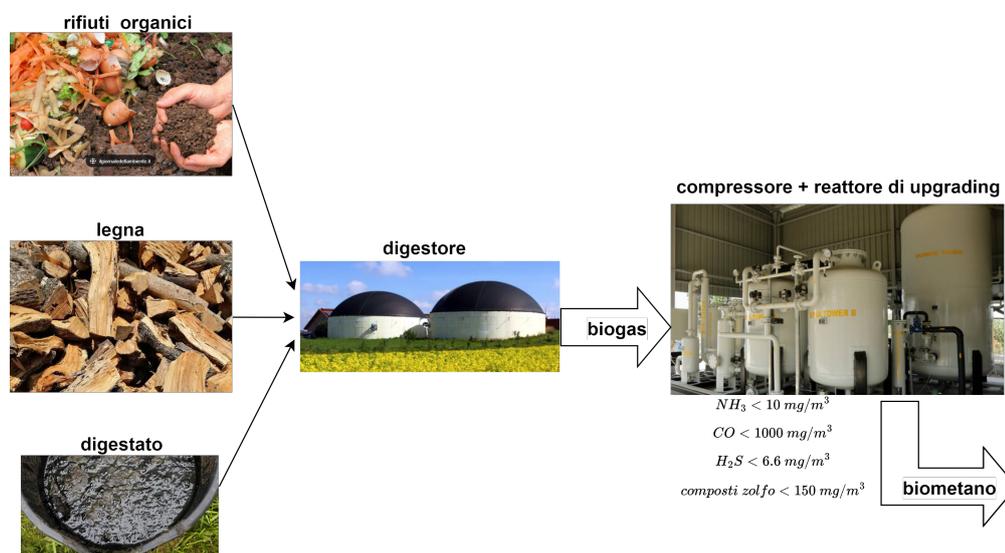


Figura 2.1: Rappresentazione semplificata dell'impianto pilota FEM [18].

In Figura 2.2, viene descritto come il biogas generato viene convogliato dal digestore

al reattore contenente le ceneri, passando attraverso un'elettrovalvola attivata dalla pressione interna del digestore. Quando tale pressione raggiunge i 3 mbar, l'elettrovalvola si apre, consentendo il passaggio del biogas verso la camera plenum e quindi al reattore contenente le ceneri [18]

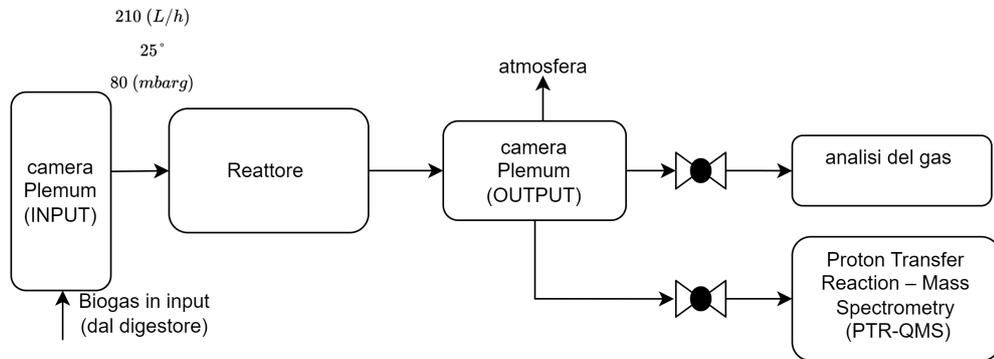


Figura 2.2: Configurazione per le misure composizione di biogas e biometano.

Il reattore utilizzato per i test sperimentali è realizzato in acciaio inossidabile, con un diametro interno pari a 80 cm e una lunghezza di 1,4 m, per un volume utile complessivo di circa 700 litri di cenere. Il sistema è stato progettato per operare con una velocità spaziale oraria del gas (GHSV, *Gas Hourly Space Velocity*) pari a $1,5 \text{ h}^{-1}$ [18].

Come mostrato in Figura 2.3, le ceneri utilizzate nei test provengono dalla centrale di teleriscaldamento a biomassa della Fondazione Edmund Mach (FEM), che può fornire annualmente una quantità stimata tra 25 e 30 tonnellate di ceneri. Dopo la raccolta, il materiale è stato stoccato in contenitori chiusi per proteggerlo da umidità e contaminazioni (Figura 2.4), è stato quindi trasportato presso il sito dell'impianto pilota per l'esecuzione delle prove sperimentali.

Considerando che le portate di gas da trattare risultavano inferiori e più intermittenti rispetto a quelle previste nel progetto originario per cui il reattore era stato progettato, ossia la purificazione di gas da discarica mediante l'impiego di cenere pesanti da inceneritore, nell'ambito del progetto Regione Toscana–Università di Firenze (impianto pilota **Babiu** [19]), si è reso necessario adattare l'impianto riducendo il quantitativo iniziale di cenere utilizzata. In particolare, rispetto alle 7–8 t inizialmente previste, è stato possibile stocarne circa la metà; di conseguenza, il quantitativo di cenere impiegato per ciascun test è stato proporzionalmente ridotto [17].

Considerate le condizioni particolari di esercizio dell'impianto pilota come: basse portate e flussi intermittenti di biogas dal Digestore, basse pressioni e presenza di



Figura 2.3: Aspetto ceneri pesanti provenienti dalla centrale a biomassa FEM.[17]

gas potenzialmente aggressivi per alcuni materiali, uno dei principali punti critici del progetto ha riguardato la selezione di una strumentazione adeguata per le misure. In particolare, per la misura del flusso in ingresso e in uscita dal reattore, la scelta dei flussimetri si è rivelata complessa, richiedendo dispositivi compatibili con basse portate, pressioni limitate e ambienti corrosivi. Un ulteriore aspetto cruciale, legato alla sicurezza operativa, è stato la gestione del rischio di esplosività. Per escludere la presenza di miscele potenzialmente pericolose, prima di ogni test è stato eseguito un lavaggio con azoto con una portata pari a $1 \text{ Nm}^3/\text{h}$ (N_2) per circa 4 ore, fino a registrare valori di ossigeno (O_2) prossimi allo zero. Lo stesso procedimento è stato replicato al termine di ciascun test, prima dell'apertura del reattore e della rimozione del letto filtrante, al fine di diluire eventuali residui di metano presenti lungo la linea [17].

come rappresentato in Figura 2.1 La camera plenum, posizionata a monte del reattore a ceneri, ha la funzione di separare eventuale condensa e consente la misura della temperatura (T), pressione (p) e portata volumetrica del gas.

L'impianto è equipaggiato con un analizzatore portatile di gas (MRU Optima7 BIOGAS, Germania) per l'analisi dei macro-componenti (CH_4 , CO_2 , O_2). L'anidride carbonica (CO_2) e il metano (CH_4) sono analizzati tramite sensore NDIR, mentre l'ossigeno (O_2) è rilevato tramite principio elettrochimico.



Figura 2.4: Operazione di riempimento cenere con dei *big bag* [17]

Per la determinazione dei micro-componenti e dei composti in traccia presenti nel biogas è stato impiegato uno spettrometro di massa a reazione di trasferimento di protoni PTR-MS Q500 (Iconicon Analytik GmbH, Innsbruck, Austria) [17].

Per le prove il biogas è stato campionato per un totale di 5 volte al giorno in uscita dal di gestore, con un intervallo di misura di 2,5 ore, mentre a valle del reattore il biometano prodotto è stato campionato 12 volte al giorno, con intervalli di 1 ora [18].

2.1.2 Caratterizzazione delle cenere

Il pH delle ceneri è stato misurato all'inizio e alla fine di ciascun test mediante pH-metro (InoLab Cond/720, WTW, Weilheim, Germania). La composizione elementare riportata in Tabella 2.1 è stata determinata mediante microscopia elettronica a scansione (SEM, FEI Inspect, Philips 525 M), accoppiata ad analisi EDS (SW9100 EDAX) [18].

Il campione utilizzato nei test sperimentali presentava una distribuzione granulometrica simile a quella di altri lotti: il 94% delle particelle risultava inferiore a 2 mm, mentre il 50% (d_{50}) era inferiore a 0,2 mm [18].

Dalla tabella 2.1 L'elemento più abbondante nei campioni di cenere è l'ossigeno,

Tabella 2.1: Composizione elementare delle ceneri legnose [18]

Elemento	Composizione (%)
C	14.26 ± 0.713
O	49.29 ± 1.972
Si	23.73 ± 1.06
Al	0.60 ± 0.06
K	9.99 ± 0.79
Ca	1.30 ± 0.078
Mg	0.62 ± 0.06
Cl	0.21 ± 0.02
P	—
S	—
Mn	—
Fe	—

Tabella 2.2: Composizione in traccia degli elementi presenti nella cenere legnosa analizzata [18].

Elemento	Concentrazione (mg/kg)
As	<3
Ba	2814 ± 29.3
Cd	532 ± 337.2
Cr	198 ± 14.2
Co	<3
Ni	18 ± 0.3
Cu	391.2 ± 88.2
Sb	22.3 ± 2.3
Pb	30.4 ± 7.4
Zn	614.2 ± 121.1
V	25.2 ± 0.2
Mo	16.3 ± 0.4

seguito da silicio, carbonio, potassio, calcio, magnesio e alluminio. Alcuni studi hanno evidenziato come la concentrazione di potassio e calcio giochi un ruolo importante nella rimozione dei composti solforati [18]. Oltre a ciò, la presenza di Ca e K risulta particolarmente rilevante anche per la cattura della CO₂, poiché favorisce la formazione di idrossidi (es. Ca(OH)₂, KOH), in grado di reagire con l'anidride carbonica attraverso meccanismi di carbonatazione superficiale quanto è

favorita dalla presenza d'umidità sulle cenere. Questo processo costituisce la base chimica della capacità adsorbente delle ceneri impiegate nel sistema Up-Ash. Gli elementi in tracce contenuti nel campione di cenere legnosa sono riportati invece in Tabella 2.2[18].

Tabella 2.3: Caratteristiche delle ceneri prima (IN) e dopo (OUT) nei 4 test [18].

	A		B		C		D	
	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT
Dry weight (kg)	122		119		128		72	
Moisture (%)	23.9	25.5	25.3	27.5	21.9	24.0	28.4	27.1
pH	13.0	12.6	13.0	12.7	12.8	10.4	12.9	11.7
Time of test (h)	49.9		70.1		71.8		49.0	

2.2 Risultato delle prove

2.2.1 Cattura della CO₂

Test Impianto pilota

sono stati effettuati test di laboratorio presso l'Università di Firenze, in condizioni controllate. Le prove hanno permesso di stimare una capacità massima di cattura pari a circa **200 g CO₂/kg di cenere secca**, utilizzando un flusso di gas simulato contenente il 40% di CO₂ e una portata specifica circa a **4 Nm³/h·t_{cenere}**, per una durata di circa 35–38 ore. il valori di cattura supera di quasi un ordine di grandezza le prestazioni delle ceneri da inceneritore, a parità di condizioni.

Le ceneri impiegate derivano dall'impianto di teleriscaldamento della Fondazione Mach (San Michele all'Adige, TN). Il biogas è stato simulato mediante una miscela di CO₂ (40%) e N₂ (60%), scelta per motivi di sicurezza, poiché N₂ è inerte come CH₄ rispetto alle reazioni con la cenere.

Il flusso veniva fatto passare attraverso il reattore fino a raggiungere una concentrazione di CO₂ in uscita pari a circa il 4% in volume, corrispondente a una miscela che garantirebbe oltre il 96% vol di CH₄ in caso di biogas reale. come mostrato in tabella 2.4 Sono state testate due condizioni di umidità (20% e 30% in massa), con 6 kg di cenere secca e portata di 24 Nl/h. I test sono stati interrotti nelle ore notturne e riavviati il giorno successivo. Sebbene la composizione del gas e la portata non siano risultate perfettamente stabili (tabella vengono mostrati i valori medi durante i test 2.5, i risultati ottenuti mostrano performance di uptake significativamente

superiori rispetto alle ceneri da incenerimento, a parità di condizioni operative. in tabella 2.5 vengono mostrati i valori medi durante i test.

Tabella 2.4: impostazioni iniziali test laboratorio, Umidità 20% e 30% [18]

Test	Composizione gas [% v/v]		Ceneri [kg]	Umidità [% massa]	Portata [Nm ³ /h]
	CO ₂	N ₂			
WA_m20_i	40	60	6	20	24
WA_m20_ii	40	60	6	20	24
WA_m30_i	40	60	6	30	24
WA_m30_ii	40	60	6	30	24

Tabella 2.5: Portata media in ingresso, concentrazione media di CO₂ e portata specifica per ciascun test [18]

Test	Portata media	CO ₂ media	Portata specifica
	[Nm ³ /h]	[% vol.]	[Nm ³ /h·t _{BA}]
WA_m20_i	23.24	44.06	3.9
WA_m20_ii	23.83	45.42	4.0
WA_m30_i	23.22	41.10	3.9
WA_m30_ii	22.97	43.91	3.5

La Figura 2.5 mostra l'andamento della concentrazione volumetrica di CO₂ in uscita dal reattore in funzione della durata dei test, condotti con umidità delle ceneri pari al 20% e al 30%. Nella fase iniziale, il sistema è in grado di rimuovere completamente la CO₂, come già osservato in precedenti studi con altri residui alcalini [20]. Col passare del tempo la capacità di cattura delle cenere si esaurisce, la concentrazione di CO₂ in uscita comincia ad aumentare, superando rapidamente la soglia accettabile dopo circa 30 ore. Considerando che, ai fini della produzione di biometano, è ammessa una concentrazione massima del 4% in volume di CO₂ all'uscita, risulta necessario interrompere il flusso, sostituire le cenere esauste con nuove cenere e riavviare il processo, che assume così natura semi-discontinua. Il test WA_m20_ii è stato interrotto anticipatamente, prima del superamento della soglia del 4%, a causa di vincoli esterni di tempo.

La Tabella 2.6 riporta, per ciascun test, i valori corrispondenti alla condizione in cui la concentrazione di CO₂ in uscita raggiunge il 4% in volume. Sono indicati: la durata dei test (*Time breakthrough*), il volume totale di gas trattato, la richiesta specifica di ceneri (espressa in kg/Nm³ di gas in ingresso) e l'uptake di CO₂ per unità di massa di cenere.

La richiesta specifica di cenere per unità di volume di gas da trattare risulta compresi tra 6,8 e 7,1 kg/Nm³. Questo parametro rappresenta un riferimento

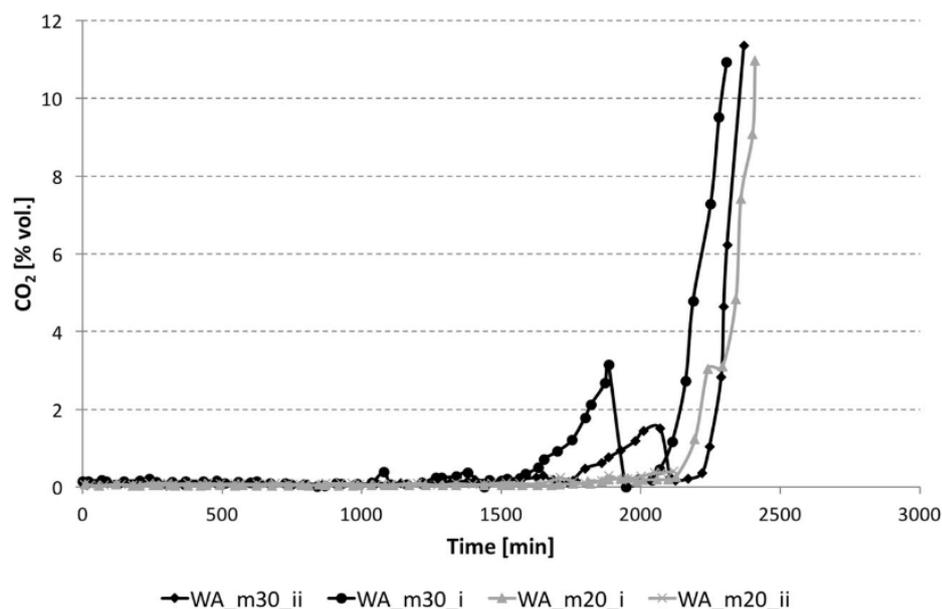


Figura 2.5: concentrazione CO_2 all'uscita del reattore in funzione del tempo, per test condotti con umidità delle ceneri pari al 20% e 30% [20].

Tabella 2.6: Tempo, volume di gas trattato, richiesta specifica, uptake ceneri, alla condizione di uscita in cui la CO_2 è pari al 4% in volume.

Test	Tempo [min]	Gas trattato [Nl]	Richiesta WA [kg/Nm ³]	CO_2 uptake [g _{CO₂} /kg _{WA}]
WA_m20_i	2230	864	6.9	205
WA_m20_ii	–	–	–	–
WA_m30_i	2170	845	7.1	201
WA_m30_ii	2290	877	6.8	216

chiave per un'eventuale scalabilità industriale del processo, poiché consente di stimare la quantità totale di WA necessaria per il trattamento di una certa portata di gas su base annuale, e di conseguenza dimensionare le apparecchiature principali. Come stima preliminare, per un impianto di upgrading che tratti 100 Nm³/h di biogas, sarebbero necessari circa 5500 tonnellate/anno di WA.

La capacità specifica di uptake della CO_2 in forma di carbonato solido ottenuto tramite cenere legnosa risulta di un ordine di grandezza superiore rispetto a quella ottenuta da cenere pesanti da incenerimento (BA) [19]. Tale differenza può essere ricondotta alle proprietà chimico-fisiche della cenere, in particolare all'elevato contenuto di fasi reattive con la CO_2 , come il calcio sotto forma di idrossido.

Test Impianto pilota

Le prove sono state condotte cercando di mantenere un'umidità delle ceneri prossima al valore ottimale del 25% ottenuta dal test di laboratorio. Sebbene inizialmente non fosse possibile controllare con precisione questo parametro, l'esperienza progressiva ha permesso di rendere l'operazione più rapida ed efficace. Gli altri parametri di processo sono stati impostati per avvicinarsi alle condizioni di laboratorio, con alcune limitazioni: in particolare, il quantitativo di cenere impiegato è stato definito a priori, senza conoscere la portata reale di biogas disponibile per ciascun test, rendendo possibile la verifica della portata specifica solo a posteriori. Solo nell'ultima prova è stata raggiunta una portata specifica vicina a quella di riferimento ($3,7\text{--}4 \text{ Nm}^3/(\text{h}\cdot\text{t}_{\text{cenere}})$).

Per massimizzare il numero di test per ciascun carico di FORSU, si è deciso di interrompere le prove al primo segnale di riduzione dell'efficienza di cattura (aumento di CO_2 in uscita), senza attendere il completo esaurimento della capacità di rimozione fino al limite inferiore di CH_4 previsto dalla normativa (95–96%). Inoltre, l'uso di un analizzatore portatile ha impedito il monitoraggio continuo durante le ore notturne: eventuali cali di efficienza notturni non sarebbero stati rilevati, comportando una sottostima della reale capacità di uptake del sistema.

Il primo requisito per nell'upgrading del biogas a biometano e la sua immissione in rete è raggiungere una concentrazione di CO_2 inferiore al 3% in volume, secondo quanto previsto dalla normativa UNI/TR 11537:2016 e CEN-EN 16726. In questa sezione vengono presentati i risultati specifici relativi alla rimozione della CO_2 . Le prime quattro prove (A, B, C, D) sono state effettuate con l'obiettivo principale di valutare l'efficacia della rimozione della CO_2 mediante l'impiego di ceneri legnose. Successivamente, è stata condotta una prova completa (batch E) focalizzata alla rimozione dei composti in traccia presenti nel biogas.

Tabella 2.7: Uptake delle ceneri nelle 4 diverse prove [18].

Parameter	Batch A	Batch B	Batch C	Batch D
Input CO_2 (Nl/h)	141.9	98.5	103.5	85.2
CH_4 (Nl/h)	230.8	161.5	168.6	132.1
Biogas (Nl/h)	372.8	260.0	272.1	217.3
Output time ($\text{CO}_2 < 3\%$) [h]	49.9	70.1	71.8	31.2
CO_2 uptake (g CO_2/kg ash)	111.7	108.2	110.8	83.1

I risultati ottenuti per la rimozione della CO_2 mediante ceneri legnose sono riportati in Tabella 2.7. dalle diverse prove la concentrazione di metano aumenta rapidamente, raggiungendo velocemente valori compatibili per l'immissione in rete

(Figura 2.6). Le ceneri legnose non interagiscono in modo significativo con il metano; l'adsorbimento osservato è legato principalmente alla CO_2 e avviene attraverso legami deboli, come già evidenziato in letteratura [18].

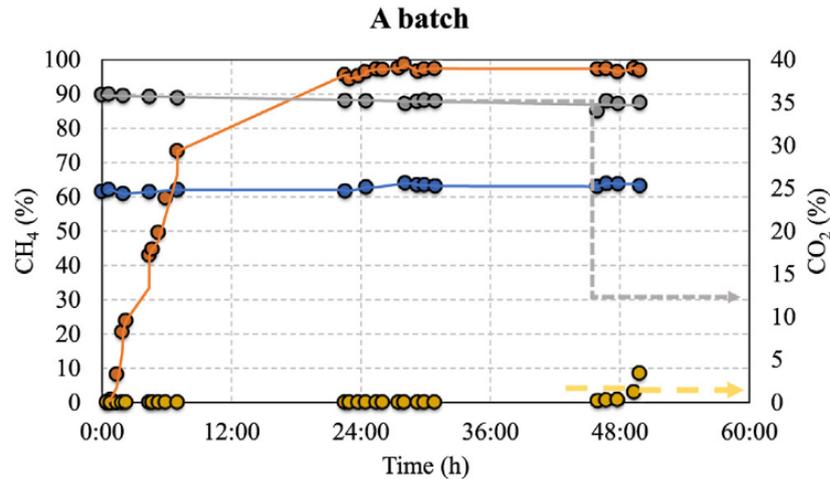
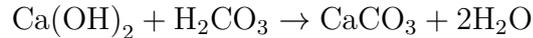


Figura 2.6: Concentrazione di CH_4 e CO_2 nel gas in uscita per il batch A. Si osserva un rapido incremento del metano fino a valori prossimi al 95%, e una corrispondente riduzione della CO_2 fino a concentrazioni inferiori al 4%, soglia limite per l'immissione del biometano in rete [18].

L'efficacia delle ceneri nella cattura della CO_2 è stata confermata anche nei test condotti presso l'impianto pilota. Tuttavia ha evidenziato una minore efficienza rispetto ai test di laboratorio dove si sono raggiunti valori prossimi a $200 \text{ gCO}_2/\text{kg}$ di cenere secca dopo 58 Nl di CO_2 flussata per kg, nell'impianto pilota lo stesso volume ha portato a un uptake massimo di circa $112 \text{ gCO}_2/\text{kg}$ (Batch A). Tale scostamento può essere attribuito a diverse condizioni non controllabili in scala reale, come le variazioni di temperatura ambiente, la discontinuità della portata generata dal digestore batch, la presenza di numerosi raccordi con possibili perdite non tracciabili, e la formazione di percorsi preferenziali nel letto di cenere [17].

Come riportato in Lombardi et al. (2018) [20], il contenuto di umidità finale risulta simile ai valori iniziali (Tabella 2.3). per i batch A, B e C si registra un lieve aumento, associato a un maggiore uptake di CO_2 . Questo incremento può essere legato alla fase di carbonatazione del $\text{Ca}(\text{OH})_2$, identificata come la principale fase reattiva nei confronti della CO_2 . L'acqua rappresenta il prodotto principale di tale reazione, insieme alla formazione di CaCO_3 . Le reazione coinvolta descrive la carbonatazione accelerata che porta alla trasformazione della portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) in calcite (CaCO_3):



Un'ulteriore conferma, oltre all'aumento del contenuto di umidità nelle ceneri, è fornita dai valori di pH registrati, i quali risultano elevati sia prima che dopo la rimozione della CO_2 , evidenziando una persistente condizione di forte alcalinità. Questo ambiente alcalino suggerisce che l'efficienza di rimozione della CO_2 potrebbe essere incrementata prolungando il tempo di contatto tra il gas e il materiale adsorbente. In tale contesto, il tempo di residenza all'interno del reattore e la Gas Hourly Space Velocity (GHSV) rappresentano parametri operativi critici per l'ottimizzazione del processo.

2.2.2 Rimozione dei composti in traccia

La rimozione dei composti in traccia è stata valutata sulla base del batch E. Il tempo operativo in cui sono state mantenute le condizioni di qualità per l'immissione del biometano in rete ($\text{CO}_2 < 3\%$ vol.) è stato pari a 94,5 ore. All'uscita del reattore, la concentrazione di CO_2 si mantiene al di sotto dell'1%, garantendo il rispetto dei limiti previsti per l'immissione del biometano in rete durante l'intera durata del batch del digestore. L'uptake di CO_2 registrato è stato pari a circa 116 g per kg di cenere secca in questo Batch.

Il rispetto delle concentrazioni previste per l'immissione nella rete del gas è riassunto nella tabella 2.2. La tabella riportata evidenzia come tutti i composti in traccia monitorati presentino concentrazioni inferiori ai limiti imposti per l'immissione nella rete del gas. Tali valori sono stati mantenuti per l'intera durata del test (95 ore). Per quanto riguarda i composti solforati, si osserva:

- una concentrazione massima di H_2S pari a circa $3,75 \text{ mg/m}^3$, corrispondente al 56,8% del valore limite;
- una concentrazione di mercaptani pari a $13,7 \text{ mg/m}^3$, pari all'88,4% del limite;
- una concentrazione totale di zolfo di $17,46 \text{ mg/m}^3$, largamente inferiore al limite di 150 mg/m^3 (copertura del 12%).

Per quanto riguarda i composti clorurati, la concentrazione totale registrata è di circa $0,98 \text{ mg/m}^3$, molto prossima al limite di 1 mg/m^3 . Nel caso dei composti fluorurati, è stata registrata una copertura del 60% rispetto al limite.

Tabella 2.8: Concentrazione dei composti in traccia nel biometano in uscita (95 h) e confronto con i limiti normativi per l'immissione in rete [18].

Composto	Concentrazione	Limite	Distanza
	uscita [mg/m ³]	normativo [mg/m ³]	dal limite [%]
NH ₃	9.09	10	90.9
CO	83.06	1000	8.3
H ₂ S	3.75	6.6	56.8
CH ₄ S	2.1	–	–
C ₂ H ₆ S	3.6	–	–
C ₃ H ₆ S	0.4	–	–
C ₃ H ₈ S	3.7	–	–
C ₄ H ₁₀ S	3.9	–	–
Zolfo da mercaptani	13.7	15.5	88.38
C ₆ H ₁₂ S ₂	0.01	–	–
Zolfo totale	17.46	150	11.64
HCl	0.1	–	–
C ₂ H ₅ Cl	0.03	–	–
CH ₂ Cl ₂	0.11	–	–
C ₂ H ₂ Cl ₂	0.03	–	–
C ₂ H ₄ Cl ₂	0.2	–	–
C ₃ H ₆ Cl ₂	0.1	–	–
C ₂ H ₃ Cl ₃	0.06	–	–
C ₆ H ₄ Cl ₂	0.03	–	–
CCl ₄	0.16	–	–
C ₂ Cl ₄	0.04	–	–
C ₂ H ₂ Cl ₄	0.12	–	–
Cloro totale	0.98	1	98
CHCl ₂ F	1.8	–	–
Fluoro totale	1.8	3	60
L2	0.7	–	–
C ₁₀ H ₁₄ OSi	0.1	–	–
D3	0.005	–	–
L3	0.002	–	–
D4	0.023	–	–
Silicio totale	0.83	1	83

Infine, i composti siliconici hanno mostrato una concentrazione complessiva pari a circa $0,83 \text{ mg/m}^3$, con una copertura dell'83% rispetto al limite. Il principale contributo deriva dall'esametildisilossano (L2), che rappresenta circa l'84% del totale dei composti siliconici.

La capacità adsorbente della cenere legnosa nei confronti della maggior parte dei composti in traccia monitorati risulta limitata, soprattutto se confrontata con materiali adsorbenti come i carboni attivi. Questo vale in particolare per i composti siliconici, fluorurati e per quasi tutti i composti clorurati. Tra questi ultimi, sono stati registrati valori non nulli di capacità adsorbente pari a $0,63 \text{ mg/g}$ per il dicloroetene, $0,1 \text{ mg/g}$ per l'acido cloridrico, $0,08 \text{ mg/g}$ per il cloroetano e $0,07 \text{ mg/g}$ per il dicloroetano.

I composti solforati mostrano invece le migliori performance di adsorbimento: il metantiolo ha registrato una capacità pari a $7,34 \text{ mg/g}$, mentre l'idrogeno solforato ha raggiunto $0,71 \text{ mg/g}$. Tali valori risultano coerenti con quanto riportato in precedenti studi dedicati alla rimozione dei composti solforati mediante l'impiego di ceneri legnose come materiale adsorbente.

La capacità di adsorbimento dell' H_2S risulta inferiore rispetto a quella osservata con ceneri contenenti elevate concentrazioni di metalli pesanti, come nel caso delle ceneri Leggere (*fly ash*) da incenerimento di rifiuti solidi urbani. Questa differenza è attribuibile alla diversa composizione chimica della cenere. Come mostrato in Tabella 2.1, tra i principali elementi presenti nella cenere legnosa si rilevano concentrazioni significative di calcio, silicio, potassio e magnesio. Per quanto riguarda gli elementi in traccia, bario, zinco, rame e cromo sono quelli con le concentrazioni più elevate, in linea con quanto riportato in letteratura. Una maggiore presenza di metalli pesanti è generalmente correlata a una maggiore capacità adsorbente, con valori che possono raggiungere anche $10\text{--}15 \text{ mg/g}$. La rimozione dei composti solforati da parte della cenere è favorita dalla formazione di solfuri metallici stabili. In particolare, potassio (9,99%), calcio (1,3%), alluminio (0,6%) e magnesio (0,62%) sono gli elementi che contribuiscono maggiormente a questo processo.

2.2.3 Verifica Test di lisciviazione

Secondo il Catalogo Europeo dei Rifiuti (EWC), le ceneri legnose (WA) provenienti da impianti di combustione di biomassa sono classificate automaticamente come rifiuti industriali non pericolosi (codice EWC 10 01 01), cioè senza la necessità di effettuare ulteriori prove di conformità ai limiti normativi. Il loro smaltimento finale o riutilizzo è tuttavia strettamente legato al potenziale rilascio di contaminanti presenti nel materiale nell'ambiente. In Italia, la destinazione più comune delle ceneri pesanti (BA) è lo smaltimento in discariche per rifiuti non pericolosi, mentre

solo una quota limitata (circa il 20%) viene riutilizzata nell'industria del cemento o come materiale di copertura nelle discariche.

In questa sezione vengono presentati i risultati dei test di lisciviazione delle cenere legnose usate nel test di laboratorio. Lo studio, pubblicato da L. Lombardi et al. [20], ha valutato l'effettività del processo di carbonatazione accelerata nei confronti della cessione di certi elementi potenzialmente contaminanti, con l'obiettivo di verificare se è idoneo allo smaltimento in discariche per rifiuti inerti oppure al loro riutilizzo in altri processi industriali.

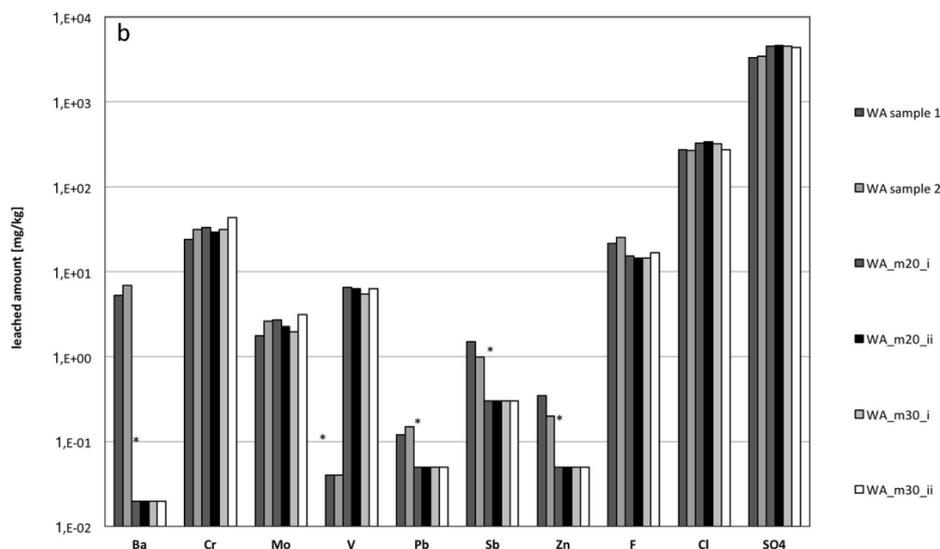


Figura 2.7: Rilascio in eluato di elementi potenziale verso l'ambientale. I valori contrassegnati con un asterisco (*) indica concentrazioni inferiori al limite strumentale, in questi casi è stato riportato tale limite. [20].

I risultati dei test di lisciviazione hanno evidenziato che il trattamento di carbonatazione ha influito in modo significativo sul rilascio di diversi elementi dalle ceneri. In particolare, riguardo i macro costituenti come mostrato in Figura, si è osservata una netta riduzione del rilascio di calcio (di quasi due ordini di grandezza), mentre la lisciviazione del silicio è aumentata di circa dieci volte.

Per quanto riguarda i contaminanti di interesse ambientale (Figura 2.7), si è registrata una diminuzione delle concentrazioni in eluato di Ba, Pb, Sb, Zn e fluoruri, con una riduzione particolarmente marcata per il bario. Tuttavia, la lisciviazione del vanadio (V) è aumentata in modo significativo, superando i due ordini di grandezza rispetto al campione non trattato.

Nel complesso, sebbene il trattamento abbia comportato una riduzione del rilascio di alcuni elementi critici, tra cui Ba, non è risultato complessivamente efficace

nel migliorare il comportamento nei confronti della lisciviazione delle WA, al fine di ampliarne le possibilità di riutilizzo . Alcuni elementi ritenuti particolarmente critici, come Cr, fluoruri e solfati, non hanno mostrato variazioni significative in seguito alla carbonatazione. Inoltre, l'incremento della mobilità del vanadio rappresenta un effetto collaterale rilevante, che potrebbe limitare l'applicabilità diretta del trattamento.

Capitolo 3

LCA Progetto Up-Ash

Considerato che il sistema **Up-Ash** impiega materiale di scarto proveniente da un altro ciclo produttivo, come le ceneri legnose per la cattura e stabilizzazione della CO₂, soggettivamente potrebbe sembrare che il sistema fosse altamente performante dal punto di vista ambientale, evitando certi impatti. Tuttavia, concentrarsi esclusivamente su queste fasi del processo significherebbe trascurare i possibili spostamenti degli impatti nelle altre fasi del ciclo di vita del processo (*Impact Shifting*). Ciò potrebbe portare a conclusioni e decisioni non ottimali per l'ambiente, dove un miglioramento apparente in una fase del ciclo di vita o categoria di impatto potrebbe in realtà nascondere peggioramenti altrove, anziché a una reale riduzione complessiva sull'intero ciclo di vita del sistema.

Dai risultati degli studi del progetto dell'impianto pilota *Up-Ash*, riportato nel capitolo 2 [18, 17], dove si è considerato l'iniezione del biometano in rete come utilizzo finale, si è osservato che, dal punto di vista tecnico, le prove sperimentali hanno dato risultati favorevoli, rispettando i limiti di concentrazione imposti dalla normativa di riferimento per l'immissione del biometano in rete in sostituzione del gas naturale.

Tuttavia, dal punto di vista economico, sono emersi punti critici, in particolare il costo preponderante legato allo smaltimento in discarica delle ceneri esauste, risulterebbe poco competitivo rispetto ad altre tecnologie commerciali più diffuse per la purificazione del biogas, come la tecnologia *High Pressure Water Scrubbing* (HPWS). Questo evidenzia la necessità di alternative innovative, come la valorizzazione delle ceneri esauste in altri settori produttivi (ad esempio industria del cemento, infrastrutture o agricoltura). Tali strategie non solo migliorerebbe l'efficienza economica del processo, ma contribuirebbe ad una riduzione dell'impatto ambientale legato a tale fase, promuovendo i principi dell'economia circolare.

In fine l'analisi potrà includere una valutazione in base alla destinazione del fine vita delle ceneri esauste, come riuso, smaltimento in discarica (materiale inerte, non pericoloso, pericoloso), questo dipende dal rispetto dei limiti normativi dei rifiuti.

3.1 Riferimenti Metodologici

Lo studio LCA del presente studio si basa in parte sui riferimenti metodologici presenti all'interno del ILCD [21] in linea con lo standard di riferimento ISO 14040/44:2006 [22], introdotti nel capitolo precedente e illustrato in Figura 1.13 relativo all'inquadramento dei diversi riferimenti LCA a livello Europeo, inoltre lo studio eventualmente potrà essere integrata con elementi più specifici presenti all'interno del *Product Environmental Footprint* (PEF) [23], in quanto entrambi i riferimenti si basano sulle stesse linee di principio della norme ISO 14040/44:2006.

Preliminarmente la scelta di adottare tali riferimenti può essere giustificata vista la fase sperimentale dell'impianto pilota UP-ASH, dunque tale scelta può essere vista come un approccio intermedio tra un livello di dettaglio tecnico più generico, caratterizzato da una maggiore flessibilità e un ampio margine decisionale lasciate all'utente, come nel caso delle norme norme ISO 14040/44:2006, e d'altra parte metodologie con requisiti più specifici e stringenti, come ad esempio regole specifiche per certe categorie di prodotto: *Product Environmental Footprint Category Rules* (PEFCR), riferimenti applicabili tra l'altro in contesti industriali più strutturati ed maturi per settori ben definiti, come ad esempio le batterie ricaricabili per la mobilità elettrica [24].

La struttura generale della metodologia LCA secondo ILCD si basa a quella presente in In ISO 14040/44:2006 rappresentato in Figura 3.1, articolata in cinque fasi principali: ¹

1. **Definizione dell'obiettivo** – specifica lo scopo dell'analisi e il contesto decisionale di riferimento;
2. **Definizione dell'ambito** – descrive la funzione del sistema, l'unità funzionale, i confini e le assunzioni;
3. **Analisi dell'inventario (LCI)** – raccoglie e quantifica tutti i flussi di materia ed energia in ingresso e in uscita dal sistema;

¹In ISO 14040/44:2006 la prima e seconda fase viene unita in unica fase: *Goal and scope definition*

4. **Valutazione degli impatti (LCIA)** – traduce i flussi inventariali in potenziali impatti ambientali secondo modelli di caratterizzazione;
5. **Interpretazione dei risultati** – analizza criticamente gli esiti, identifica i punti critici e formula conclusioni coerenti con gli obiettivi.

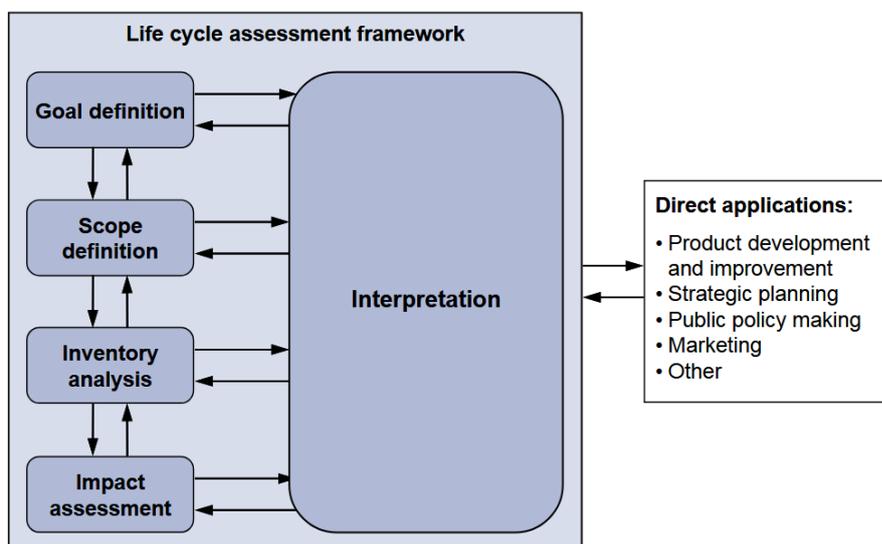


Figura 3.1: quadro metodologico LCA, tratto dalla norma ISO 14040:2006 (parzialmente modificato)[21]

Nel seguito ciascuna fase verrà applicata al nostro caso studio, cercando di trovare un equilibrio coerente legato alla natura metodologia LCA e all'obiettivo reale della presente studio.

3.2 Definizione obiettivo (*Goal Definition*)

In questa fase vengono identificati in maniera chiara l'*applicazione prevista* dello studio e il *contesto decisionale*, inoltre devono essere esplicitamente indicati i destinatari finali dello studio stesso (Pubblico di riferimento).

Una definizione chiara e non ambigua degli obiettivi è necessaria, poiché condiziona direttamente lo sviluppo delle fasi successive dell'LCA. Inoltre, la qualità e il livello di dettaglio richiesto per i dati da utilizzare dipendono in larga misura da quanto viene stabilito in questa fase iniziale. Infine una chiara definizione iniziale degli obiettivi è essenziale per una corretta interpretazione dei risultati. In riferimento al nostro studio gli aspetti più importanti da affrontare e da documentare in questa fase sono i seguenti:

3.2.1 Applicazione prevista dei risultati LCA

Il presente studio LCA ha come obiettivo principale la valutazione ambientale descrittiva del processo innovativo UP-ASH allo stato attuale di sviluppo sperimentale. L'analisi quindi si propone nella identificazione dei punti critici (*Hot spots*) che contribuiscono maggiormente agli impatti complessivi del sistema.

Sebbene lo studio non abbia finalità prescrittive o decisionali immediate, i risultati ottenuti potranno offrire spunti utili per valutazioni successive, in particolare nell'ambito dell'*ecodesign* e della sostenibilità ambientale dei processi di upgrading del biogas in fase di ricerca e sviluppo.

3.2.2 Metodo, ipotesi e limiti di impatto

visto il contesto specifico dell'impianto pilota Up-Ash, è necessario introdurre alcune semplificazioni metodologiche e formulare specifiche assunzioni, in modo da adattare lo studio in base alla disponibilità limitata delle risorse (e.g qualità e disponibilità dei datasets, tempo, ecc) e alle caratteristiche sperimentali del sistema.

I dati primari di processo del sistema Up-ash derivano da campagne sperimentali in campo su scala pilota e simulazioni effettuati precedentemente su scala di laboratorio.

Come definito prima l'analisi viene effettuata considerando lo stato attuale del sistema senza cambiamenti di scala, ma è opportuno evidenziare che i risultati in una LCA possono presentare deviazione una volta scalati a livello industriale a seconda dell'origine dei dati primari di partenza (laboratorio, scala pilota) e quindi possono non rappresentare pienamente le prestazioni quando scalati a livello industriali, come evidenziato da uno studio simile tramite l'uso cenere d'incenerimento (*Bottom Ash*) come materiale adsorbente. [25] dove i risultati differivano molto a seconda dell'origine dei dati di partenza.

inoltre bisogna tenere conto che in un LCA Teoricamente, i consumi specifici del processo e le relative emissioni, quando espressi per unità funzionale (e.g per Nm³ di biometano prodotto), risultano relativamente indipendenti dalla scala dell'impianto nel contesto dell'analisi di Inventario LCA. Diversamente di un analisi economico tale comportamento è stato evidenziato in letteratura, dove si sottolinea che, a fronte di variazioni significative nei costi specifici in funzione della taglia (a causa delle economie di scala), i flussi ambientali normalizzati tendono a rimanere stabili tra impianti di diversa capacità produttiva [26].

Siccome uno degli aspetti importanti dell'impianto UP-ASH è la cattura di anidride carbonica (CO₂) attraverso la carbonatazione delle ceneri, particolare enfasi

sarà posta sulla categoria del *Cambiamento climatico* (Global Warming Potential, GWP100), strettamente correlata ad una delle funzioni principale del processo. Altre categorie, quali consumo delle risorse abiotiche, acidificazione, eutrofizzazione, uso del suolo, ecc saranno considerate in maniera complementare, in modo da evidenziare eventuali spostamenti tra gli impatti (*impact shifting-trade-off*).

riguardo i database secondari (dati di background al processo) lo studio si basa sul ***Environmental Footprint EF 2.0*** e le categorie d'impatto da considerare saranno quelle presenti all'interno del metodo d'impatto LCIA: ***Environmental Footprint (Mid-point indicator)*** [27] .

Inoltre si riconosce che la natura pilota dei dati UP-ASH può influire sulla precisione quantitativa dei risultati; di conseguenza, i risultati devono essere interpretati come indicazioni descrittive e orientative, utili per future valutazioni tecniche, e non come conclusioni generiche.

3.2.3 Orientamento dell'obiettivo, contesto decisionale

In base al ILCD, e come rappresentato nello schema 3.2 l'identificazione tra le diverse tipologie di obiettivo (A,B,C) è strettamente legato alla definizione del contesto decisionale dello studio, e i relativi effetti su i sistemi esterni. pertanto, identificare una specifica situazione significa rispondere se lo studio è orientato a supportare una determinata scelta, quindi nel caso di supporto a una scelta sul sistema oggetto di studio (*Foreground system*, implica anche la valutazione dei relativi effetti di tale scelta su altri sistemi esterni (*Background system*), cioè la loro entità dei cambiamenti (piccola, larga scala). in base a questo si può definire due tipologie nella Modellazione nella fase d'inventario (LCI): *attributionally Modelling* o *consequentially Modelling* [21].

Tipologie di obiettivo

Lo studio LCA può essere modellato considerando tre macro situazioni, che deve essere ben definita, Le principali differenze tra le situazioni A, B e C risiede nella modellazione *Life Cycle Inventory* (LCI):

Situazione A (“Supporto decisionale a livello micro”) Comprende studi di supporto decisionale a livello micro, relativi a prodotti o processi (e.g EPD). in quanto gli effetti sono troppo piccoli per superare la soglia che permette di provocare le cosiddette conseguenze su larga scala su i sistemi esterni (*Background system*) o in altre parti della tecnosfera.

Il ciclo di vita è modellato secondo la esistente catena di approvvigionamento cioè in modo *attribuzionale*. Il sistema in primo piano (*foreground system*) dovrebbe

		Kind of process-changes in background system / other systems	
		None or small-scale	Large-scale
Decision support?	Yes	Situation A "Micro-level decision support"	Situation B "Meso/macro-level decision support"
	No	Situation C "Accounting" (with C1: including interactions with other systems, C2: excluding interactions with other systems)	

Figura 3.2: Combinazione di due aspetti principali del contesto decisionale: 1) orientamento alla decisione e 2) tipo di conseguenze nel sistema di background o in altri sistemi [21].

utilizzare dati primari dal produttore/operatore e dati secondari dai fornitori e dagli utenti finali. I processi di fondo, (background) devono rappresentare il mix medio di consumo del mercato. È possibile utilizzare dati generici da fornitori terzi per il sistema di background e, se di qualità complessiva superiore, anche per il sistema in primo piano (foreground). Per gestire casi di multifunzionalità, riciclo, riuso o recupero, è preferibile applicare la suddivisione fisica o virtuale. Se ciò non è possibile o fattibile, si utilizza la sostituzione del mix di mercato delle co-funzioni non richieste come seconda opzione (escludendo la co-funzione sostituita da questo mix). Se nemmeno questa opzione è praticabile, si ricorre all’allocazione come terza alternativa. Se si utilizza la seconda o terza alternativa, una valutazione dell’accuratezza risultante deve essere esplicitamente riportata nell’interpretazione dei risultati.

Situazione B (“Supporto decisionale a livello macro”) Comprende studi di supporto decisionale a livello macro scala, di tipo strategico (*policy-oriented*) ad es. strategie per le materie prime, scenari tecnologici, decisioni politiche ecc.. Si presume che le decisioni a livello macro abbiano anche conseguenze strutturali al di fuori del contesto decisionale, cioè modifichino la capacità produttiva disponibile. La decisione analizzata da sola comporta conseguenze su vasta scala nel sistema di background o in altre parti della tecnosfera.

Situazione C (“Rendicontazione”) studio di carattere descrittivo del sistema analizzato, (e.g un prodotto, un settore o un paese) senza essere interessati a eventuali conseguenze su altre parti del l’economia. La situazione C ha due sottotipi: situazione C1, che include i vantaggi esistenti al di fuori del sistema

analizzato (ad es. crediti dal riciclo) e la situazione C2, che non lo considera. La maggior parte degli studi di monitoraggio rientrano nella Situazione C1; gli studi di tipo C2 sono meno comuni. Nella Situazione C1, il ciclo di vita e tutti i casi di multifunzionalità sono modellati come nella Situazione A. Nella Situazione C1 a differenza della Situazione A, si può applicare anche a studi di monitoraggio su macro scala, indipendentemente dalla dimensione assoluta del sistema (ad esempio 1 t o 1 milione di tonnellate di materiale X consumato). Questo implica che i dati e i modelli utilizzati negli studi della Situazione A possono essere impiegati direttamente per derivare indicatori di monitoraggio nella Situazione C1. Nella Situazione C2, il ciclo di vita è modellato anch'esso come nella Situazione A, ma la multifunzionalità deve essere sempre risolta tramite allocazione.

Dopo gli approfondimenti riportati sopra una cosa importante da chiarire è che, la maggior parte degli aspetti nel modellare un LCA sono gli stessi per tutte le situazioni (A, B, C). Tra questi aspetti ci sono quelli che devono sempre essere seguiti o controllati (i.e. Unità funzionale, categorie d'impatto). Al contrario, ci sono alcuni aspetti specifici per ogni tipologia di studio. Poiché una LCA può comprendere molti processi da modellare, le disposizioni specifiche a lo studio vengono applicate solo ad alcuni processi selezionati: in un certo senso l'identificazione tra le diverse situazioni (A,B,C) a livello teorico rappresenta una impostazione metodologica globale per lo studio, che stabilisce l'approccio da adottare nelle fasi successive.

in senso generale da un punto di vista pratico La principale differenza tra le situazioni A, B e C risiede in :

- Il *confine del sistema*, ovvero la scelta di quali processi devono essere inclusi nello studio;
- L'*approccio* in cui i processi vengono collegati nel modello, ad esempio l'uso di un approccio attribuzionale o consequenziale, e in presenza di multifunzionalità in fase LCI l'applicazione di sostituzione o allocazione.

I Processi unitari, sono sostanzialmente gli stessi per tutte le Situazioni, mentre alcune informazioni aggiuntive sono necessarie a seconda del contesto:

- Situazione **A** (es. dichiarazioni ambientali pubbliche) può essere necessario riportare anche la dimensione del mercato o la rappresentatività geografica e temporale del dato;
- Situazione **B** (analisi di policy e scenari) possono essere richieste informazioni su elasticità di mercato, proiezioni di lungo periodo o effetti indiretti;
- Situazione **C**, tali informazioni aggiuntive sono generalmente non necessarie, salvo nei casi in cui risultino essenziali per garantire la comparabilità tra i sistemi studiati.

Tabella 3.1: Confronto sintetico tra le Situazioni decisionali LCA secondo ILCD

Aspetto	Situazione A	Situazione B	Situazione C1	Situazione C2
Finalità dello studio	Supporto a decisioni operative o tecnologiche	Supporto a scelte strategiche o politiche	Descrizione di sistemi esistenti	Monitoraggio ambientale periodico
Tipo di conseguenze modellate	Marginali, senza impatti strutturali sul mercato	Strutturali, con effetti sull'economia	No, sistema già implementato analisi Ex post	Non applicabile
Modello LCI	Attribuzionale	Consequenziale	Attribuzionale	Attribuzionale
Gestione della multifunzionalità, Fine vita	Gerarchicamente: 1) Suddivisione (se fattibile) 2) Espansione del sistema (sostituzione market mix) 3) Allocazione (limitato)	come situazione A, ma considerando le conseguenze a larga scala	come situazione A, indipendente dalla quantità della co-funzione da sostituire	Solo allocazione (fisica, economica)
Scenari alternativi	Facoltativi	Obbligatori	Non richiesti	Non richiesti
Crediti ambientali (co-funzioni)	Ammessi solo se la co-funzione addizionale è assorbito dal mercato	Ammessi come conseguenze strutturali del mercato	Ammessi se già avvenuti e documentabili	Non previsti
studi comparativi	si, tramite "best-wort" case scenario per ogni alternativa	si, per valutazioni strategiche, può includere scenario: politica attuale	Ammessi solo come confronto descrittivo	Non adatti a confronto decisionale

3.2.4 Contesto decisionale dello studio LCA

Situazione C1, prima iterazione

Dalle considerazioni sopra riportate e dalla tabella comparativa 3.1 che sintetizza le caratteristiche principale tra le diverse situazione(A,B,(C1,C2)) secondo il quadro metodologico ILCD [21]. risulta evidente che identificare correttamente la tipologia del contesto decisionale è un criterio chiave per determinare i metodi più appropriati per le fasi successive del LCA, tale scelta incide in particolare sulla struttura del modello LCI (*Attribuzionale* o *Consequenziale*) e sulle modalita di gestione della multifunzionalità (allocazione o espansione del sistema), in presenza di co-prodotti, riciclo o sottoprodotti.

Nel caso del presente studio, si è scelto di inquadrare l'analisi LCA all'interno della **Situazione C1** (*Descriptive Accounting*), in quanto si considera l'impianto pilota UP-ASH allo stato attuale e operativo . Lo studio ha come obiettivo la descrizione delle prestazioni ambientali del processo UP-ASH senza confronti diretti con altre tecnologie, quindi senza finalità di supporto diretto a scelte future o decisioni di natura strategica. Pertanto, l'analisi è da intendersi di carattere descrittivo, coerente con l'approccio *Ex Post* tipico della Situation C1.

A differenza degli studi di tipo A o B, dove i benefici ambientali legati a co-funzioni (es. biometano, riutilizzo di ceneri esauste) sono da considerarsi esistenti in scenari futuri quindi condizionati dall'attuazione della scelta d'analizzare, nella Situazione C1 tali benefici sono **già esistenti** e possono essere quantificati mediante dati di inventari. In maniera pratica nel nostro studio ad esempio oltre alla produzione di biometano si fanno considerazione riguardo ai processi a valle e monte delle ceneri legnose, attualmente il fine vita di queste vengono gestite in discarica come rifiuti non pericolosi, il fatto che queste vengano introdotte all'interno del sistema Up-Ash equivale ad un processo evitato a monte (discarica) quindi un possibile credito ambientale. In questo contesto si puo applicare la multifunzionalità attraverso l'espansione del sistema via sostituzione (*system expansion via substitution*)²

In particolare, benefici indiretti come l'uso di ceneri legnose o il potenziale riutilizzo delle ceneri in altri processi industriali, saranno trattati attraverso la sostituzione di prodotti equivalenti presenti nel mix di mercato di riferimento. tali sostituzioni sono modellate indipendentemente dalla quantità di co-funzione prodotta, poiché il sistema è già in funzione e l'effettiva sostituzione può essere descritta attraverso dati effettivi

²senza la necessità di verificare che co-funzione venga l'assorbita dal mercato come richiesto dalla situazione A.

Va tuttavia sottolineato che, data la natura puramente descrittiva del modello, i risultati ottenuti — pur potendo informare riflessioni tecniche e identificare *hot spots* ambientali — **non possono essere utilizzati direttamente per supportare decisioni comparative o strategiche**. Per tale scopo, sarebbe necessario riformulare lo studio secondo le regole previste per la Situazione A o B.

3.2.5 Pubblico di riferimento a cui sono destinati i risultati LCA

La definizione del pubblico di riferimento è fondamentale per stabilire il livello di dettaglio tecnico dello studio valutare. Il pubblico di riferimento per i risultati di questo studio è costituito principalmente dalla comunità accademica. Tuttavia, i risultati potrebbero essere di interesse preliminare anche per potenziali investitori o stakeholder del settore delle tecnologie per l'upgrading del biogas, in un'ottica di sviluppo e scalabilità futura del processo UP-ASH.

Questo interesse si inserisce nel più ampio contesto delle politiche europee di promozione del biometano, supportate da strumenti come le direttive UE sulla promozione dell'energia da fonti rinnovabili: 2023/24131 (RED III), 2018/2001 (RED II) [7] [8], la Decarbonised Gas Regulation e il REPowerEU Plan (2022) [28, 6]. In particolare quest'ultimo fissa l'obiettivo di aumentare la produzione di biometano nell'Unione Europea fino a 35 miliardi di metri cubi all'anno entro il 2030, prevedendo la necessita di investimenti stimato in 37 miliardi di euro. L'aumento della produzione e dell'uso del biometano, come fonte rinnovabile e programmabile, contribuisce inoltre al raggiungimento degli obiettivi di decarbonizzazione all'interno della Unione Europea e riduzione della dipendenza Energetica da paesi esteri.

3.3 Campo di applicazione (*Scope Definition*)

In questa fase viene identificato e descritto nel dettaglio dal punto di vista pratico l'oggetto dello studio, ovvero si approfondisce dal punto di vista LCA il processo innovativo Up-Ash. questo approfondimento pratico deve essere coerente con quanto stabilito nella fase iniziale di definizione dell'obiettivi. La parte principale di questa fase consiste nel derivare i requisiti metodologici, qualitativi in conformità con gli obiettivi dello studio, ovvero sulla base delle motivazioni dello studi, contesto decisionale, delle applicazioni previste e dei destinatari dei risultati definiti precedentemente.

3.3.1 Funzione, Unità funzionale e flusso di riferimento

La funzione del sistema e l'unità funzionale rappresentano elementi centrali in un'analisi LCA. Senza una loro definizione chiara e precisa non sarebbe possibile condurre confronti significativi tra prodotti o sistemi alternativi. Quindi Ogni studio LCA deve essere «ancorato» ad una precisa descrizione quantitativa della funzione fornita dal sistema analizzato, questo viene fatto tramite l'unità Funzionale che descrive e quantifica gli aspetti sia qualitativi che quantitativi della funzione del sistema.

Il sistema UP-ASH si può definire multifunzionale, in quanto integra due funzioni ambientali rilevanti. Tra queste, la funzione principale è rappresentata dalla:

1. **Produzione di biometano conforme agli standard di rete** (funzione principale), ottenuta tramite la rimozione selettiva della CO₂ dal biogas grezzo tramite cenere legnose;
2. **Valorizzazione delle ceneri legnose, cattura della CO₂** (funzione secondaria), che consente di evitare il conferimento in discarica di un residuo classificato come rifiuto non pericoloso secondo il Catalogo Europeo dei Rifiuti (CER), e ne abilita potenzialmente il riutilizzo in altri contesti applicativi.

Il trattamento delle ceneri costituisce pertanto una funzione ambientale aggiuntiva rispetto alla sola produzione di biometano. Inoltre a valle del processo di Upgrading in base all'efficacia del processo di carbonatazione nel conferire alle ceneri uno stato chimico-fisico stabile e quindi rispettare dei limiti di lisciviazione di certi metalli come rappresentato in tabella 3.2, in base ai risultati dei test di cessione le ceneri esauste possono seguire diversi percorsi a valle del processo:

- essere *riutilizzate* in altri processi produttivi, qualora rispettino i limiti normativi;
- essere *trattate come rifiuti inerti*, con impatti ambientali ridotti rispetto allo smaltimento tradizionale;
- oppure, in caso di processo di carbonatazione non sufficientemente efficace, essere *smaltite come rifiuti non pericolosi*, mantenendo la classificazione iniziale.

Nel nostro studio la **funzione** principale del sistema è la produzione di biometano a partire da biogas tramite un sistema di upgrading: UP-ASH (basata su adsorbimento solido-gas con ceneri legnose). La rimozione della CO₂ da parte delle ceneri rappresenta il mezzo tecnico attraverso cui viene realizzata tale funzione principale, in aggiunta il processo di carbonatazione può conferire alle ceneri caratteristiche fisico-chimiche che valorizzano tali residui.

Tabella 3.2: Limiti normativi per il riutilizzo e per lo smaltimento in discarica per rifiuti inerti delle ceneri pesanti secondo i decreti ministeriali: *D.M. 05/04/2006, **D.M. 27/09/2010.

Metallo	Limite per riutilizzo* ($\mu\text{g/l}$)	Limite per discarica inerti** ($\mu\text{g/l}$)
Piombo (Pb)	50	50
Bario (Ba)	1	2
Zinco (Zn)	3	0.4
Nichel (Ni)	10	40
Vanadio (V)	250	–
Molibdeno (Mo)	–	0.05
Cromo (Cr)	50	50
Rame (Cu)	0.05	0.2
Antimonio (Sb)	–	0.006
Berillio (Be)	10	–
Cobalto (Co)	250	–
Arsenico (As)	50	50
Cadmio (Cd)	5	4
Selenio (Se)	10	10
Mercurio (Hg)	1	1

L'unità funzionale deve riflettere la funzione svolta del sistema, in base al ILCD un modo corretto per definire ciò, può avvenire considerando e rispondendo specificamente questi quattro punti, che nel nostro caso sarebbe:

- **Funzione fornita (Cosa?)** Produzione di biometano, gas rinnovabile equivalente al gas naturale idoneo all'immissione in rete.
- **Quantità/Estensione (Quanto?)** 1 Nm³ di biometano conforme alle specifiche tecniche, alle condizioni medie operative del sistema nel corso della sua vita utile.
- **Qualità (In quale modo?)** Il biometano prodotto deve rispettare le specifiche tecniche richieste per l'immissione nella rete nazionale del gas, riportato in Tabella 3.3.
- **Durata (Per quanto tempo?)** Il parametro temporale non è rilevante ai fini funzionali; la vita utile del sistema verrà considerata nel modello LCI.

Nel presente studio l'unità funzionale è quindi definita come la **produzione di 1 Nm³ di biometano conforme agli standard di qualità per l'immissione in**

rete in linea con quanto previsto dalla normativa di riferimento.

Il rispetto dei limiti per l'immissione in rete si è considerato la norma UNI TR 11537 in accordo agli studi del progetto Up-Ash riportati in [17] dove il rispetto dei limiti dimissione del biometano si era fatto in riferimento a tale norma. è utile però evidenziare che, la suddetta normativa è stata sostituita da successive normative di riferimento più stringenti, al momento la normativa più aggiornata riguardo l'immissione di biometano in rete è la UNI/TS 11537:2024 [29] [30].

Dal punto di vista pratico della modellazione l'unità funzionale rappresenta inoltre il parametro di riferimento a cui vengono rapportati tutti i flussi fisici in ingresso e in uscita tra il sistema e l'ambiente, costituendo la base per la modellazione del sistema. questo avviene tramite la individuazione del **flusso di riferimento**, che in pratica è il flusso fisico che realizza l'unità funzionale o l'output utile che realizza la funzione del sistema. che nel nostro caso coincide quantitativamente con l'unità funzionale di 1 Nm³. Questa scelta consente un confronto ambientale equo tra la tecnologia sperimentale UP-ASH e quella commerciale HPWS, mantenendo costante la funzione erogata e focalizzando l'analisi sull'output finale effettivamente utile per l'utente.

Per completezza nella tabella 3.3, si riassume le caratteristiche tecniche associate al biometano prodotto, tali parametri sono state rispettate durante le prove presso l'impianto.

3.3.2 Modellazione dell'inventario (LCI)

Come definito in precedenza il nostro studio è inquadrato nella **Situazione C1**, in quanto finalizzato a descrivere le prestazioni ambientali di un sistema già esistente e operativo, l'inventario è costruito sulla base di dati osservati e documentabili, rappresentativi dello stato attuale del sistema analizzato.

In accordo al ILCD e come discusso nelle sezioni precedenti, la struttura dell'inventario a livello di processo unitario risulta sostanzialmente identica per tutte le tre Situazioni A, B e C. Tuttavia, le differenze emergono nella definizione dei *confini di sistema*, specialmente nel sistema di *Background*, e nel modo in cui i processi vengono connessi per rappresentare il modello complessivo di ciclo di vita. [21].

Pertanto prima di definire il confine del sistema analizzato, in questa sezione si definiscono gli aspetti pratici per la modellazione dell'inventario corrispondenti alla situazione del nostro studio C1. In particolare, gli aspetti pratici per la modellazione, nella Situazione C1 sono:

- I processi sono collegati e aggregati in modo descrittivo, seguendo i flussi

Parametro	Limite
Potere calorifico superiore (PCS)	34.95 – 45.28 MJ/Sm ³
Indice di Wobbe	47.31 – 52.33 MJ/Sm ³
Densità	0.5548 – 0.8 kg/m ³
Ossigeno (O ₂)	≤ 0.6 %mol
Anidride carbonica (CO ₂)	≤ 3 %mol
Solfuro di idrogeno (H ₂ S)	≤ 6.6 mg/Sm ³
Zolfo da mercaptani	≤ 15.5 mg/Sm ³
Zolfo totale	≤ 150 mg/Sm ³
Silicio totale	≤ 1 mg/Sm ³
Monossido di carbonio (CO)	≤ 0.1 %mol
Ammoniaca (NH ₃)	≤ 10 mg/Sm ³
Fluoro	≤ 3 mg/Sm ³
Cloro	≤ 1 mg/Sm ³
Ammine	≤ 10 mg/Sm ³
Idrogeno (H ₂)	≤ 0.5 %mol
Oli	Non ammessi
Polveri	Non ammesse

Tabella 3.3: Limiti di qualità del biometano per l'immissione in rete secondo UNI/TR 11537 [17].

materiali ed energetici osservati nel sistema reale attuale.

- i confini del sistema vengono tracciati per rappresentare fedelmente le unità di processo effettivamente presenti e funzionanti nel sistema reale, eventuali introduzioni di scenari futuri, come ad esempio riutilizzo delle cenere, potranno essere modellate soltanto con obiettivo descrittivo in modo di rimanere nel contesto della situazione C1.
- la gestione della multifunzionalità segue un ordine gerarchico previsto: *sub-divisione fisica* (se possibile), *espansione del sistema*, *sostituzione*, approccio rappresentato schematicamente in figura 3.3, e infine *allocazione* (solo se le due opzioni precedenti non sono applicabili).

La modellazione dell'inventario nel presente studio deve quindi riflettere la configurazione reale dell'impianto UP-ASH. la gestione della multifunzionalità riguardo il trattamento delle cenere può essere associato ad una co-funzioni secondarie e quindi modellato secondo l'approccio del *System expansion* tramite **sostituzione** di processi equivalenti. dalle considerazioni precedenti si possono considerare due scenari riguardo le cenere esauste.

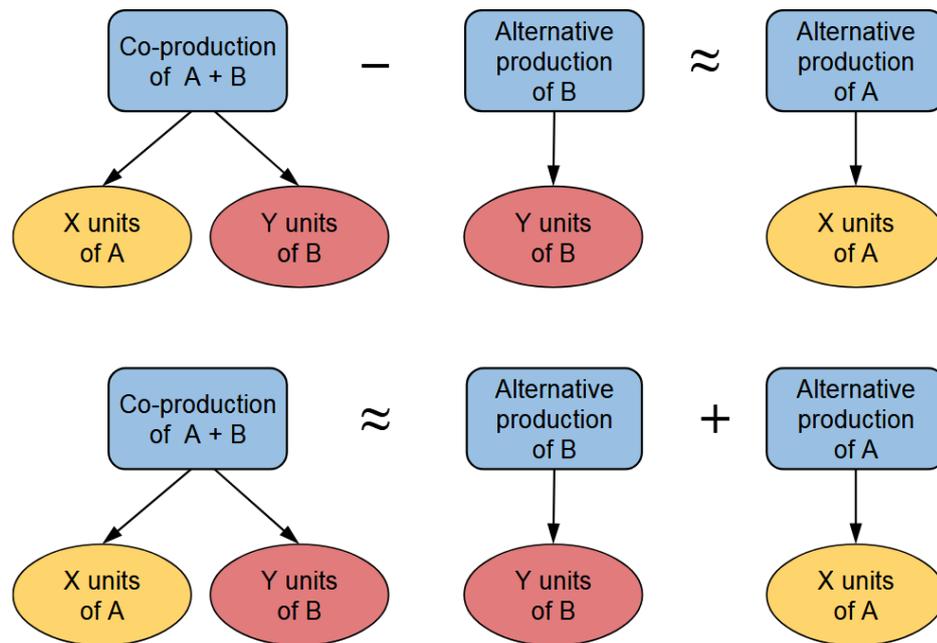


Figura 3.3: Rappresentazione e equivalenza approccio espansione del sistema: 1) In alto: Sostituzione - *System reduction*; 2) In basso Agregazione - *System expansion* [21].

Nel presente studio infine in base al rispetto dei limiti imposto definiti in tabella 3.2 si possono definire due scenari riguardanti le ceneri esauste: uno scenario base in cui le ceneri sono destinate a smaltimento in discarica come materiale inerte o non pericoloso o il riuso in altri processi produttivi.

Scenario attuale, cenere in discarica

Nella configurazione attuale dell'impianto, le ceneri esauste derivanti dal processo di upgrading non vengono valorizzate, ma sono destinate allo smaltimento in discarica. e in base all'efficacia del processo di carbonatazione le cenere possono essere destinate in discarica con diversi pesi ambientali, nel caso di materiale inerte l'impatto è molto minore rispetto alle cenere di partenza che vengono definiti come rifiuto non pericoloso. da sottolineare che a differenza delle cenere legnosa (*wood ash*) in base al catalogo europeo (CER) nel caso i residui fossero cenere pesanti da impianti da incenerimento (*Bottom ash from incineration* queste ultime non sono definite automaticamente dei rifiuti non pericolosi per cui hanno bisogno di ulteriore test, in definitiva si può assumere che hanno un peso maggiore in discarica rispetto alle cenere legnose

scenario futuro, riutilizzo cenere esauste (opzionale)

Questa sezione è fuori dell'obiettivo del presente studio ma ha lo scopo di suggerire come potrebbe essere modellato il sistema in presenza di riuso in base al ILCD:

In accordo con quanto previsto dal ILCD, è ammesso modellare scenari futuri anche in uno studio descrittivo C1, purché questi siano non finalizzati al supporto decisionale e in modo individuale. Tali scenari, ottenuti ad esempio per estrapolazione, consentono di esplorare ipotesi migliorative o configurazioni potenzialmente più sostenibili, pur rimanendo nell'ambito della modellazione attribuzione C1.

Per tanto in modo da evidenziare preliminarmente benefici ambientali, si potrebbe introdurre uno scenario alternativo in cui le cenere vengono riutilizzate in applicazioni industriali (i.e edilizia, infrastrutture) come materiale legante sostituto. Tale scenario non modificherebbe la funzione principale del sistema definito prima, ma comporterebbe la necessità di considerare una co-funzione aggiuntiva oltre al trattamento delle cenere.

la ulteriore co-funzione associato al riutilizzo delle ceneri può essere modellato attraverso l'approccio della **espansione del sistema e sostituzione**, senza la necessità di dimostrare marginalità o cambiamenti strutturali sul mercato. La quantità sostituita potrà essere modellata in base a equivalenza funzionale o, in mancanza di dati tecnici, mediante correzione del valore economico di mercato. In tale scenario, le ceneri verranno considerate come *co-prodotto* del sistema di upgrading e la loro valorizzazione contribuirà all'impatto ambientale complessivo attraverso la sostituzione di materiali equivalenti.

Questo scenario, sebbene non finalizzato a supportare una decisione, permette di valutare il potenziale miglioramento ambientale derivante dalla valorizzazione di output secondari attualmente non utilizzati. in tabella 3.4 vengono riassunte le caratteristiche dei possibili scenari.

Tabella 3.4: Confronto tra scenari di gestione delle ceneri esauste nel sistema UP-ASH

Scenario	Cenere in discarica (attuale)	Riutilizzo delle ceneri (futuro)
Configurazione del sistema	Impianto UP-ASH con produzione di biometano e trattamento delle ceneri a monte	Impianto UP-ASH con produzione di biometano, trattamento delle ceneri a monte e valorizzazione delle ceneri a valle del processo
Funzioni del sistema	Funzione principale: produzione di biometano Funzione secondaria: trattamento delle ceneri in ingresso	Funzione principale: produzione di biometano Funzione secondaria: trattamento delle ceneri in ingresso Funzione terziaria: riutilizzo delle ceneri come materiale sostitutivo
Classificazione delle ceneri a valle del processo	Ceneri trattate come rifiuto inerte o non pericoloso a seconda dei test di lisciviazione	Ceneri valorizzate come materiale riutilizzabile, previa verifica della conformità ai limiti per il riutilizzo
Multifunzionalità	Presente (biometano + gestione rifiuto)	Presente (biometano + gestione rifiuto + valorizzazione materiale)
Gestione LCI della cenere	Cenere in ingresso: modellazione tramite processo evitato (discarica evitata) <i>system expansion via substitution.</i>	Cenere in ingresso e in uscita: modellazione tramite <i>system expansion via substitution</i>

3.3.3 Confini del sistema e criteri di esclusione (cut-off)

I confini del sistema definiscono quali fasi del ciclo di vita, Figura 3.4 e quali processi appartengono al sistema analizzato, ovvero quelli necessari a fornire la funzione definita dall'unità funzionale. Essi separano il sistema analizzato dal resto della *Tecnosfera*, cioè dall'insieme dei processi esterni non inclusi nel modello. Allo stesso tempo, i confini definiscono la separazione tra il sistema e la *Ecosfera* ovvero il punto attraverso cui avviene lo scambio di *Flussi elementari* con l'ambiente naturale (Input e Output di risorse ed emissioni)

È utile distinguere tra i confini a livello di processo unitario e quelli di uno completo studio LCA. Per i processi unitari, il confine separa il singolo processo dal resto della tecnosfera, includendo i flussi di prodotto, rifiuto ed eventualmente i flussi elementari diretti da/verso l'ecosfera.

Invece, idealmente nel modello completo di LCA, il confine di sistema è definito in modo che tutti i flussi in entrata e uscita siano completamente modellati: l'unico output deve essere il flusso di riferimento (1 Nm³ di biometano), mentre tutti gli altri input e output devono essere flussi elementari. Questo garantisce una valutazione degli impatti ambientali coerente e completa per il sistema analizzato [21].

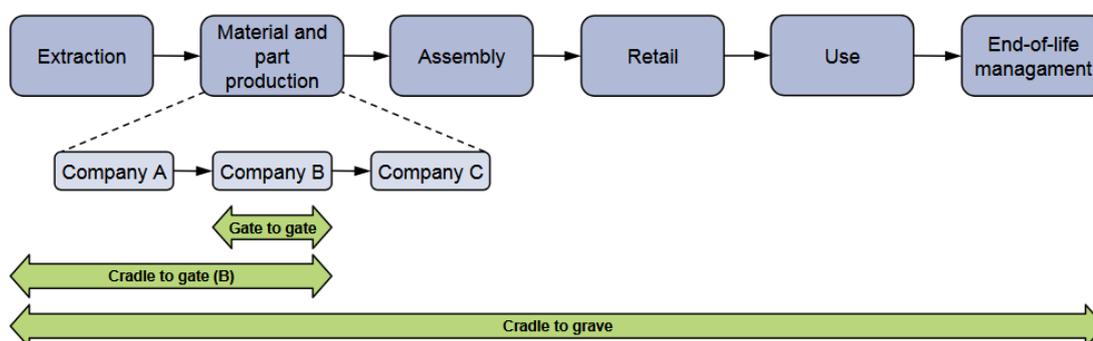


Figura 3.4: Inclusione fasi LCA nella definizione del Confine del sistema: 1) Dalla culla alla tomba (*Cradle to Grave, Full LCA*) 2) Dalla culla al cancello (*Cradle to Gate, Ecoprofile*) 3) Dal cancello al cancello (*Gate to Gate, Ecobalance*). [21]

Tipicamente, i processi all'interno del confine di sistema analizzato possono essere suddivisi in due categorie: processi appartenenti al **foreground system** (sistema in primo piano) e a quelli del **background system** (sistema di fondo). Questa distinzione ha due scopi differenti:

- La prima riguarda l'individuazione delle aree in cui è necessario impiegare dati specifici, rispetto a quelle in cui è invece possibile utilizzare dati medi o generici disponibili nei database (*prospettiva della specificità*).
- La seconda finalità è legata all'identificazione dei processi che possono essere gestiti o influenzati direttamente nel contesto decisionale dello studio (*prospettiva gestionale*).

Distinzione tra sistema in primo piano e sistema di fondo

Come rappresentato in Figura 3.5, la definizione dei confini tra sistema in primo piano (*foreground system*) e sistema di fondo (*background system*) può essere condotta secondo due punti di vista: la *prospettiva della specificità* e la *prospettiva gestionale*, nel nostro studio in particolare si applica la prima, come criterio per la raccolta e compilazione di dati specifici del sistema oggetto di studio (*foreground system*: Processo upgrading biogas) e dati generici mediati per processi esterni generici (*background system* esterni al nostro sistema specifico).

Pertanto Secondo la prospettiva della specificità, il sistema *foreground* comprende i processi specifici per il sistema analizzato, ovvero quelli che si riferiscono direttamente alle operazioni dell'impianto UP-ASH (e che possono essere manipolate direttamente), ed eventualmente altri processi a valle/monte dipendenti da questo ultimo. Per questi processi è necessari l'uso di dati primari altamente rappresentativi. questo può includere il teletrattamento del biogas, il sistema di upgrading UP-ASH, la produzione e il trasporto dei reagenti (cenere legnosa, azoto, acqua), i consumi energetici e la gestione dei residui solidi e gassosi.

La prospettiva gestionale consente invece di distinguere i processi in base al grado di controllo o influenza esercitabile dal sistema analizzato. Pertanto, sono considerati parte del *foreground* anche i processi su cui si possono prendere decisioni operative o strategiche, come la selezione dei reagenti, le modalità di gestione della cenere esausta e la configurazione operativa del sistema. Al contrario, sono stati assegnati al sistema di *background* quei processi che non sono specifici del caso studio e che avvengono all'interno di mercati teoricamente omogenei, come la produzione nazionale di elettricità (Mix energetico), la produzione industriale standardizzata dei reagenti e i materiali infrastrutturali generici.

Utile evidenziare che la Figura 3.5, rappresenta un sistema completo lungo l'intero ciclo di vita. Per questo motivo, il flusso funzionale (cioè il prodotto del sistema) non è rappresentato in uscita verso la tecnosfera: esso non esce dal sistema, ma prosegue al suo interno verso le fasi successive del ciclo di vita, come la fase di uso o la gestione a fine vita. Di conseguenza, a livello pratico il confine esterno

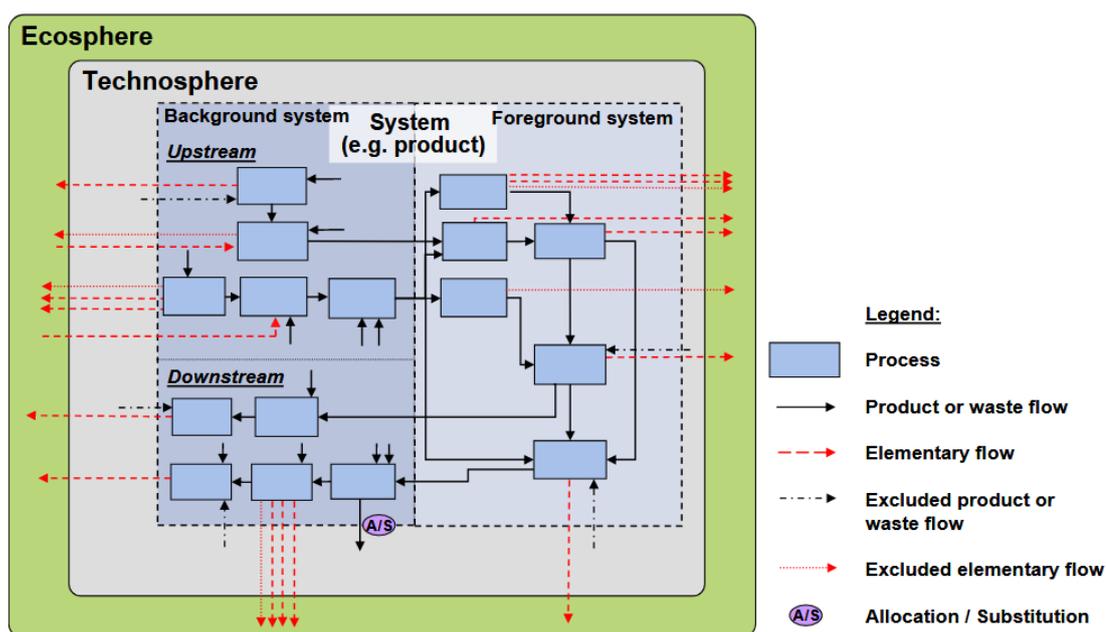


Figura 3.5: Rappresentazione di confine di un sistema con ciclo di vita completo, data dalla unione di processi appartenenti a : *Foreground system* e *Background system* in base alla prospettiva della specificità, Figura dal manuale ILCD [21].

del sistema coincide con il punto in cui si esaurisce il controllo dell'operatore sul destino del prodotto.

La somma dei processi appartenenti ai sistemi *foreground* e *background* costituisce il sistema completo analizzato. I flussi quantitativamente irrilevanti possono essere esclusi tramite criteri di cut-off, e sono rappresentati da frecce tratteggiate nella Figura 3.5.

Confine iniziale del sistema

siccome lo studio LCA ha un approccio iterativo in fase iniziale di definizione degli obiettivi dello studio LCA, il confine era stato definito per supportare un confronto con una tecnologia convenzionale (HPWS), e secondo un criterio di rilevanza rispetto agli impatti ambientali potenzialmente significativi documentati in letteratura su studi simili da L. Lombardi et.al [14, 31, 26, 25].

quindi inizialmente in questo caso il confine del sistema includeva tutte le attività e processi rilevanti per il funzionamento dell'impianto di Upgrading comune alle due tecnologie UP-ASH e HPWS, inoltre in fase preliminare indipendentemente dalla quantità in termini di massa o volume erano stati inclusi dentro il confine

LCA flussi che presentato un alto potenziale impatto, come ad esempio le perdite di metano durante le fase operative di upgrading.

In Figura 3.6 viene rappresentato i confini comune a entrambi i sistemi da confrontarli a scopo pratico i processi all'interno di tale confine complessivo sono inclusi sia i processi in primo piano (*Foreground*) che quelli di *Background*, senza una distinzione particolare.

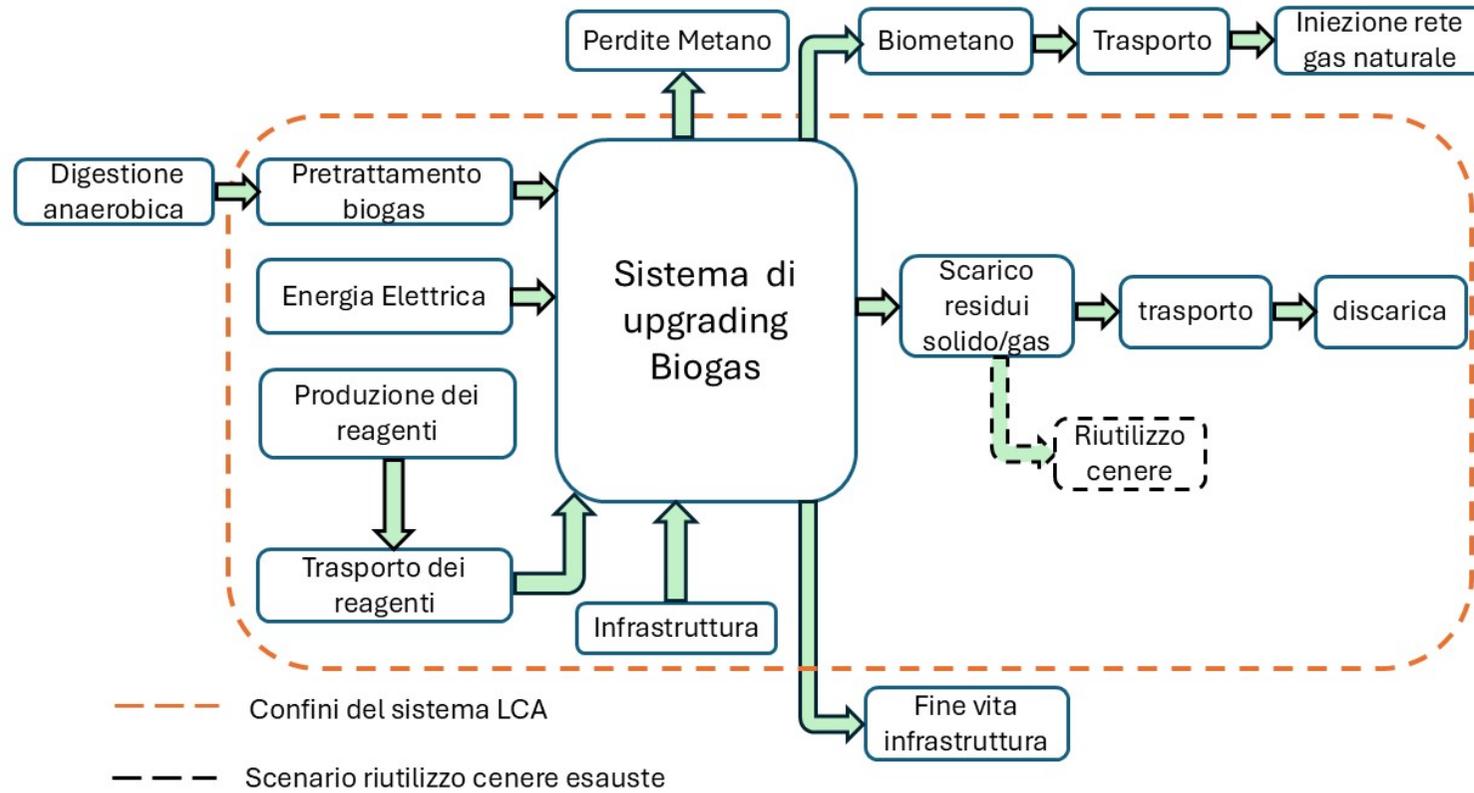


Figura 3.6: Schema preliminare di confine LCA e scenario opzionale di riutilizzo delle ceneri.

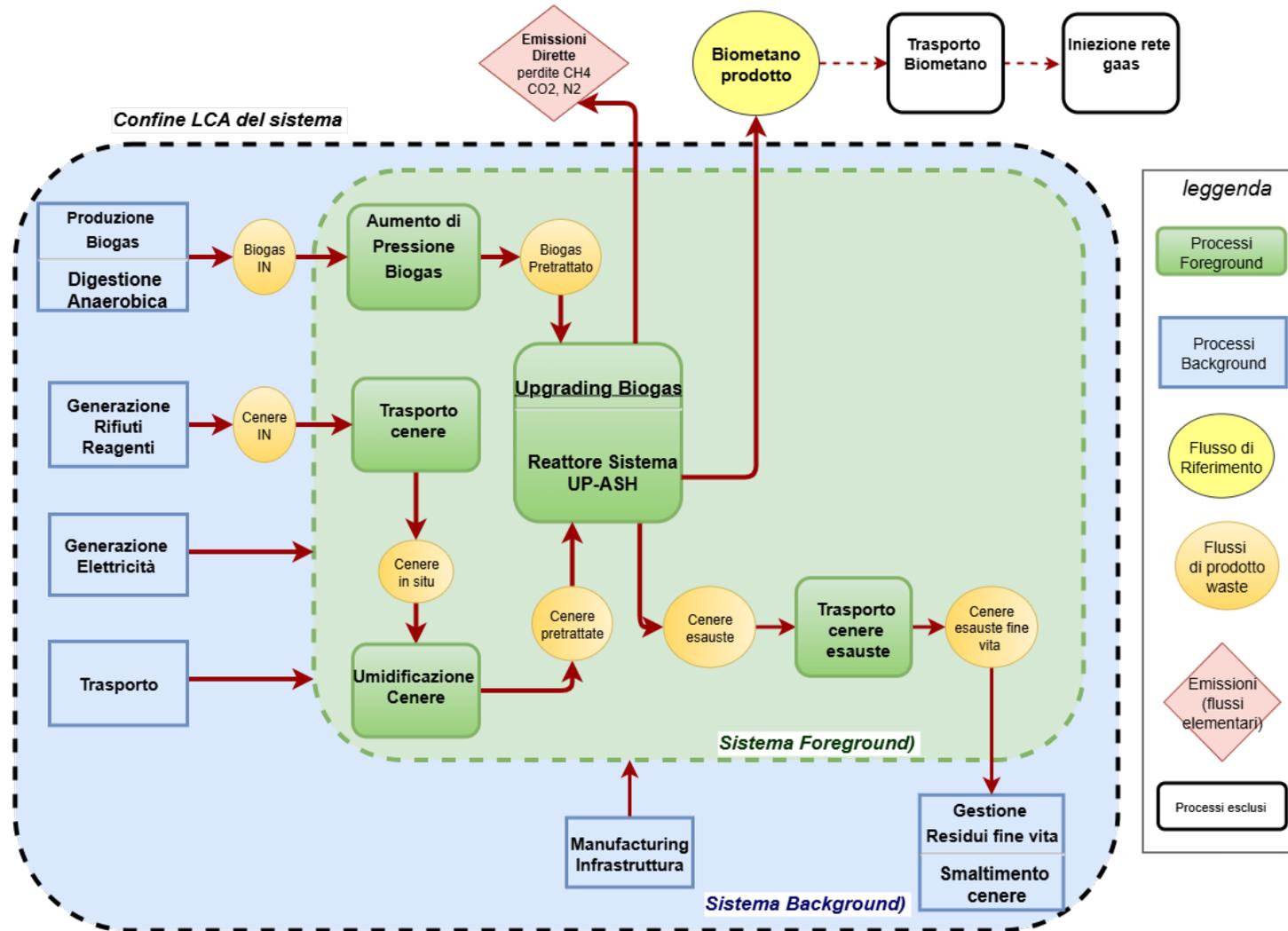


Figura 3.7: Confine LCA definitivo del sistema upgrading Up-Ash: cenere in discarica

Confine definitivo del sistema Up-ash

Il confine definitivo del sistema è rappresentato in Figura 3.7. Il presente studio adotta un confine di tipo **Gate-to-Gate**, focalizzando l'analisi sulla fase di upgrading del biogas, come definito nella fase relativa alla definizione dell'obiettivo.

Di conseguenza, alcuni flussi in ingresso come il biogas e l'elettricità sono trattati come input esterni che attraversano il confine del sistema di primo piano (*foreground system*, ovvero l'impianto di upgrading UP-ASH). I processi a monte associati a tali flussi vengono modellati come processi di *background*, utilizzando dati secondari aggregati provenienti da database (approccio *black box*).

In particolare, per quanto riguarda il flusso di biogas in ingresso, esso viene incluso nell'inventario (LCI) come input aggregato appartenente al sistema di fondo (Background). Sebbene i relativi processi non vengano modellati in modo esplicito, i loro impatti ambientali vengono comunque considerati nella fase di valutazione degli impatti (LCIA), nel nostro studio l'inclusione della produzione di biogas come dato secondario è ritenuta importante in quanto:

- coerenza nella valutazione degli impatti considerando l'unità funzionale di 1 Nm³ di biometano prodotto, presuppone l'intera catena di produzione a partire di tutta la filiera a monte della produzione di biogas.
- In ottica di un analisi Economico il flusso di biogas in ingresso e i relativi processi a monte sono aspetti importanti.
- Tenere in considerazione le diverse efficienze nel processo di Upgrading in ottica di una analisi LCA comparativo

in riferimento alla Figura 3.7 dove viene rappresentato il confine del sistema complessivo, (comprensivo dei processi foreground e background) all'interno di tale viene evidenziato un confine tratteggiato (foreground) che rappresenta i processi che teoricamente possono essere modellati e controllati direttamente e su cui si possono implementare diverse scelte. esternamente a questo confine vengono rappresentati i processi di sottofondo (background) e quelli esclusi dal analisi LCA. inoltre vengono rappresentati i flussi di prodotto che attraverso le diverse fasi, le emissioni dirette dal sistema come le perdite di CH₄ durante le fase operative di Upgrading del reattore, e come definito prima il biogas in ingresso attraversa il confine del sistema come flusso di prodotto (*Product flow*)

Riguardo alle cenere esauste nel confine si è considerato che la gestione di queste a valle del reattore di Upgrading UP-ASH vengano gestite tramite un processo di smaltimento in discarica, coerentemente con la prassi operativa attualmente adottata, come definito nelle fasi precedenti i processi di smaltimento possono avere diversi pesi sia dal punto di vista ambientale che economico [32] a seconda delle loro

caratteristiche fisico-chimiche, legata al rispetto dei limiti di lisciviazione, quindi in fase di Inventario (LCI) e valutazione degli impatti (LCIA) questo aspetto potrà essere valutato attraverso due processi diversi:

- Processo background riguardo smaltimento di **Rifiuti inerti**: rispetto dei limiti in tabella 3.2 per inerti;
- processo background riguardo smaltimento di **Rifiuti non pericolosi**: non rispetto dei limiti in tabella 3.2 per inerti o riutilizzo.

Nel confine complessivo (comprensivo dei processi Foreground e background Figura 3.7). dentro il confine tratteggiato vengono rappresentato i processi dove si usano dati primari specifici del sistema Up-Ash, e che teoricamente possono essere modellati e controllati direttamente dal operatore e che quindi si possono implementare diverse scelte e valutare i cambiamenti a livello d'impatto ambientale. Esternamente a questo confine ci sono i processi di sottofondo (background) più quelli esclusi dal analisi LCA. inoltre vengono rappresentati i flussi di prodotto attraverso le diverse fasi, le emissioni dirette dal sistema come le perdite di CH₄ durante le fase operative di Upgrading del reattore, e come definito prima il biogas in ingresso attraverso il confine del sistema come flusso di prodotto (*Product flow*), ed è contabilizzato tramite dataset aggregato, senza modellare esplicitamente i processi a monte associati a questo. d'altra parte in un analisi più dettagliata che è al di fuori dell'obiettivo del presente studio i processi da modellare esplicitamente possono includere la fase di produzione di biogas, raccolta e il trasporto di FORSU ecc.

Criteri di esclusione (cut-off)

Idealmente, l'analisi LCA di un prodotto dovrebbe essere modellato in modo tale che tutti gli input e output ai suoi confini siano rappresentati come *elementary flows*, come raccomandato dalla norma ISO 14041/44. Tuttavia, a causa della complessità dei sistemi reali, ciò risulta praticamente impossibile da implementare in modo esaustivo senza impiegare risorse sproporzionate. Inoltre, in linea con gli obiettivi generali dell'analisi LCA, un'estensione completa del modello spesso non è necessaria ai fini dello obiettivo dello studio.

Per questi motivi, viene introdotto il concetto di *cut-off criteria*, volto a bilanciare completezza metodologica ed efficienza nell'uso delle risorse. L'applicazione dei criteri di esclusione a è particolarmente importante nei contesti in cui si adottano approcci semplificati (*streamlined LCA*), come nel nostro caso.

Nel presente studio, sono stati inclusi nel sistema tutti i processi e flussi che contribuiscono almeno al 95% del totale in termini di:

- massa totale in ingresso/uscita dal sistema,
- contenuto energetico,
- contributo potenziale alle categorie di impatto ambientale considerate (es. GWP, AP, EP, ADP).

in modo preliminare sono quindi stati **esclusi** dal sistema i seguenti flussi e processi, poiché ritenuti marginali rispetto ai criteri sopra indicati o comuni a entrambi le tecnologie considerate:

- **Flussi secondari in quantità trascurabile**, come materiali ausiliari impiegati in quantità molto ridotte (es. guarnizioni, sigillanti);
- **Consumi elettrici marginali** associati a dispositivi di controllo o misura non strutturali, si esclude il consumo elettrico in base alla potenza nominale dei dispositivi e tempo di utilizzo;
- **Manutenzioni ordinarie** non influenti sul bilancio ambientale complessivo;
- **Trattamenti di fine vita di attrezzature**, ritenuti non significativi rispetto ad altri processi come ad esempio si esclude il riciclaggio del reattore Up Ash a fine vita;
- **Emissioni o rifiuti non significativi** per massa o impatto (es. evaporazione di acqua, pulizia impianto).

Importante sottolineare che qualora i dati relativi a un flusso risultino incompleti o non disponibili, verranno introdotti delle assunzioni conservative, basata su dati di letteratura.

Considerazione sul gas naturale evitato

L'assunzione del gas naturale evitato risulterebbe coerente solo nel caso in cui esso rappresentasse un co-prodotto generato da un sistema multifunzionale. come illustrato in Figura 3.8 [17], ciò si verificherebbe, ad esempio, qualora si adottasse come unità funzionale 1 Nm³ di biogas in ingresso, anziché 1 Nm³ di biometano prodotto, come avviene nel presente studio.

In tale configurazione, il trattamento del biogas 1 Nm³ assumerebbe il ruolo di funzione principale, mentre la produzione di biometano e il trattamento delle ceneri con cattura della CO₂ verrebbero interpretati come co-prodotti. Questo esempio evidenzia l'importanza cruciale della corretta definizione dell'unità funzionale nella modellazione dei sistemi multifunzionali, in quanto influenza direttamente l'attribuzione degli impatti ambientali e l'interpretazione dei benefici evitati.

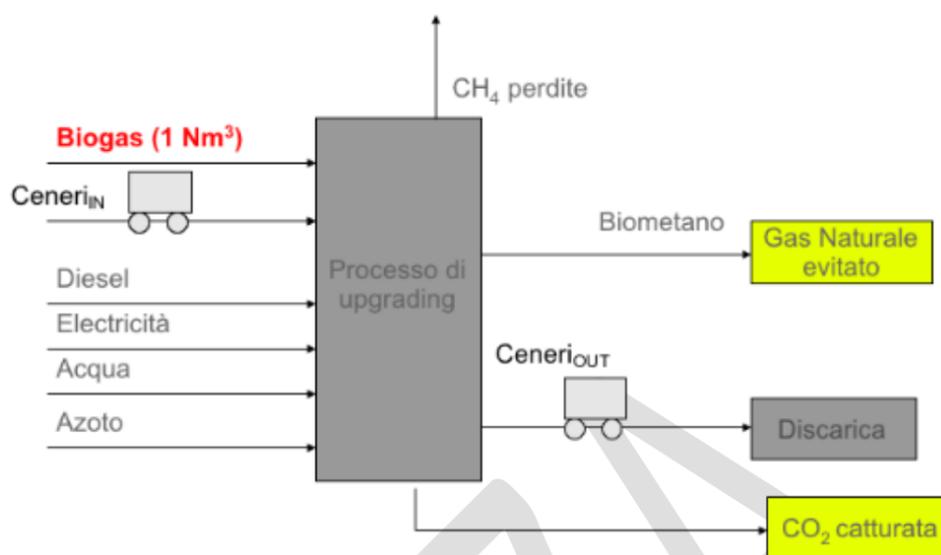


Figura 3.8: Rappresentazione alternativa confine Unita funzionale: 1Nm³ di biogas in ingresso [17]

3.3.4 Tipologia di dati e fonte

I dati utilizzati nell'Analisi del Ciclo di Vita del sistema UP-ASH provengono da fonti eterogenee, classificabili secondo la loro origine in dati primari e secondari, e come rappresentato in figura 3.7 questa distinzione è associata al tipo di processi: Foreground (uso dati primari), Background(uso dati secondari)

Nel presente studio, i **dati primari** rappresentano la fonte principale di informazione e derivano direttamente dalle attività sperimentali condotte nell'ambito del **Test A** effettuato presso l'impianto pilota FEM [18]. Rientrano in questa categoria, ad esempio, la portata, composizione chimica in tracce del biogas in ingresso e in uscita dal reattore, i consumi elettrici degli strumenti di misura, il quantitativo di ceneri impiegate e la loro composizione chimica e umidità. Trattandosi di dati misurati direttamente durante la campagna sperimentale, essi garantiscono un alto grado di rappresentatività e aderenza al caso studio analizzato.

I **dati secondari** sono stati invece ricavati da banche dati validate o da fonti di letteratura. In particolare, è stato fatto ricorso a dati provenienti dal database *Environmental Footprint 2.0*, integrato nel software *OpenLCA*, per rappresentare processi di Background a monte e a valle non direttamente modellati, come ad esempio: il processo di produzione di biogas, il mix energetico nazionale, lo smaltimento in discarica dei materiali residui, e il trasporto su veicoli medi, la produzione di azoto. Tali dati, ampiamente utilizzati e validati nella comunità scientifica, sono considerati affidabili per le finalità dell'analisi.

Infine, si possono definire anche **dati terziari**, ossia assunzioni e stime formulate in assenza di misurazioni dirette o fonti secondarie disponibili. Rientra in questa categoria, ad esempio, l'ipotesi di una vita utile del reattore pari a 10 anni.

Riguardi i dati primari la qualità complessiva è stata valutata tramite il metodo ILCD Data Quality system [21], che prevede l'assegnazione per ciascun dato dei punteggi da 1 (ottimo) a 5 (scarso), gli indicatori di qualità sono cinque: *affidabilità*, *completezza*, *correlazione temporale*, *correlazione geografica* e *correlazione tecnologica*. per la maggiore parte dei dati primari in base alle caratteristiche di qualità assunte i punteggi sono stati assegnati in maniera qualitativa: [2; 4; 3; 2; 1] riportati come Figura 3.9.

D'altra parte riguardo l'analisi della incertezza sui risultati, ulteriori risorse ed strumenti sarebbero necessari per quantificarla in maniera più approfondita, come ad esempio l'uso del metodo Monte Carlo tramite la conoscenza e applicazione della distribuzione di probabilità dei dati e parametri in ingresso.

	1	2	3	4	5
Reliability	Verified data based on measurements	Verified data partly based on assumptions or non-verified data based on	Non-verified data partly based on qualified estimates	Qualified estimate (e.g. by industrial expert)	Non-qualified estimates
Completeness	Representative data from all sites relevant for the market considered, over and adequate period to even out normal fluctuations	Representative data from > 50% of the sites relevant for the market considered, over an adequate period to even out normal fluctuations	Representative data from only some sites (<< 50%) relevant for the market considered or > 50% of sites but from shorter periods	Representative data from only one site relevant for the market considered or some sites but from shorter periods	Representativeness unknown or data from a small number of sites and from shorter periods
Temporal correlation	Less than 3 years of difference to the time period of the data set	Less than 6 years of difference to the time period of the data set	Less than 10 years of difference to the time period of the data set	Less than 15 years of difference to the time period of the data set	Age of data unknown or more than 15 years of difference to the time period of the data set
Geographical correlation	Data from area under study	Average data from larger area in which the area under study is included	Data from area with similar production conditions	Data from area with slightly similar production conditions	Data from unknown or distinctly different area (North America instead of Middle East, OECD-Europe instead of Russia)
Further technological correlation	Data from enterprises, processes and materials under study	Data from processes and materials under study (i.e. identical technology) but from different enterprises	Data from processes and materials under study but from different technology	Data on related processes or materials	Data on related processes on laboratory scale or from different technology

Figura 3.9: assegnazione de valori di qualità dei dati primari secondo il sistema *ILCD Data Quality Indicators*) [21].

3.4 Analisi di inventario (LCI)

L'analisi dell'inventario del ciclo di vita (Life Cycle Inventory, LCI) costituisce la fase in cui si raccolgono e quantificano in modo sistematico tutti i flussi di materia ed energia in ingresso e in uscita dal sistema oggetto di studio, in relazione all'unità funzionale definita. Tale fase segue un approccio strutturato secondo linee guida riconosciute a livello europeo, garantendo coerenza tra obiettivo, ambito e risultati dell'analisi.

Nel presente lavoro, l'inventario è stato sviluppato per il sistema UP-ASH, un processo innovativo di upgrading del biogas a biometano mediante l'impiego di ceneri legnose come materiale adsorbente. I processi in primo piano (foreground) sono stati modellati sulla base di dati sperimentali e informazioni tecniche raccolte presso l'impianto pilota, mentre i processi in secondo piano (background) sono stati integrati tramite database di riferimento, in particolare ecoinvent. Tutti i flussi sono stati ricondotti all'unità funzionale di 1 Nm³ di biometano prodotto.

Questa sezione presenta nel dettaglio la struttura del sistema modellato, le fonti dati, le principali assunzioni adottate e le limitazioni connesse alla disponibilità e qualità dei dati. L'impostazione dell'inventario è orientata a consentire una successiva valutazione d'impatto ambientale coerente, trasparente e riproducibile.

L'analisi dell'inventario è stata sviluppata utilizzando il software open source **OpenLCA 2.4.1** (GreenDelta [33]), integrato con il database **Environmental Footprint 2.0** [27]. Quest'ultimo è stato impiegato per i processi di background, come la produzione di biogas, produzione elettrica, trasporti, produzione reagenti, manufacturing infrastruttura.

Nella figura 3.10 viene rappresentata il modello complessivo del sistema UP-Ash durante la modellazione dell'inventario all'interno del software OpenLCA 2.4.1. nel modello grafico vengono rappresentati i collegamenti tra i singoli processi e in figura 3.11 viene visualizzato i flussi in ingresso e uscita del modello complessivo.

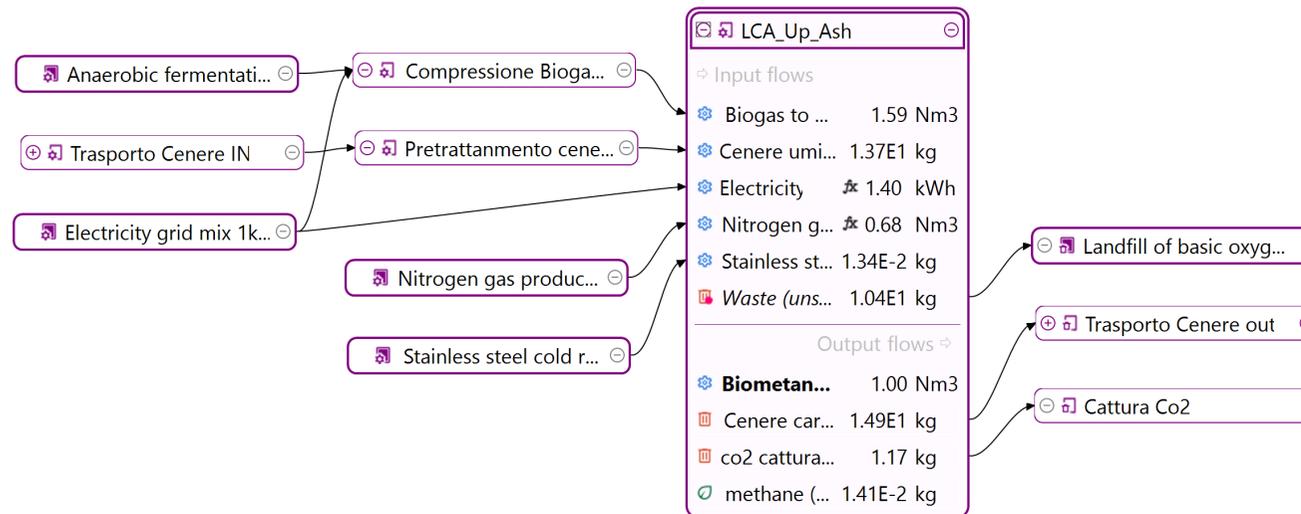


Figura 3.10: Modello finale del sistema UP-ASH implementato in OpenLCA 2.4.1

Inputs/Outputs - LCA_Up_Ash

▼ Inputs

Flow	Category	Amount	Unit	Avoided waste	Provider
Biogas to Reactor	UP_ASH_LCA	1.59300	Nm3		Compressione Biogas - IT
Cenere umide		13.70400	kg		Pretrattamento cenere
Electricity	Energy carriers and ...	1.04890	kWh		Electricity grid mix 1kV-60kV, consumption mix, to c
Nitrogen gas	Materials productio...	0.68388	Nm3		Nitrogen gas production, production mix, at plant, te
Stainless steel (col...	Materials productio...	0.01339	kg		Stainless steel cold rolled, production mix, at plant, h
Waste (unspecified)	Wastes	10.42900	kg	<input checked="" type="checkbox"/>	Industrial waste, average, not hazardous, to residual

▼ Outputs

Flow	Category	Amount	Unit	...	Avoided p...	Provider
Biometano prod...		1.00000	Nm3			
Cenere carbonatate		14.86900	kg			Trasporto Cenere out
co2 catturato		1.17261	kg			Cattura Co2
methane (biogenic)	Emissions/Emission...	0.01415	kg			

Figura 3.11: Input e Output del processo complessivo UP-ASH modellato su OpenLCA

in figura 3.11 viene visualizzato i flussi in ingresso e uscita. I processi del sistema UP-ASH è stato modellati sulla base delle diversi prove sperimentali riassunte in tabella 3.5.

Tabella 3.5: CO₂ uptake delle cenere nelle diverse prove [18].

Parameter	Batch A	Batch B	Batch C	Batch D
Input CO ₂ (Nl/h)	141.9	98.5	103.5	85.2
CH ₄ (Nl/h)	230.8	161.5	168.6	132.1
Biogas (Nl/h)	372.8	260.0	272.1	217.3
Output time (CO ₂ < 3%) [ht]	49.9	70.1	71.8	31.2
CO ₂ uptake (g CO ₂ /kg ash)	111.7	108.2	110.8	83.1

tra le diverse prove è stato selezionato il test batch A, per la modellazione di partenza dell'inventario in quanto riguardo alla cattura della CO₂ è stato quello che ha fornito migliori prestazioni in termini di Uptake di CO₂, quindi partendo dei dati misurati del test A, come rappresentati in figura 3.6

Tabella 3.6: Dati di input considerati per la modellazione dell'inventario – Batch A

Parametro	Valore
CO ₂ break [%]	1
Durata trattamento (CO ₂ < 3%) [ht]	50
Umidità ceneri [%]	23,9
Cenere secca [kg]	122
Cenere umida [kg]	160,32
Methane slippage [%]	0,02
Biogas IN [Nl/h]	372,8
CH ₄ IN medio [Nl/h]	230,8
CO ₂ IN medio [Nl/h]	141,9
CH ₄ medio [%]	61,91
CO ₂ medio [%]	38,06
Portata specifica [Nm ³ /h · t]	2,3254

Tabella 3.7: Flussi in ingresso e uscita relativi al Batch A: dati Riferita a Bathc e unità funzionale

Caso WA – Valori riferiti al batch sperimentale	
Parametro	Valore
Uptake [g/kg_dryash]	111.7
CO ₂ catturata [Nm ³]	6.94
tb_ba [ht]	50
Richiesta specifica [kg_wa/Nm ³]	8.60
Input	
Biogas IN [Nm ³]	18.64
Cenere umida [kg]	160.32
Cenere secca [kg]	122.00
Azoto [Nm ³]	8.00
Output	
Biometano [Nm ³]	11.70
CH ₄ slippage [Nm ³]	0.231
Cenere esausta [kg]	173.94
CO ₂ catturata [kg]	13.63
Valori riferiti all'unità funzionale: 1 Nm³ di biometano	
Input	
Biogas IN [Nm ³]	1.593
Cenere umida [kg]	13.704
Cenere secca [kg]	10.429
Azoto [Nm ³]	0.684
Output	
Biometano [Nm ³]	1.000
CH ₄ slippage [Nm ³]	0.020
Cenere esausta [kg]	14.869
CO ₂ catturata [kg]	1.165

parametro input: Uptake cenere legnose

L'uptake di CO₂ è stato utilizzato come parametro di input nella modellazione. A parità di portata di biogas in ingresso e di quantitativo di cenere presente nel reattore (Portata specifica calcolata in tale condizioni pari a 2,3254 Nm³/h.t), e assumendo che ciascun test venga interrotto non appena la CO₂ venga rilevata in uscita (ovvero a completa rimozione della CO₂), il tempo di trattamento (*breakthrough time*) risulta, come atteso, proporzionale all'uptake.

Di conseguenza, al diminuire della capacità di adsorbimento (uptake), la quantità specifica di cenere necessaria per trattare una determinata quantità di biogas aumenta. In termini pratici, una minore efficienza di rimozione comporta una maggiore domanda di materiale adsorbente per Nm³ di biogas trattato. Questo aspetto assume particolare rilevanza quando si valutano materiali adsorbenti alternativi, in quanto può rappresentare un criterio comparativo essenziale tra ceneri di diversa origine o trattamento.

in base al valore di Uptake del materiale adsorbente il parametro di dimensionamento più rilevante risulta proprio la richiesta specifica di ceneri necessaria per trattare un'unità di volume di biogas in ingresso. Tale parametro è fortemente dipendente dalla qualità chimico-fisica delle ceneri in particolare dalla presenza e reattività dei composti alcalini verso la CO₂, e risulta poco sensibile alla variazione della portata specifica (i.e. all'aumento del tempo di contatto gas-solido). Al contrario, un incremento della portata specifica (ossia una riduzione dei tempi di contatto) tende a ridurre l'efficacia del processo, limitando l'utilizzo completo del potenziale reattivo delle ceneri.

Inoltre, l'umidità delle ceneri ha mostrato di favorire significativamente la reazione di cattura della CO₂. Poiché le ceneri impiegate nei test presentano un contenuto d'acqua iniziale molto basso (quasi nullo), si è reso necessario umidificarle fino a valori compresi tra il 20% e il 30% in peso per garantire una buona efficienza di adsorbimento nel Bath A è stato considerata umidità pari a circa 24%.

base per la modellazione dei singoli processi

Conoscendo il quantitativo di biogas trattato e la CO₂ rimossa al tempo di breakthrough, il volume di biometano prodotto è stato stimato in modo semplificato mediante bilancio di massa sotto l'ipotesi che ciascun test venga interrotto non appena la CO₂ venga rilevata in uscita (ovvero a completa rimozione della CO₂)

Sotto questa ipotesi, risulta valido assumere che il gas in uscita sia costituito (considerando i macrocomponenti) esclusivamente da CH₄ e che non vi siano altre perdite rilevanti. Pertanto, il volume di metano prodotto risulta pari alla differenza tra il volume totale di biogas in ingresso e il volume di CO₂ catturata:

$$V_{\text{CH}_4,\text{prod}} = V_{\text{biogas,IN}} - V_{\text{CO}_2,\text{captured}} \quad (3.1)$$

Sulla base dei calcoli effettuati, sono stati determinati i flussi in ingresso e in uscita relativi al processo principale del sistema *LCA UP_ASH*.

I valori riportati in Tabella 3.7 rappresentano i risultati calcolati relativi al Batch A, e riferiti sia al singolo batch sperimentale sia all'unità funzionale: 1 Nm³ di biometano prodotto.

Tali flussi costituiranno la base di collegamento per gli altri processi che verranno successivamente modellati, al fine di costruire il modello LCA completo del sistema, di seguito si descrive nel dettaglio il modo in cui sono stati modellati i singoli processi all'interno di OpenLCA, in base ai dati di partenza.

3.4.1 Biogas in ingresso

Il flusso di biogas in ingresso al sistema UP-ASH è stato modellato sulla base dei risultati sperimentali riassunti in tabella 3.5. tra le diverse prove è stato selezionato il test batch A, per la modellazione di partenza dell'inventario in quanto riguardo alla cattura della CO₂ è stato quello che ha fornito migliori prestazioni in termini di Uptake delle cenere. quindi partendo dei dati misurati

Nel modello LCA, la composizione media del gas in ingresso, comprensiva sia dei macro-componenti sia dei composti in traccia, è stata implementata nel sotto processo *Biogas In*. La temperatura e la pressione sono assunte rispettivamente pari a 25°C e pressione atmosferica.

La produzione del biogas è modellata come processo di *background* tramite un dato secondario aggregato, proveniente dal database *Environmental Footprint 2.0*. In particolare, è stato selezionato il processo:

Anaerobic fermentation, production mix, at plant, anaerobic fermentation of biowaste, 1 kg of waste fermented EU-28+EFTA.

Il processo selezionato dal database EF 2.0 rappresenta la fermentazione anaerobica di rifiuti organici su scala europea e include in modo aggregato le seguenti fasi rilevanti:

- **Pretrattamento meccanico:** disimballaggio, triturazione e omogeneizzazione dei rifiuti organici, necessari per eliminare impurità e ridurre la pezzatura del materiale.
- **Sanitizzazione:** trattamento termico a 70 °C per 1 ora con recupero totale del calore, al fine di ridurre la carica patogena del substrato.

- **Digestione anaerobica in due fasi:** processo in condizioni mesofile (circa 42 °C) con gestione continua. Il contenuto secco è regolato per mantenere un valore target del 20%.
- **Separazione del digestato:** suddivisione in frazione liquida e solida dopo la digestione. Parte della fase liquida è ricircolata nel fermentatore, riducendo il fabbisogno di acqua aggiuntiva.
- **Consumo elettrico:** stimato sulla base di impianti reali dotati di cogenerazione (CHP), con assunzione conservativa per impianti senza produzione elettrica propria.
- **Fabbisogno termico:** calcolato per il riscaldamento del substrato e la compensazione delle perdite termiche. Il calore è fornito da un bruciatore alimentato con biogas prodotto e filtrato.
- **Desolfurazione:** suddivisa in due stadi — rimozione grossolana tramite scrubber biologico e raffinazione tramite carbone attivo impregnato (fonte: Weidner, 2009).
- **Assenza di allocazione:** il processo non applica alcuna allocazione tra il biogas prodotto e i residui digestati (*“No allocation has been applied between the biogas and the fermentation residues”*).

il Digestato come potenziale co-prodotto pur non modellato in tale database potrebbe essere valorizzato come fertilizzante, previa verifica normativa. La sua inclusione richiederebbe una diversa definizione del sistema (es. multifunzionale).

3.4.2 compressione del biogas

In questo processo oltre al Biogas in ingresso simulato col database E.F 2.0 relativo a biogas prodotto da Digestione anaerobica definito sopra, abbiamo l'aumento di pressione del biogas per essere adatto alle condizione di pressione del reattore UP-ASH. Tale operazione è stata effettuata mediante una soffiante elettrica, il cui consumo energetico è stato stimato a partire dalla potenza indicata nella scheda tecnica, pari a 250 W.

Il tempo di funzionamento considerato è quello effettivo del **Test A**, pari a circa 50 ore. L'energia totale consumata ad ogni batch è stata quindi calcolata pari a 12,5 kWh

Per la modellazione dell'energia elettrica è stato utilizzato un processo secondario del database *Environmental Footprint 2.0*, selezionando in base alla disponibilità più appropriata come il mix di consumo elettrico in media/alta tensione per l'Italia:

Electricity grid mix 1kV-60kV, consumption mix, to consumer, AC, technology mix, 1kV - 60kV - IT

Questo processo rappresenta il consumo di elettricità prelevata dalla rete nazionale in condizioni realistiche di utilizzo, considerando il mix tecnologico e le perdite di rete per la fascia di tensione 1–60 kV.

3.4.3 Trasporto delle ceneri in ingresso e umidificazione

in questo processo in uscita abbiamo il flusso *cenere in situ* mentre in ingresso abbiamo il processo relativo trasporto delle ceneri all'impianto UP-ASH. è stato considerato un mezzo pesante con massa totale tra 12 e 14 tonnellate e alimentazione a gasolio, coerente con il processo secondario del database *Environmental Footprint 2.0*:

Articulated lorry transport, Total weight 12–14 t, mix Euro 0-5, consumption mix, to consumer, diesel driven, Euro 0 - 5 mix, cargo, 12–14 t gross weight / 9.3 t payload capacity, EU-28+3.

La distanza di trasporto è stata considerata ugualmente alla distanza in uscita delle ceneri esauste verso la discarica più vicina pari a 30 km.

Oltre al trasporto, si è incluso anche il consumo di gasolio per la fase di scarico delle ceneri presso l'impianto. Sulla base di valori medi per motori di questa taglia, il consumo specifico è pari a circa 14,5 kg di gasolio per ora. Considerando un tempo di scarico pari a 30 minuti (0,5 h), si ottiene un consumo pari a batch:

$$m_{\text{diesel}} = 14,5 \text{ kg/h} \times 0,5 \text{ h} = 7,25 \text{ kg diesel}$$

Le ceneri impiegate nel processo di upgrading non sono utilizzate tal quali, ma vengono sottoposte preliminarmente a una fase di umidificazione, necessaria per migliorarne l'efficacia nella rimozione della CO₂.

Nel caso del batch A, il valore di umidità adottato è stato pari a circa 24%, in linea con i valori ottimali individuati durante la fase sperimentale. L'operazione di umidificazione è stata inclusa nel modello LCI come processo interno al sistema di primo piano, poiché condiziona direttamente il contenuto effettivo di cenere secca disponibile per la reazione con la CO₂. Come riportato in Tabella 3.7, per ogni Nm³ di biometano prodotto sono richiesti circa 14 kg di cenere umida.

3.4.4 Trasporto, smaltimento ceneri esauste

In questa fase viene modellato il trasporto delle ceneri esauste generate dal processo di upgrading verso l'impianto di smaltimento finale. Il quantitativo di cenere in

uscita, riferito all'unità funzionale (1 Nm³ di biometano), è pari a 14,869 kg, come riportato in Tabella 3.7.

Al carico utile è stato aggiunto il consumo stimato di gasolio associato alla fase di scarico del materiale, pari a 7,2 kg di diesel, valore già considerato analogo a quello impiegato nella fase di trasporto delle ceneri in ingresso. La distanza assunta per lo smaltimento in discarica è pari a 30 km, ed è stato impiegato lo stesso mezzo di trasporto modellato nella fase in ingresso: *Articulated lorry transport, Total weight 12–14 t, Euro 0–5 mix, diesel driven (EF 2.0)*.

A differenza delle ceneri in ingresso, classificate come *rifiuto non pericoloso*, in uscita esse sono trattate come **materiale inerte**. Questa classificazione è stata adottata per tener conto della valorizzazione ambientale ottenuta attraverso il processo di carbonatazione, il quale ha lo scopo di migliorare la stabilità chimica del materiale. Tale trattamento favorisce la formazione di carbonati insolubili e la riduzione della porosità, contribuendo a confinare i metalli all'interno della matrice solida e a limitarne la mobilità.

Di conseguenza, si ipotizza che la carbonatazione abbia ridotto la potenziale lisciviabilità delle sostanze pericolose, consentendo il rispetto dei limiti previsti per i materiali inerti secondo la normativa vigente (es. D.M. 5 aprile 2006, Allegato 3). Questa stabilizzazione rappresenta un aspetto centrale nel processo di valorizzazione ambientale delle ceneri esauste.

Per la modellazione dello smaltimento in discarica, è stato utilizzato il processo di background disponibile nel database EF 2.0: *Landfill of inert material (other materials), production mix (region specific sites), at landfill site, landfill including leachate treatment and with transport without collection and pre-treatment, EU-28+EFTA*.

3.4.5 Produzione materiale reattore UP-ASH

Ai fini della modellazione LCA, è stato incluso il processo di produzione del reattore utilizzato per l'upgrading del biogas. Si è ipotizzata una vita utile del sistema pari a 10 anni, con un fattore di utilizzazione pari a 0,6. Sulla base della durata media di ciascun batch (50 h), della frequenza settimanale (3,36 batch/settimana) e di un funzionamento attivo per 45 settimane l'anno, si ottiene un totale di circa 90 cicli annui.

Ne consegue che, sull'intero ciclo di vita, il sistema è in grado di produrre un volume totale di circa 10612 Nm³ di biometano. La massa del reattore è stata ripartita uniformemente su tale quantità complessiva, ottenendo un contributo specifico pari a 0,0134 kg/Nm³ di biometano prodotto.

Per la modellazione è stato utilizzato il materiale *Steel, low alloyed, cold rolled* dal database EF 2.0, è stata considerata una densità di 7850 kg/m^3 , tipico di tali materiali. In tabella 3.8 vengono riassunti i valori riguardo al materiale per il reattore.

Tabella 3.8: Parametri considerati per il processo di produzione del reattore

Parametro		Valore
Vita utile del sistema	[anni]	10
Fattore di utilizzazione	[-]	0.6
Batch a settimana		3.36
Settimane operative annue		45
Cicli totali annui		90.72
Durata batch	[h]	50
Biometano prodotto annuo	[Nm ³ /anno]	1061.25
Biometano totale (10 anni)	[Nm ³]	10612.50
Massa reattore allocata	[kg/Nm ³]	0.0134

3.4.6 Consumo di azoto per inertizzazione

Durante le fasi di avvio e spegnimento del reattore, per motivi di sicurezza e per evitare l'ingresso di ossigeno, viene utilizzato azoto tecnico per l'inertizzazione del sistema. Come indicato nei dati sperimentali del progetto, il flusso di azoto è stato impostato a $1 \text{ Nm}^3/\text{h}$ per una durata complessiva di 8 ore (4 ore per l'avvio e 4 per l'arresto del processo), corrispondenti a un consumo totale di 8 Nm^3 per batch. Questo valore è da considerare come input costante per ciascun ciclo, indipendentemente dal volume di biogas trattato, e viene successivamente normalizzato per l'unità funzionale (1 Nm^3 di biometano) nella fase finale della modellazione.

Per rappresentare l'impatto ambientale associato alla produzione dell'azoto tecnico, è stato utilizzato il processo di background del database EF 2.0: *Nitrogen gas production, production mix, at plant, technology mix, 100% active substance (global market)*.

3.4.7 Consumo elettrico strumentalizzazione analitica

Durante i test sperimentali condotti per la valutazione delle prestazioni del sistema UP-ASH, è stato necessario impiegare una serie di strumenti di misura per il

monitoraggio in continuo e l'analisi della composizione del gas. Tra questi si includono spettrofotometri, sensori per la misura dei macrocomponenti (CH_4 , CO_2 , O_2) e analizzatori per i composti in traccia.

Sebbene in una fase operativa a regime tali attività risulterebbero meno energivore grazie all'ottimizzazione dei cicli di misura e all'impiego di dispositivi automatizzati, in fase sperimentale i consumi elettrici sono risultati relativamente elevati. Ciò era già stato evidenziato in una prima simulazione condotta su OpenLCA, in cui il consumo elettrico stimato era pari a 32,72 kWh per batch, con un'incidenza rilevante sugli impatti ambientali complessivi rispetto agli altri processi.

Al fine di evidenziare più chiaramente gli impatti ambientali legati ai processi propri e caratteristici del sistema UP-ASH, si è adottato un valore cautelativo più contenuto, pari a 12,27 kWh per batch, ottenuto come somma stimata delle singole componenti strumentali. Tale valore viene successivamente normalizzato in fase di modellazione rispetto all'unità funzionale di riferimento (1 Nm³ di biometano).

3.4.8 Cattura della CO₂

Per rappresentare correttamente il beneficio climatico associato al processo di carbonatazione delle ceneri, è stato modellato un processo specifico all'interno del sistema UP-ASH dedicato alla cattura della CO₂. In questo processo, l'anidride carbonica presente nel biogas viene assorbita dalla matrice alcalina delle ceneri, reagendo con i composti basici per formare carbonati stabili.

Nel modello LCI, la CO₂ catturata è considerata in ingresso come un flusso di tipo *waste*, mentre in uscita viene rappresentata come *carbon dioxide, biogenic - 100yr*, a cui è attribuito un fattore di impatto climatico pari a -1. Per garantire la coerenza metodologica, si è verificato che tale flusso elementare influenzi esclusivamente la categoria di impatto *climate change* all'interno del software OpenLCA, senza interferire con le restanti categorie ambientali.

Questa modellazione consente di contabilizzare la rimozione netta di CO₂ dall'atmosfera in modo conforme all'approccio degli impatti evitati, generando un credito ambientale diretto nella categoria cambiamento climatico.

Come riportato nella Tabella 3.7, il quantitativo medio di CO₂ catturata, riferito all'unità funzionale (1 Nm³ di biometano prodotto), è pari a **1,172 kg**. Tale contributo rappresenta uno degli elementi chiave del profilo ambientale del sistema, con particolare rilevanza nella categoria *climate change*.

3.4.9 Funzione secondaria: trattamento delle cenere

come descritto in precedenza oltre alla produzione di biometano, il sistema UP-ASH svolge una funzione ambientale secondaria, legata al trattamento e alla valorizzazione delle ceneri esauste derivanti da processi di combustione di biomassa legnosa. Tale funzione consente di evitare l'onere ambientale associato allo smaltimento tradizionale delle stesse in discarica per rifiuti non pericolosi.

Per rappresentare questo beneficio ambientale, è stato adottato l'approccio della **system expansion via substitution**, ovvero l'esclusione degli impatti relativi a un processo che si suppone venga evitato grazie alla funzione aggiuntiva del sistema. Nel software OpenLCA, il processo evitato è stato gestito automaticamente attraverso la funzione *avoided waste*

In assenza di un processo specifico per la discarica di ceneri classificate come rifiuti non pericolosi, si è fatto ricorso al processo più simile disponibile nel database EF 2.0:

Landfill of basic oxygen furnace wastes, production mix (region specific sites), at landfill site, landfill including leachate treatment and with transport without collection and pre-treatment, EU-28+EFTA.

Tale processo è stato scelto in quanto tra le poche scelte disponibili sembra quella più tecnicamente compatibile. Tuttavia, si tratta di una stima indicativa, in quanto non è stato individuato un processo specificamente riferito alle ceneri legnose da combustione.

Nel analisi preliminare era stato scelto il processo *Industrial waste, average, not hazardous, to residual landfill, production mix (region specific sites), at landfill site, landfill including leachate treatment and with transport without collection and pre-treatment*

Tuttavia tale processo si riferisce a un flusso medio di rifiuti industriali non pericoloso e non specificamente le cenere legnose o simili, per cui gli impatti associato considerando questo processo in fase LCIA risultavano con un credito ambientale molto elevato rispetto al contributo degli altri processi, suggerendo una possibile sovrastima dell'impatto evitato.

Come riportato nella Tabella 3.7, il quantitativo di cenere trattata e sottratta allo scenario di discarica è pari a **10,429 kg** di cenere secche per ogni Nm³ di biometano prodotto.

3.5 Valutazione degli Impatti (LCIA)

La *Life Cycle Impact Assessment* (LCIA) è la fase dell'Analisi del Ciclo di Vita (LCA) in cui i flussi elementari modellati nell'inventario (LCI) vengono tradotti in risultati indicatori di impatto ambientale potenziale, dipendendo dalla metodo d'impatto questo possono includere diverse categorie di impatto come ad esempio: salute umana, alla qualità dell'ambiente naturale e all'esaurimento delle risorse. È fondamentale sottolineare che l'LCIA, così come l'intera metodologia LCA, analizza esclusivamente gli impatti ambientali potenziali derivanti dalle interazioni tra il sistema tecnico (technosphere) e la biosfera (ecosphere). Tali impatti si manifestano spesso solo dopo processi complessi di dispersione, trasformazione, esposizione e destino ambientale. questo dipende dell'approccio impatto-effetto lungo il percorso del meccanismo ambientale, nel nostro studio l'analisi del danno si ferma a livello intermedio (Mid point indicator)

I risultati ottenuti non rappresentano effetti ambientali reali o misurati, ma indicatori di potenziale impatto ambientale, e vanno pertanto interpretati come segnali ambientali rilevanti, non come predizioni puntuali degli effetti finali. La LCA (e la sua fase LCIA) si distingue quindi dagli strumenti basati sul rischio o focalizzati su sostanze specifiche, in quanto fornisce una visione sistemica, orientata al ciclo di vita e non localizzata.

In questo studio, la fase LCIA è stata condotta utilizzando il software *OpenLCA 2.4.1* e il metodo **Environmental Footprint 2.0 (EF 2.0)**, sviluppato a livello europeo e coerente con le raccomandazioni metodologiche del sistema *ILCD* (International Reference Life Cycle Data System).

L'unità funzionale considerata è pari a 1 Nm³ di biometano prodotto. Le categorie d'impatto considerate sono elencate nella sottosezione successiva.

in base al metodo d'impatto *Environmental Footprint 2.0* (mid point indicator) si includono le seguenti categorie d'impatto

- **Cambiamento climatico**
 - Di origine biogenica (kg CO₂ eq)
 - Di origine fossile (kg CO₂ eq)
 - Suolo / Land use (kg CO₂ eq)
 - Totale (kg CO₂ eq)
- **Qualità dell'ecosistema**
 - Acidificazione terrestre e delle acque dolci (mol H⁺ eq)

- Eco-tossicità dell'acqua dolce (CTU_e)
- Eutrofizzazione acqua dolce (kg P eq)
- Eutrofizzazione marina (kg N eq)
- Eutrofizzazione terrestre (mol N eq)
- **Salute umana**
 - Effetti cancerogeni (CTU_h)
 - Effetti non cancerogeni (CTU_h)
 - Radiazioni ionizzanti (kg U235 eq)
 - Riduzione dello spessore dell'ozono (kg CFC11 eq)
 - Creazione di ozono fotochimico (kg NMVOC eq)
 - Effetti respiratori inorganici (incidenza di malattia)
- **Risorse**
 - Acqua dispersa (m³ eq)
 - Consumo di risorse fossili (MJ eq)
 - Occupazione del suolo (m²·a eq)
 - Trasformazione del suolo (m² eq)
 - Consumo di minerali e metalli (kg Sb eq)

Tali categorie sono state selezionate in quanto forniscono una visione ampia e integrata degli impatti ambientali potenzialmente associati al sistema UP-ASH, includendo aspetti legati al clima, alla tossicità, uso delle risorse e agli effetti sulla salute umana.

3.6 Risultati e interpretazione

Nella Figura 3.12 è riportato i risultati tramite il *Sankey diagram* relativo alla categoria di impatto **Climate Change**, generato tramite il software *OpenLCA*. In tale rappresentazione, i flussi in verde evidenziano i **crediti ambientali** associati agli *impatti evitati*, mentre quelli in rosso rappresentano i contributi positivi alle emissioni di CO₂ equivalente.

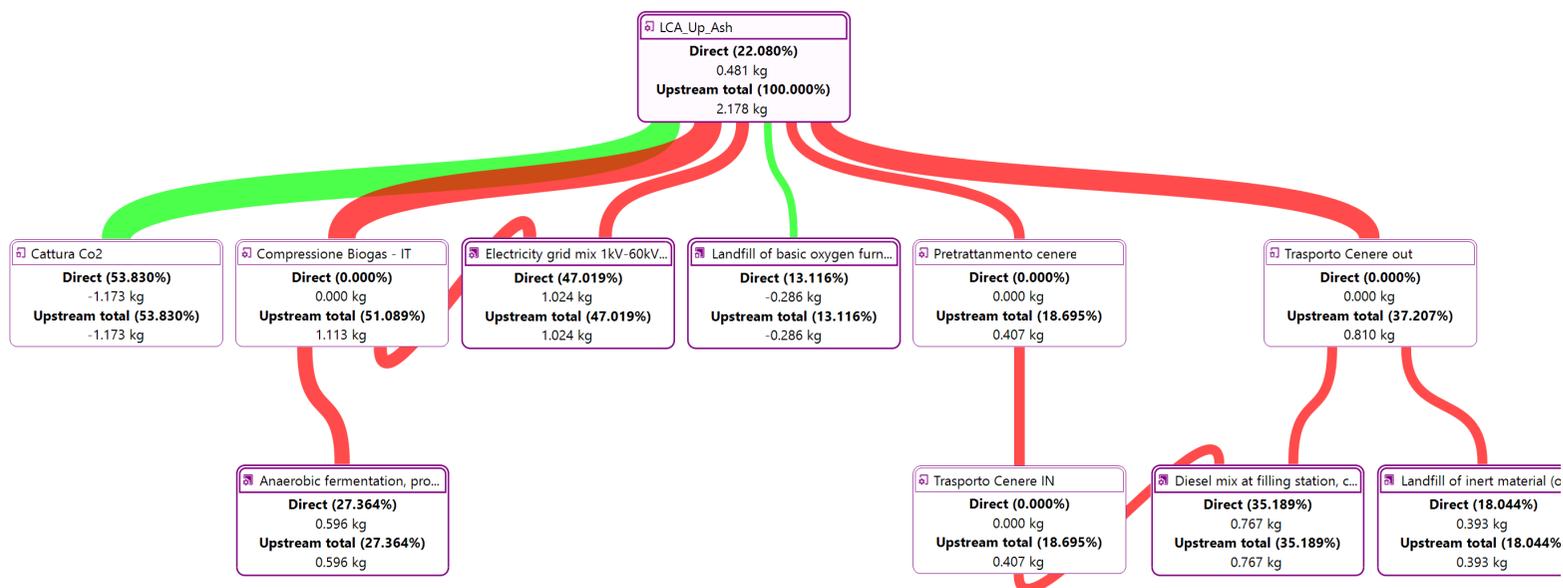


Figura 3.12: Diagramma di Sankey relativo alla categoria d'impatto **Climate Change**, generato tramite *OpenLCA*. flussi impatti che contribuiscono in maniera positiva (colore rosso) e flussi d'impatti evitati (colore verde: credito)

Tabella 3.9: Risultati per categoria di impatto, Uptake 111 gCO₂/kg, processo cenere a monte: rifiuto semi inerte, smaltimento cenere esauste a valle come rifiuti inerti)

Categoria di impatto	Unità	Risultato
Acidification	mol	1.131100e-02
Climate change	kg	2.178358e+00
Climate change - Biogenic	kg	-6.381800e-01
Climate change - Fossil	kg	2.780870e+00
Climate change - Land use and land use change	kg	3.566300e-02
Ecotoxicity, freshwater	Item(s)	1.035093e+00
Eutrophication, marine	kg	2.949000e-03
Eutrophication, freshwater	kg	-4.790000e-03
Eutrophication, terrestrial	mol	2.897800e-02
Human toxicity, cancer	Item(s)	3.800000e-08
Human toxicity, non-cancer	Item(s)	5.020000e-07
Ionising radiation, human health	kBq	2.623950e-01
Land use	Item(s)	1.224173e+02
Ozone depletion	kg	2.260000e-10
Particulate Matter	Item(s)	9.400000e-08
Photochemical ozone formation - human health	kg	7.453000e-03
Resource use, fossils	MJ	8.815897e+01
Resource use, minerals and metals	kg	6.330000e-06
Water use	m ³	1.465309e+02

3.6.1 Contributi diretti: Hot spots

Caso A: base

In questa sezione si presenta un'analisi qualitativa dei contributi diretti alla categoria d'impatto *Climate Change* (Tabella 3.9), con l'obiettivo di identificare i processi più influenti lungo il ciclo di vita (hot spot analysis). In particolare, vengono evidenziati i cinque contributi principali allo scopo di fornire una visione sintetica delle principali fonti emissive del sistema.

I risultati si riferiscono allo scenario base con cenere legnosa (WA), caratterizzato da una capacità di cattura pari a 111 gCO₂/kg. Nella modellazione LCA, le ceneri in ingresso sono trattate come rifiuto semi-inerte, con un impatto leggermente superiore rispetto al trattamento di rifiuti industriali inerti. Le ceneri esauste, a valle del processo, sono invece modellate come rifiuto inerte, al fine di rappresentare

l'efficacia del processo di carbonatazione accelerata nel garantire il rispetto dei limiti di lisciviazione.



Figura 3.13: Top 5 Contributi diretti alla categoria *Climate Change*, caso A: smaltita come rifiuto inerte

In riferimento alla categoria *Climate Change*, si evidenziano le emissioni associate al consumo di energia elettrica (1.024 kg CO₂ eq), al diesel per il trasporto (0.767 kg CO₂ eq) e al processo produzione biogas tramite digestione anaerobica (0.596 kg CO₂ eq). Anche il processo stesso di upgrading (0.481 kg CO₂ eq) e altre attività secondarie (0.483 kg CO₂ eq) apportano un impatto netto positivo.

Le emissioni dirette associate al processo UP-ASH sono causate dalle perdite di CH₄ biogenico durante la fase di trattamento. Nonostante sia impostata la perdita al 1% il suo contributo è rilevante. l'effetto ambientale più rilevante in termini assoluti è rappresentato dalla cattura della CO₂ operata dalle ceneri legnose, che comporta un beneficio netto pari a -1.173 kg CO₂ eq.

D'altra parte, si osservano impatti positivi rilevanti associati allo smaltimento delle ceneri esauste come rifiuto inerte. Quest'ultima voce rappresenta da sola circa il 18% dell'impatto totale in termini di CO₂ equivalente sul totale (2.178 kg CO₂ eq), costituendo un contributo ambientale da non trascurare nella valutazione complessiva del sistema.

La somma complessiva di questi contributi rappresenta il valore totale riportato nella Tabella 3.9 per la categoria *Climate Change* pari a 2.178 kg CO₂ eq.

Caso B: trattamento non effettivo

In questo scenario si ipotizza che le ceneri in ingresso siano trattate come rifiuto non pericoloso e che, allo stesso modo, anche le ceneri esauste in uscita vengano smaltite come tali. Ciò implica che il processo di carbonatazione accelerata non sia stato efficace nel garantire il rispetto dei limiti di lisciviazione, e quindi il residuo non può essere classificato come inerte.

Dal punto di vista della circolarità, questa condizione equivale a un fallimento del processo: il rifiuto ritorna nel ciclo come scarto da gestire, senza subire alcuna forma di valorizzazione. In termini di modellazione LCI, dove era stato applicato la espansione del sistema a monte, tenendo conto degli impatti evitati associati al trattamento dei rifiuti in ingresso. Dal punto di vista pratico, l'analisi equivale a calcolare l'impatto legato alla variazione netta della massa delle ceneri lungo il processo. Di seguito vengono riportati i cinque principali contributi diretti alla categoria d'impatto *Climate Change*

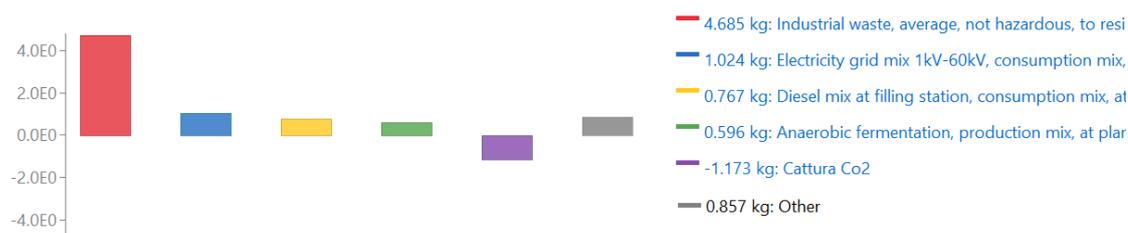


Figura 3.14: Contributi diretti alla categoria *Climate Change* nel Caso B (cenere trattata come rifiuto non pericoloso sia a monte che valle).

In questo scenario (Caso B), l'impatto complessivo associato alla categoria *Climate Change* risulta differente rispetto al caso precedente, sia in termini assoluti che nella distribuzione dei contributi tra i vari processi. Come illustrato nella Figura 3.14, lo smaltimento delle ceneri come rifiuto non pericoloso rappresenta il contributo dominante, con un impatto pari a 4.685 kg CO₂ eq, superiore alla somma di tutti gli altri contributi positivi.

Tale valore risulta particolarmente rilevante anche se si considera che il contributo è modellato tenendo conto della sola variazione di massa delle ceneri a seguito del processo di carbonatazione (ovvero l'aumento di peso dovuto alla cattura di CO₂). Questo evidenzia come, in assenza di una valorizzazione efficace del residuo finale, l'effetto complessivo del processo possa essere fortemente penalizzante dal punto di vista climatico.

Caso C: trattamento effettivo

In questo caso, come evidenziato dalla Figura 3.15, l'efficacia del processo di carbonatazione nel trasformare un rifiuto non pericoloso in un residuo inerte è dimostrata dal rilevante contributo evitato associato allo smaltimento delle ceneri. La modellazione LCA considera che, grazie al trattamento, le ceneri soddisfano i limiti di lisciviazione e possono quindi essere gestite come rifiuti inerti. Questa opzione comporta un impatto ambientale significativamente inferiore rispetto alla

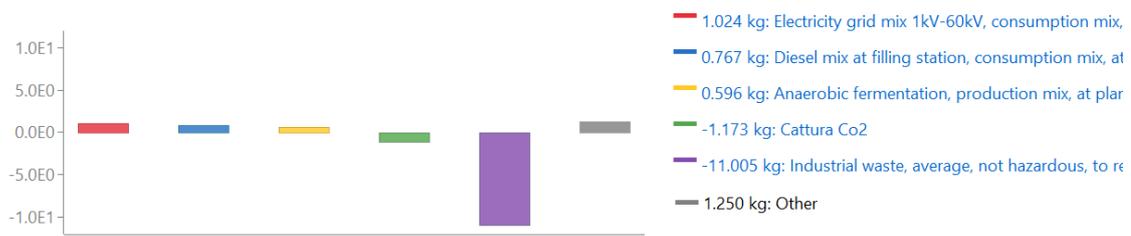


Figura 3.15: Contributi diretti alla categoria *Climate Change* nello scenario Caso C. Si evidenzia il forte contributo evitato associato allo smaltimento delle ceneri trattate come rifiuto inerte, che insieme alla cattura di CO₂ biogenica consente di ottenere un impatto netto negativo.

gestione come rifiuti non pericolosi, generando un credito ambientale pari a $-11,005$ kg CO₂ eq.

Tale contributo risulta predominante all'interno dello scenario, superando tutti gli altri processi. In combinazione con il beneficio legato alla cattura di CO₂ biogenica da parte delle ceneri legnose ($-1,173$ kg CO₂ eq), il bilancio finale della categoria *Climate Change* risulta negativo. Il sistema, complessivamente, consente quindi di evitare l'emissione netta di gas climalteranti, con un impatto complessivo pari a $-8,54$ kg CO₂ eq.

3.6.2 Confronto efficacia trattamento carbonatazione

In questa sezione viene confrontato lo scenario base (Caso A) con due scenari estremi (C e B), differenziati in funzione dell'efficacia del trattamento di carbonatazione accelerata, al fine di analizzarne le implicazioni sugli impatti ambientali. Come illustrato nella Figura 3.16, il Caso C, in cui si ipotizza un trattamento pienamente efficace, consente una significativa riduzione dell'impatto nella categoria *Climate Change* rispetto allo scenario di riferimento (Caso A). Al contrario, nel Caso B, che rappresenta l'assenza di efficacia del trattamento, si registra un impatto positivo di entità quasi speculare. Queste differenze sostanziali evidenziano l'importanza di un approccio orientato alla circolarità ambientale: in uno scenario ideale di riutilizzo completo del residuo, i benefici ambientali ed economici potrebbero risultare ancora più marcati. Ciò sottolinea come l'economia circolare possa contribuire sia alla riduzione degli impatti sia alla generazione di valore aggiunto, incrementando il rapporto tra benefici economici e impatti ambientali.

Infine, la differenza tra i risultati nella categoria *Climate Change* è fortemente influenzata dalla sua componente *biogenica*, come evidenziato nella Figura 3.17. In entrambi i casi si osserva un andamento simile, indicando che gli impatti legati

allo smaltimento, sia come materiale inerte che come rifiuto non pericoloso, sono in larga parte di tipo biogenico.

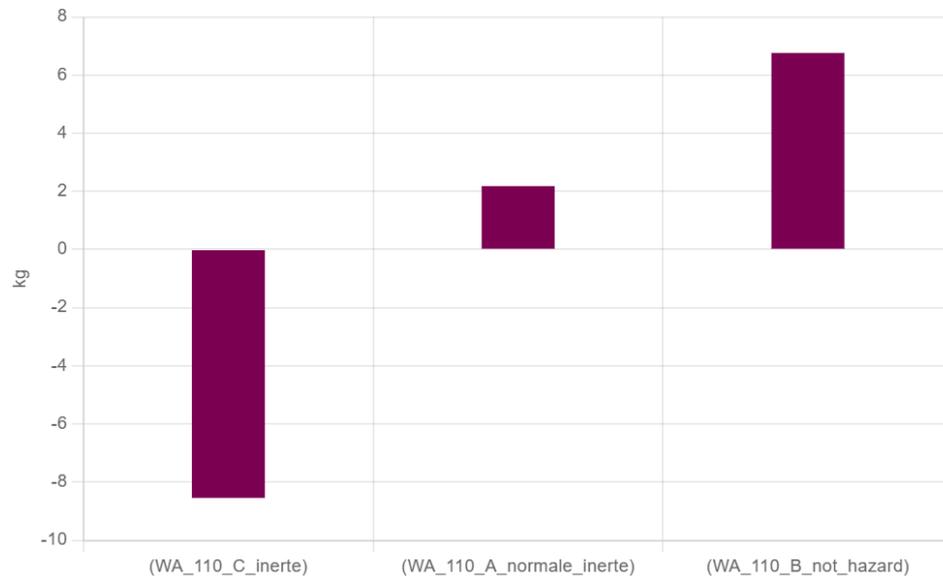


Figura 3.16: Confronto tra gli impatti netti nella categoria *Climate Change* per i tre scenari.

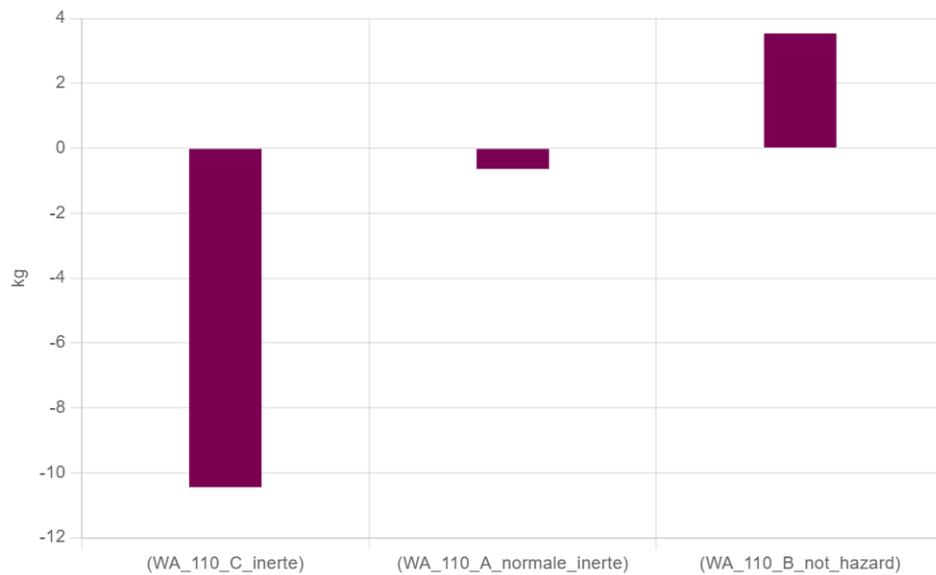


Figura 3.17: Confronto tra gli impatti nella sottocategoria *Climate Change - Biogenic* per i tre scenari.

3.6.3 Confronto efficacia trattamento carbonatazione

Infine, al fine di valutare eventuali spostamenti degli impatti ambientali (*impact shifting*) su categorie diverse da quella del *Climate Change*, si riportano in Figura 3.18 i risultati normalizzati per tutte le categorie d'impatto, relativi agli scenari C e B.

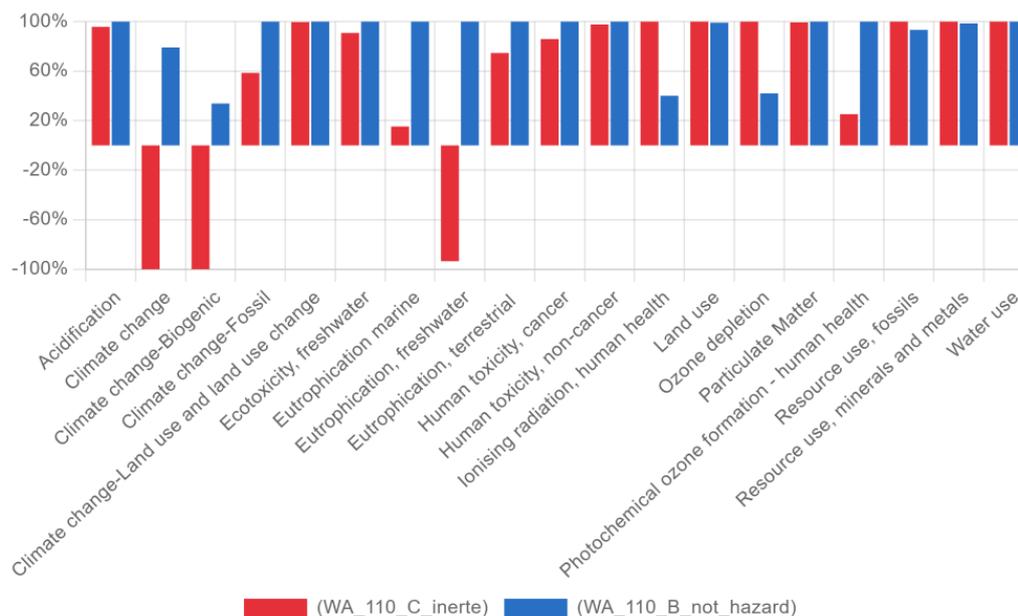


Figura 3.18: Confronto relativo dei contributi per categoria d'impatto tra lo scenario C e lo scenario B.

Dall'analisi dei dati emerge che, nella maggior parte delle categorie, lo scenario C (trattamento efficace delle cenere) presenta impatti inferiori o pressoché equivalenti rispetto allo scenario B. Tuttavia, si osservano eccezioni rilevanti nelle categorie *Ozone Depletion* e *Ionising Radiation, Human Health*, in cui il trattamento C risulta leggermente più impattante. Poiché entrambe le categorie rientrano nel dominio degli impatti sulla salute umana, è plausibile che tali differenze siano attribuibili alle specifiche caratteristiche del processo di smaltimento dei rifiuti inerti, potenzialmente più emissivo in relazione a queste componenti.

3.6.4 variazione Uptake CO₂: cenere pesanti (BA)

Si è ritenuto opportuno analizzare l'effetto della variazione del parametro di *uptake* sugli impatti ambientali del sistema. A parità di portata di biogas in ingresso e di quantitativo di cenere presente nel reattore, è stato variato il valore di uptake

(espresso in grammi di CO₂ catturata per chilogrammo di cenere secca) al fine di simulare l'impiego di materiali adsorbenti con prestazioni differenti e le relative variazioni di flussi associati.

considerando che una riduzione dell'uptake (associato a una riduzione del *break-through time*), comporta un aumento di richiesta specifica delle cenere quindi un aumento della quantità di cenere necessaria per il trattamento di una stessa quantità di biogas (biometano). Ne consegue un incremento della quantità di flussi in modo particolare cenere sia in ingresso che in uscita (esauste) per singolo batch, Tale incremento delle cenere comporta effetti diretti sia in termini di consumo di risorse, inoltre a seconda di come le cenere vengano gestite in discarica il peso può risultare differente tra i due scenari analizzati.

Questi contributi devono essere attentamente valutati nel bilancio ambientale complessivo, poiché una minore efficienza nella cattura diretta della CO₂ potrebbe, in alcuni casi, essere compensata da benefici indiretti legati alla gestione dei rifiuti (es. minori impatti da discarica evitata o recupero di materia). I parametri di input/output riferiti all'unità funzionale (1 Nm³ di biometano) nel caso di uptake pari a 30 gCO₂/kg sono riportati nella Tabella 3.10, dove si evidenzia chiaramente l'aumento di cenere in ingresso e uscita (cenere esausta).

Tabella 3.10: Parametri di input/output riferiti a 1 Nm³ di biometano prodotto, con uptake di 30 gCO₂/kg di cenere secca

Input	Valore	Output	Valore
biogas IN [Nm ³]	1.593	Biometano [Nm ³]	1.000
wet ash [kg]	51.026	CH ₄ slip [Nm ³]	0.020
cenere secche [kg]	38.831	Cenere esauste [kg]	52.191
azoto [Nm ³]	2.546	CO ₂ catturato [kg]	1.165

In questo confronto sono state considerate le ceneri pesanti da incenerimento (Bottom Ash, BA), caratterizzate da un valore di uptake inferiore rispetto alle ceneri legnose, ma che, grazie al maggiore peso evitato in discarica, potrebbero comunque risultare vantaggiose dal punto di vista ambientale.

L'analisi ha lo scopo di valutare l'effetto della variazione dell'efficienza di cattura della CO₂, sulla base di diverse tipologie di ceneri utilizzabili nel processo di adsorbimento, in particolare entrambe le cenere sono stati considerati come rifiuti non pericoloso in ingresso e sono stati presi le seguenti considerazione:

- **Ceneri da biomassa legnosa (wood ash): caso D**, caratterizzate da una capacità di assorbimento maggiore pari a **112 g CO₂/kg di cenere secca**, con classificazione finale come *rifiuto non pericoloso*.

- **Ceneri pesanti da incenerimento (bottom ash)**, con una capacità di uptake significativamente inferiore, pari a **30 g CO₂/kg di cenere secca**, e una classificazione in uscita come *rifiuto inerte*.

Di seguito si riportano i risultati relativi alla categoria *Climate Change* per i casi B e C, oltre a due scenari aggiuntivi caratterizzati da un uptake di 30 gCO₂/kg, in cui le ceneri esauste sono rispettivamente trattate come rifiuto *inerte* oppure *non pericoloso*.

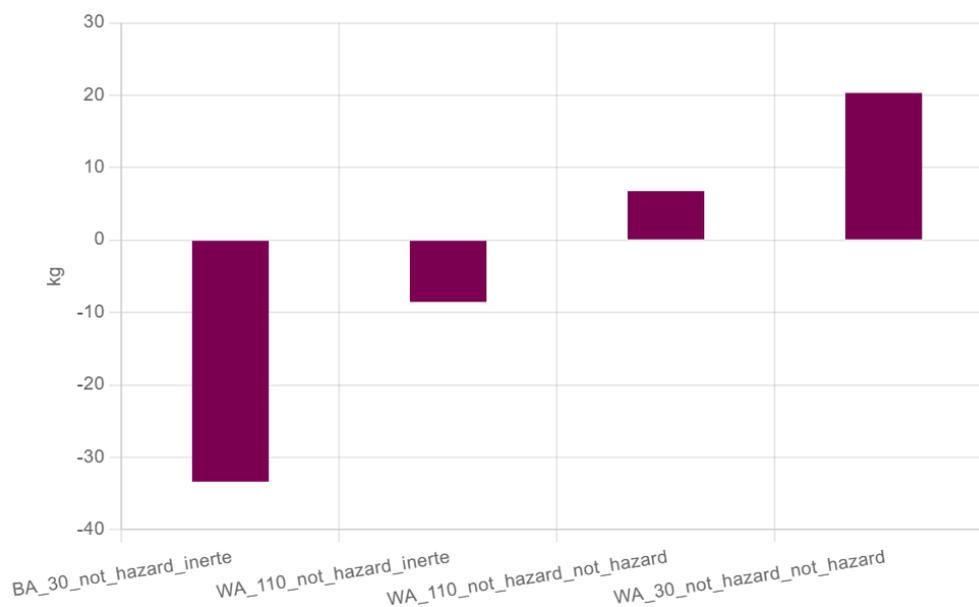


Figura 3.19: Confronto tra gli impatti netti nella categoria *Climate Change* per i diversi scenari di trattamento (WA con uptake 110 e BA con uptake 30 gCO₂/kg, smaltimento inerte o non pericoloso).

Dall'analisi rappresentata in Figura 3.19, emerge che anche con un uptake ridotto a 30 gCO₂/kg, l'impatto complessivo sul cambiamento climatico può rimanere negativo, a condizione che le ceneri siano valorizzate e smaltite come rifiuto *inerte*. In tal caso, l'aumento della quantità di cenere (necessaria per compensare il minor uptake) si riflette in un incremento proporzionale del credito ambientale legato allo smaltimento evitato.

Al contrario, quando le stesse ceneri (con uptake 30 gCO₂/kg) vengono smaltite come rifiuto *non pericoloso*, l'effetto del minor uptake non è compensato da benefici ambientali a valle, e il sistema presenta un impatto climatico positivo, comparabile a quello dei casi B e A. Ciò conferma l'importanza cruciale della valorizzazione del residuo per massimizzare i benefici ambientali del sistema.

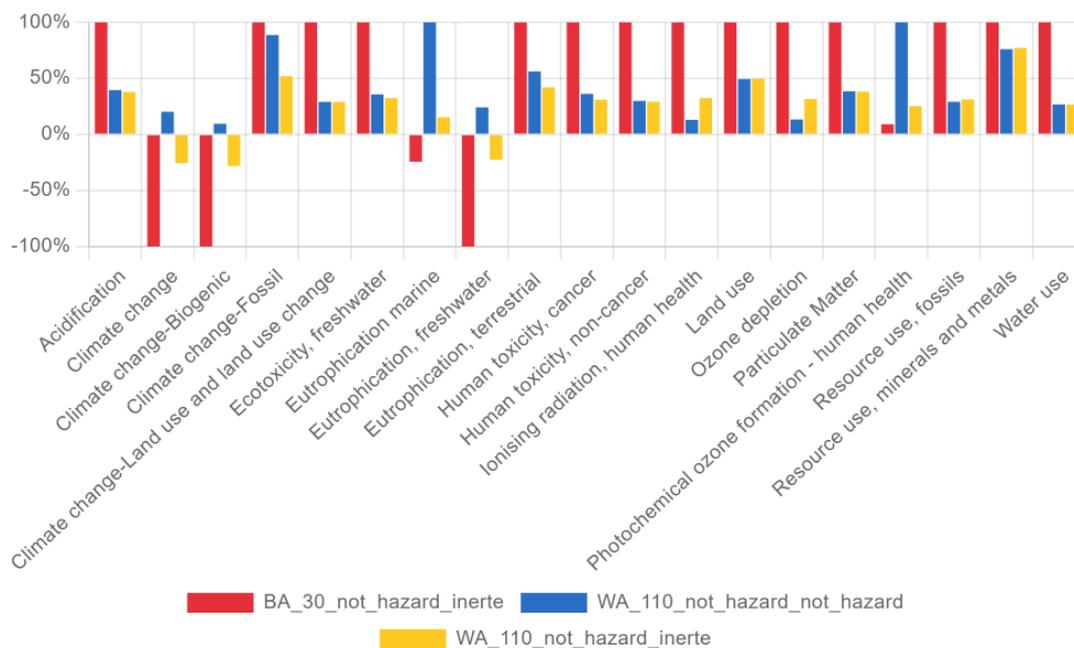


Figura 3.20: Confronto degli impatti ambientali tra tre scenari, cenere BA con 30 gCO₂/kg e caso WA per i casi C e B e. Nonostante l'abbassamento dell'uptake favorisca la categoria *Climate Change*, si osserva uno spostamento degli impatti verso le altre categorie, che risultano generalmente più elevate per il caso BA_30_not_hazard_inerte.

Infine, per valutare la presenza di eventuali spostamenti degli impatti ambientali (*impact shifting*) tra le diverse categorie, si confrontano in Figura 3.20 tre scenari: utilizzo di cenere da incenerimento (BA) con uptake pari a 30 gCO₂/kg, e due scenari con cenere legnosa (WA) rispettivamente con smaltimento come rifiuto inerte e non pericoloso (Caso C e B precedente).

Dai risultati emerge chiaramente che, sebbene la riduzione dell'uptake favorisca la categoria *Climate Change* grazie all'aumento di massa di cenere e quindi al maggior credito per smaltimento evitato — tale beneficio non si estende uniformemente alle altre categorie di impatto. Anzi, per la maggior parte delle categorie ambientali, lo scenario con cenere da incenerimento avente un uptake di 30 e smaltimento come inerte, presenta impatti superiori rispetto agli altri due. Questo evidenzia uno spostamento degli impatti (*Impact shifting*) da una categoria all'altra, sottolineando l'importanza di una valutazione multi criterio nell'analisi ambientale complessiva del sistema.

Conclusioni

L'analisi condotta ha evidenziato come l'efficacia del trattamento delle ceneri mediante carbonatazione accelerata rappresenti un fattore determinante per le prestazioni ambientali complessive del sistema di upgrading del biogas. In particolare, i risultati ottenuti mostrano che la modalità di gestione delle ceneri esauste se classificate come rifiuti *non pericolosi* oppure come *rifiuti inerti* influisce in modo significativo sulla categoria d'impatto *Climate Change*, con differenze anche drastiche a parità di altri parametri di processo.

Il confronto tra scenari ha confermato che, nei casi in cui il trattamento consente il rispetto dei limiti di lisciviazione e dunque la classificazione delle ceneri esauste come rifiuto inerte, l'impatto ambientale nella categoria cambiamento climatico può risultare fortemente ridotto, o addirittura negativo, grazie ai crediti ambientali associati allo smaltimento evitato di rifiuti più impattanti. Ciò conferma l'importanza ambientale della reazione di carbonatazione, non solo per la rimozione di CO₂ dal biogas, ma anche per la valorizzazione del residuo solido.

Un secondo aspetto cruciale riguarda il ruolo dell'*uptake* specifico delle ceneri, ovvero la quantità di CO₂ catturata per chilogrammo di cenere secca. La riduzione dell'*uptake* (es. 30 gCO₂/kg) comporta un aumento della quantità di cenere movimentata per raggiungere lo stesso obiettivo funzionale. Se queste maggiori quantità vengono poi smaltite come rifiuto *inerte*, il sistema può comunque generare un credito ambientale significativo nella categoria *Climate Change*, grazie all'incremento del peso totale che consente di "valorizzare" più rifiuto. Tuttavia, questo effetto positivo è controbilanciato da un peggioramento della maggior parte delle altre categorie ambientali (es. *Human toxicity*, *Ionising radiation*, ecc.), segnalando un evidente fenomeno di *impact shifting*. Questo problema si riduce considerevolmente per valori più elevati di uptake (es. 110 gCO₂/kg), nei quali il sistema riesce a massimizzare il beneficio ambientale senza aumentare eccessivamente i carichi di cenere.

Le evidenze emerse sottolineano l'importanza della qualità del materiale adsorbente. L'*uptake* è fortemente influenzato dalle caratteristiche chimico-fisiche delle ceneri utilizzate: le ceneri legnose, grazie al maggior contenuto di calcio e alla presenza di fasi reattive come l'idrossido di calcio (Ca(OH)₂), mostrano un ordine di grandezza superiore di capacità di cattura rispetto alle ceneri pesanti da incenerimento. Questo conferma quanto sia strategica la selezione del materiale in ingresso per garantire sia la performance di rimozione della CO₂ che l'ottimizzazione degli impatti lungo il ciclo di vita.

Dal punto di vista del concetto di economia circolare, il sistema UP-ASH si configura come una tecnologia promettente per la chiusura del ciclo del carbonio e

la valorizzazione dei residui solidi. L'utilizzo di un rifiuto, come la cenere legnosa, in un processo che permette sia la rimozione di CO₂ che la trasformazione del residuo in una forma stabile e meno impattante, risponde ai principi della simbiosi industriale e del recupero di materia. Tuttavia, il mancato rispetto dei requisiti di inertizzazione vanifica questo potenziale circolare, determinando un ritorno alla logica lineare dello smaltimento, con costi ambientali e gestionali maggiori. Pertanto, la piena integrazione dell'approccio circolare richiede il controllo della qualità del trattamento, l'efficacia della reazione e una progettazione orientata alla chiusura del cerchio.

Infine, sebbene i risultati ambientali ottenuti siano in alcuni casi positivi — come nel caso del sistema UP-ASH con cenere legnosa e trattamento efficace — essi devono essere integrati con valutazioni di tipo economico per supportare una decisione consapevole. Alcuni scenari ottimali dal punto di vista ambientale potrebbero non risultare sostenibili in termini di costi operativi, disponibilità dei materiali o logistica. Pertanto, un'analisi costi-benefici rappresentano passaggi futuri fondamentali per completare il quadro di sostenibilità del sistema.

In conclusione, lo studio dimostra che il sistema Up-ash delle ceneri costituisce un'opzione promettente per aumentare la sostenibilità ambientale dei processi di upgrading del biogas. Tuttavia, la sua efficacia dipende in larga misura dalla qualità del materiale impiegato, dalla gestione a fine vita del residuo e dall'equilibrio tra le diverse categorie di impatto ambientale, evidenziando la necessità di un approccio sistemico e integrato.

Bibliografia

- [1] GML Web Team. *Trends in CO₂ - NOAA Global Monitoring Laboratory*. Global Monitoring Laboratory. 2025. URL: <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/index.html> (visitato il giorno 05/07/2025) (cit. a p. 1).
- [2] International Energy Agency. *World Energy Outlook 2024*. 2024. URL: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2024> (cit. alle pp. 1, 2, 4, 5, 10).
- [3] Gian Andrea Blengini. «Life Cycle Assessment (LCA)». Lecture: Resources and Environmental Sustainability. Politecnico di Torino, 2022 (cit. alle pp. 3, 16).
- [4] International Energy Agency. *Outlook for biogas and biomethane: Prospects for organic growth*. OECD, 2025. ISBN: 978-92-64-85228-0. DOI: 10.1787/040c8cd2-en. URL: https://www.oecd.org/en/publications/outlook-for-biogas-and-biomethane_040c8cd2-en.html (visitato il giorno 05/07/2025) (cit. alle pp. 5-7, 9-13).
- [5] European Biogas Association. *European Biomethane Map 2025 | European Biogas Association*. 2025. URL: <https://www.europeanbiogas.eu/european-biomethane-map-2025/> (visitato il giorno 12/07/2025) (cit. alle pp. 7-9).
- [6] European Commission. *REPowerEU Plan*. COM(2022) 230 final. 18 Mag. 2022. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2022%3A230%3AFIN&qid=1653033742483> (visitato il giorno 04/05/2025) (cit. alle pp. 13, 46).
- [7] Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione europea. *Direttiva (UE) 2023/2413 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 18 ottobre 2023, promozione dell'energia da fonti rinnovabili*. 18 Ott. 2023. URL: <http://data.europa.eu/eli/dir/2023/2413/oj/ita> (visitato il giorno 04/05/2025) (cit. alle pp. 13, 46).

- [8] European Parliament e Council of the European Union. *Direttiva (UE) 2018/2001 del Parlamento europeo e del Consiglio, dell'11 dicembre 2018, sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili (rifusione) (Testo rilevante ai fini del SEE.)* 11 Dic. 2018. URL: <http://data.europa.eu/eli/dir/2018/2001/oj/ita> (visitato il giorno 04/05/2025) (cit. alle pp. 13, 46).
- [9] Gian Andrea Blengini e Deborah Shields. «Introduction to Sustainable Development with applications to energy and mineral resources, Part 1: Sustainability Theory and Sustainable Engineering». Lecture: Resources and Environmental Sustainability. Politecnico di Torino, 2022 (cit. alle pp. 14–16).
- [10] Gian Andrea Blengini. «Introduction: The role of natural resources in the economy». Lecture: Resources and Environmental Sustainability. Politecnico di Torino, 2022 (cit. a p. 14).
- [11] European Commission. Joint Research Centre. *The International reference Life Cycle Data system (ILCD) handbook: towards more sustainable production and consumption for a resource efficient Europe*. LU: Publications Office, 2012. URL: <https://data.europa.eu/doi/10.2788/85727> (visitato il giorno 17/03/2025) (cit. a p. 17).
- [12] International Organization for Standardization. *UNI EN ISO 14040:2006 - UNI Ente Italiano di Normazione*. 2006. URL: <https://store.uni.com/uni-en-iso-14040-2006> (visitato il giorno 13/07/2025) (cit. a p. 18).
- [13] E. Ryckebosch, M. Drouillon e H. Vervaeren. «Techniques for transformation of biogas to biomethane». In: *Biomass and Bioenergy* 35.5 (1 mag. 2011), pp. 1633–1645. ISSN: 0961-9534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.02.033. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953411001085> (visitato il giorno 04/10/2024) (cit. a p. 20).
- [14] Katherine Starr, Xavier Gabarrell, Gara Villalba, Laura Talens Peiro e Lidia Lombardi. «Potential CO₂ savings through biomethane generation from municipal waste biogas». In: *Biomass and Bioenergy* 62 (mar. 2014), pp. 8–16. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.01.023. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953414000245> (visitato il giorno 11/10/2024) (cit. alle pp. 20, 56).
- [15] Sara Pantini, Iason Verginelli, Francesco Lombardi, Charlotte Scheutz e Peter Kjeldsen. «Assessment of biogas production from MBT waste under different operating conditions». In: *Waste Management* 43 (1 set. 2015), pp. 37–49. ISSN: 0956-053X. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.06.019. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1500433X> (visitato il giorno 05/10/2024) (cit. a p. 21).

- [16] OpenContent Scarl. *Fondazione Edmund Mach*. Fondazione Edmund Mach. 10 Ago. 2022. URL: <https://fmach.it> (visitato il giorno 08/07/2025) (cit. a p. 21).
- [17] Silvia Silvestri, Luca Tomasi e Davide Papurello. *Progetto UP-ASH*. 2017 (cit. alle pp. 22–25, 31, 37, 49, 50, 62, 63).
- [18] Davide Papurello, Silvia Silvestri, Franco Biasioli e Lidia Lombardi. «Wood ash biomethane upgrading system: A case study». In: *Renewable Energy* 182 (gen. 2022), pp. 702–712. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2021.10.037. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148121014944> (visitato il giorno 26/09/2024) (cit. alle pp. 22, 23, 25–28, 30, 31, 33, 37, 63, 69).
- [19] P. Mostbauer, L. Lombardi, T. Olivieri e S. Lenz. «Pilot scale evaluation of the BABIU process – Upgrading of landfill gas or biogas with the use of MSWI bottom ash». In: *Waste Management* 34.1 (1 gen. 2014), pp. 125–133. ISSN: 0956-053X. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.09.016. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13004479> (visitato il giorno 02/10/2024) (cit. alle pp. 23, 29).
- [20] Lidia Lombardi, Giulia Costa e Riccardo Spagnuolo. «Accelerated carbonation of wood combustion ash for CO₂ removal from gaseous streams and storage in solid form». In: *Environmental Science and Pollution Research* 25 (1 dic. 2018), pp. 1–11. DOI: 10.1007/s11356-018-2159-z (cit. alle pp. 28, 29, 31, 35).
- [21] Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook :general guide for life cycle assessment : detailed guidance*. Publications Office of the European Union, 2010. ISBN: 978-92-79-19092-6. URL: <https://data.europa.eu/doi/10.2788/38479> (visitato il giorno 29/03/2025) (cit. alle pp. 38, 39, 41, 42, 45, 49, 51, 54, 56, 64, 65).
- [22] International Organization for Standardization. *ISO 14044:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. ISO 14044:2006. Incorporates Amendments 1:2017 and 2:2020 (for updated version). Lug. 2006, p. 46. URL: <https://www.iso.org/standard/38498.html> (visitato il giorno 23/04/2025) (cit. a p. 38).
- [23] European Commission e Directorate General for Environment. *Commission Recommendation (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations*. Recommendation 32021H2279. Code Number: 471 Code: OJ L Legislative Body: COM, ENV.

- 15 Dic. 2021, p. 396. URL: <http://data.europa.eu/eli/reco/2021/2279/oj/eng> (visitato il giorno 23/04/2025) (cit. a p. 38).
- [24] Clémence Siret, Jan Tytgat e Thomas Ebert. *PEFCR for High Specific Energy Rechargeable Batteries for Mobile*. developed with the Technical Secretariat of the Batteries Pilot during the Commission PEF Project. Feb. 2018. URL: <https://docslib.org/doc/8529005/pefcr-for-high-specific-energy-rechargeable-batteries-for-mobile> (visitato il giorno 24/04/2025) (cit. a p. 38).
- [25] Katherine Starr, Laura Talens Peiro, Lidia Lombardi, Xavier Gabarrell e Gara Villalba. «Optimization of environmental benefits of carbon mineralization technologies for biogas upgrading». In: *Journal of Cleaner Production* 76 (ago. 2014), pp. 32–41. ISSN: 09596526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.04.039. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652614003941> (visitato il giorno 11/10/2024) (cit. alle pp. 40, 56).
- [26] Lidia Lombardi e Giovanni Francini. «Techno-economic and environmental assessment of the main biogas upgrading technologies». In: *Renewable Energy* 156 (ago. 2020), pp. 440–458. ISSN: 09601481. DOI: 10.1016/j.renene.2020.04.083. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148120306157> (visitato il giorno 11/10/2024) (cit. alle pp. 40, 56).
- [27] European Commission. *European Platform on LCA | EPLCA*. 2022. URL: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.html> (visitato il giorno 30/04/2025) (cit. alle pp. 41, 66).
- [28] European Commission. *Biomethane - European Commission*. Energy, Climate change, Environment. 2025. URL: https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/bioenergy/biomethane_en (visitato il giorno 15/10/2024) (cit. a p. 46).
- [29] UNI. *UNI/TS 11537:2024 - UNI Ente Italiano di Normazione*. 2024. URL: <https://store.uni.com/uni-ts-11537-2024> (visitato il giorno 15/05/2025) (cit. a p. 49).
- [30] Marcogaz. *Quality of biomethane required in European countries for injecting into natural gas grid | Marcogaz*. 2024. URL: <https://www.marcogaz.org/publications/quality-of-biomethane-required-in-european-countries-for-injecting-into-natural-gas-grid/> (visitato il giorno 18/05/2025) (cit. a p. 49).
- [31] Katherine Starr, Xavier Gabarrell, Gara Villalba, Laura Talens e Lidia Lombardi. «Life cycle assessment of biogas upgrading technologies». In: *Waste Management* 32.5 (mag. 2012), pp. 991–999. ISSN: 0956053X. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.12.016. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X11001616>

- com/retrieve/pii/S0956053X11005861 (visitato il giorno 05/10/2024) (cit. a p. 56).
- [32] L. Lombardi e E. A. Carnevale. «Bottom Ash Treatment at the Site of Producing Plant for Reutilization». In: *Waste and Biomass Valorization* 7.4 (ago. 2016), pp. 965–974. ISSN: 1877-2641, 1877-265X. DOI: 10.1007/s12649-016-9551-z. URL: <http://link.springer.com/10.1007/s12649-016-9551-z> (visitato il giorno 02/10/2024) (cit. a p. 60).
- [33] GreenDelta. *openLCA.org / openLCA is a free, professional Life Cycle Assessment (LCA) and footprint software with a broad range of features and many available databases, created by GreenDelta since 2006*. 2025. URL: <https://www.openlca.org/> (visitato il giorno 23/06/2025) (cit. a p. 66).