

SCUOLA DI SCIENZE

Dipartimento di Chimica Industriale “Toso Montanari”

Corso di Laurea Magistrale in

**Chimica Industriale**

Classe LM-71 - Scienze e Tecnologie della Chimica Industriale

Analisi del ciclo di vita di un processo  
industriale innovativo per la produzione di  
syngas da biogas

Tesi di laurea sperimentale

**CANDIDATO**

Benedetta Pellini

**RELATORE**

**Chiar.mo Prof.** Fabrizio Passarini

**CORRELATORE**

Dott. Mirco Volanti

Dott. Nicola Schiaroli

Prof. Carlo Lucarelli

---

**Anno Accademico 2018-2019**

---



## **ABSTRACT**

Una delle metodologie che negli ultimi tempi viene utilizzata più frequentemente per la valutazione ambientale di prodotti, processi e servizi è detta LCA, Life Cycle Assessment: essa valuta l'impatto ambientale associato ad un processo o ad un prodotto considerando tutto il suo ciclo di vita. Nel presente elaborato di tesi la metodologia è applicata ad un processo chimico industriale in fase di studio su scala di laboratorio presso il Dipartimento di Chimica Industriale dell'Università di Bologna, che prevede la sintesi di syngas a partire da biogas. La novità del processo consiste principalmente nel far avvenire nel medesimo reattore due reazioni: dry reforming (DR) per convertire metano e anidride carbonica in idrogeno e monossido di carbonio e steam reforming (SR) che converte il metano, con l'impiego di vapor d'acqua, sempre in idrogeno e monossido di carbonio. Tale processo è stato studiato poiché a livello teorico presenta i seguenti vantaggi: l'utilizzo di biogas come materia prima (derivante dalla digestione anaerobica dei rifiuti), lo sfruttamento dell'anidride carbonica presente nel biogas e l'utilizzo di un solo reattore anziché due. Il processo viene analizzato attraverso due diversi confronti: in primo luogo è comparato con processi che producono il medesimo prodotto (syngas) trasformando con processi differenti il biogas di partenza; in secondo luogo è paragonato a processi che impiegano la stessa materia prima, ottenendo prodotti differenti. Nel primo confronto i processi confrontati sono uno scenario di Autothermal reforming (ATR) e uno scenario che prevede Dry reforming e Steam reforming in due reattori separati; nel secondo confronto i prodotti che si ottengono sono: energia termica ed elettrica attraverso un sistema CHP, biometano con un sistema di upgrading del biogas, energia e biometano (CHP + upgrading) ed infine metanolo prodotto da syngas (generato dal processo studiato). Per la produzione di alcune materie prime e per la sintesi da syngas a metanolo sono stati utilizzati processi già presenti nella banca dati di riferimento, mentre le altre informazioni sono state reperite in letteratura. Per quanto concerne il primo confronto, dai risultati ottenuti si ottiene che il processo studiato, sviluppato presso l'Università di Bologna, da un punto di vista di consumo di risorse (espresso in MJ equivalenti) risulta essere tra tutti gli scenari considerati quello che consuma meno risorse, anzi porta ad un impatto evitato. Lo scenario invece che ha un maggior consumo di risorse è il processo di Autothermal reforming. Osservando poi i punteggi ottenuti dalle categorie di impatto endpoint, le categorie che hanno maggior rilievo sono la "Fossil resource scarcity", il "Global warming", "Fine particulate matter formation" e la "Water consumption". Le prime tre categorie citate dipendono molto dai consumi energetici (combustibili fossili), infatti le principali materie prime dirette

utilizzate sono il biogas e l'acqua, mentre altri particolari reagenti non vengono utilizzati. Anche da questo tipo di analisi lo scenario che risulta avere un minore impatto ambientale è il processo studiato, che porta con sé complessivamente un impatto negativo (evitato); lo scenario peggiore rimane il processo di Autothermal reforming. Nel secondo confronto, il processo di trasformazione del biogas che porta con sé un minor consumo di risorse è risultato la generazione di energia, seguito dal sistema misto che produce biometano ed energia, dallo scenario che genera biometano ed infine il sistema che produce metanolo. Nonostante lo scenario che produce solo energia abbia un minor consumo di risorse, a livello di categorie di danno endpoint non risulta il migliore, anzi si classifica al quarto posto. Lo scenario con un minor impatto ambientale si rivela il processo che produce biometano. Le categorie di impatto endpoint che hanno maggior peso rimangono le stesse del primo confronto. Infine è stata svolta un'analisi delle incertezze impiegando il metodo statistico Monte Carlo, che ha confermato i risultati ottenuti nella valutazione degli impatti.

## **ABSTRACT**

One of the most frequently used methodologies for the environmental assessment of products, processes and services is called LCA, Life Cycle Assessment: it assesses the environmental impacts associated with a process or a product, considering its entire life cycle. In this thesis the methodology is applied to an industrial chemical process being studied on a laboratory scale at the Department of Industrial Chemistry of the University of Bologna, which provides for the synthesis of syngas starting from biogas. The innovation of the process mainly consists in performing two reactions in the same reactor: dry reforming (DR) to convert methane and carbon dioxide into hydrogen, and carbon monoxide and steam reforming (SR) that converts methane in hydrogen and carbon monoxide with the use of vapor. This process was studied since in theory has the following advantages: the use of biogas as a raw material (deriving from anaerobic digestion of waste), the exploitation of carbon dioxide present in the biogas, and the use of a single reactor instead of two. The process is analysed through two different comparisons: firstly, it is compared with processes producing the same output (syngas) by transforming the input biogas through a variety of processes; secondly, it is compared with processes using the same raw material but producing different outcomes. In the first comparison, the compared processes are a scenario of Autothermal reforming (ATR) and a scenario that provides for Dry reforming and Steam reforming in two separate reactors. In the second comparison the products that could be obtained are: i) thermal and electrical energy through a CHP system, ii) biomethane with a biogas upgrading system, iii) energy and biomethane (CHP + upgrading) and finally iv) methanol produced from the syngas (generated through the process studied). Processes already present in the reference database were used to model the production of some raw materials and the synthesis from syngas to methanol, while other information was found in the literature. As far as the first comparison is concerned, the results obtained show that the studied process, developed at the University of Bologna, from a resource consumption perspective (expressed in MJ equivalent), turns out to be the least resource-consuming among all the scenarios taken into account; rather, it leads to an avoided impact. Instead, the most resource-consuming scenario is the Autothermal reforming process. However, by observing the scores obtained from the endpoint impact categories perspective, the most relevant categories are “Fossil resource scarcity”, “Global warming”, “Fine particulate matter formation” and “Water consumption”. The first three categories mentioned above are greatly correlated with energy consumption, with the mainly used raw materials being biogas and water, whereas any other particular reagents are not used. Even from this

type of analysis, the scenario that turns out to bring about the lowest environmental impact is the studied process, which entails an overall negative impact (avoided); the worst scenario is once again the Autothermal reforming process. In the second comparison, the biogas transformation process that entails the lowest consumption of resources is found to be the generation of energy, followed by, in the order: the mixed system that produces biomethane and energy; the scenario that generates biomethane; and finally the system that produces methanol. Despite the scenario that produces only energy implies lower consumption of resources, from an endpoint damage categories point of view, it is not the best, ranking only fourth. The scenario entailing the lowest environmental impact is the process which produces biomethane. The most relevant endpoint impact category remain the same as in the first comparison. Finally, an analysis of the uncertainties was carried out using the statistical method Monte Carlo, which confirmed the results obtained in the impact evaluation.

# INDICE

## PARTE GENERALE

1. SCOPO DELLO STUDIO (8)
2. SOSTENIBILITA' E GREEN CHEMISTRY (11)
  - 2.1. Sviluppo sostenibile (11)
  - 2.2. Green Chemistry (13)
  - 2.3. Green Engineering (17)
  - 2.4. Sostenibilità per la produzione (19)
  - 2.5. Green metrics (20)
3. LA METODOLOGIA LCA (22)
  - 3.1. Storia della LCA (22)
  - 3.2. Norme ISO (25)
  - 3.3. Applicazioni LCA (25)
  - 3.4. LCA in campo industriale (26)
  - 3.5. Struttura LCA (27)
    - 3.5.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (28)
      - 3.5.1.1 Obiettivo
      - 3.5.1.2 Campo di applicazione
      - 3.5.1.3 Qualità dei dati
      - 3.5.1.4 Tipo di revisione critica
    - 3.5.2 Analisi di Inventario LCI (31)
    - 3.5.3 Valutazione dell'impatto (33)
      - 3.5.3.1 Definizione della categoria
      - 3.5.3.2 Classificazione
      - 3.5.3.3 Caratterizzazione
      - 3.5.3.4 Normalizzazione e pesatura
    - 3.5.4 Metodo ReCiPe (36)
      - 3.5.4.1 Danno alla salute umana
      - 3.5.4.2 Danno alla diversità dell'ecosistema
      - 3.5.4.3 Danno alla disponibilità di risorse
      - 3.5.4.4 "Cultural Theory"
    - 3.5.5 Interpretazione e Miglioramento (43)
      - 3.5.5.1 Identificazione dei problemi ambientali più importanti

- 3.5.5.2 Valutazione
- 3.5.5.3 Conclusioni e raccomandazioni
- 3.5.5.4 Analisi delle incertezze
- 3.5.5.5 Analisi della sensibilità
- 3.5.5.6 Analisi di contributo
- 3.5.6 Software e Database (45)
- 4. BIOGAS E NATURAL GAS (47)
  - 4.1 Biogas (47)
    - 4.1.1. Introduzione
    - 4.1.2 Composizione
    - 4.1.3 Materie Prime
    - 4.1.4 Digestione anaerobica
    - 4.1.5 Usi
- 5. INTRODUZIONE AL CASO STUDIO (55)
  - 5.1 DESCRIZIONE PRIMO CONFRONTO (55)
    - 5.1.1 Impianto digestione anaerobica
    - 5.1.2 Combinazione SR e DR (A)
    - 5.1.3 Autothermal reforming (B)
    - 5.1.4 DR + SR unico reattore (C)
  - 5.2 DESCRIZIONE SECONDO CONFRONTO (62)
    - 5.2.1 Scenario 1 solo produzione energetica
    - 5.2.2 Scenario 2 solo produzione di biometano
    - 5.2.3 Scenario 3 sistema misto CHP ed upgrading biogas
    - 5.2.4 Scenario 4 produzione metanolo

## PARTE SPERIMENTALE

- 6. ANALISI DEL CICLO DI VITA (67)
  - 6.1 Definizione dell'obiettivo e dello scopo (67)
    - 6.1.1 Definizione dei confini del sistema
    - 6.1.2 Definizione dell'unità funzionale
    - 6.1.3 Criteri di allocazione
- 7. ANALISI DI INVENTARIO (69)
  - 7.1 Aspetti comuni (69)
  - 7.2 Scenario A (70)

7.3 Scenario B	(72)
7.4 Scenario C	(74)
7.5 SCENARIO 1	(76)
7.6 SCENARIO 2	(78)
7.7 SCENARIO 3	(78)
7.8 SCENARIO 4	(80)
8. VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI	(81)
8.1. Metodo CED	(81)
8.2. Metodo ReCiPe	(81)
8.3 PRIMO CONFRONTO	(83)
8.3.1 CED	
8.3.2 ReCiPe	
8.4 SECONDO CONFRONTO	(87)
8.4.1 CED	
8.4.2 ReCiPe	
8.5 QUALITÀ DEI DATI	(91)
8.5.1 Primo confronto	(94)
8.5.2 Secondo confronto	(101)
9. INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI	(105)
9.1. PRIMO CONFRONTO	(105)
9.2. SECONDO CONFRONTO	(106)
9.3 INTERPRETAZIONE ANALISI DELLE INCERTEZZE	(111)
9.3.1 Confronto 1: Scenario D vs Scenario A	
9.3.2 Confronto 1: Scenario C vs Scenario A	
9.3.3 Confronto 2: Scenario 4 vs Scenario 2	
10. CONCLUSIONI	(113)
BIBLIOGRAFIA	(115)

## 1 SCOPO DELLO STUDIO

Lo scopo della seguente tesi è effettuare un'analisi ambientale di un processo sviluppato in scala di laboratorio nel Dipartimento di Chimica Industriale "Toso Montanari" dell'Università di Bologna, che prevede la sintesi del syngas da biogas. La novità del processo consiste principalmente nel far avvenire nel medesimo reattore due reazioni: dry reforming (DR) per convertire metano e anidride carbonica in idrogeno e monossido di carbonio e steam reforming (SR) che converte il metano, con l'impiego di vapor d'acqua, sempre in idrogeno e monossido di carbonio. Tale processo è stato studiato poiché a livello teorico presenta i seguenti vantaggi:

- l'utilizzo di biogas come materia prima. Il biogas deriva dalla digestione anaerobica di rifiuti organici, quindi il suo impiego in processi chimici evita che essi vengano smaltiti secondo altre vie (discarica, compostaggio e incenerimento) e fa sì che il syngas non sia prodotto da fonte fossile bensì da fonte rinnovabile;
- Lo sfruttamento dell'anidride carbonica presente nel biogas. Spesso l'anidride carbonica è considerata come uno scarto (e per questo allontanata); in questo caso, parte della CO<sub>2</sub> diverrebbe una risorsa, evitandone anche l'emissione in atmosfera.

La valutazione ambientale di tale processo è progettata osservandola da due prospettive differenti:

- In primo luogo si è deciso di confrontarlo con due scenari che producono il medesimo prodotto, di cui uno (Scenario B) già presente a livello industriale. Il primo Scenario (A) prevede le medesime reazioni (DR e SR) ma in due reattori separati, il secondo Scenario (B) è invece una simulazione della tecnologia chiamata Autothermal reforming (ATR).

In questo caso gli scenari vengono confrontati a parità di flusso uscente (1 Nm<sup>3</sup>) di syngas, con la specifica del rapporto H<sub>2</sub>/CO ≈ 2 affinché il syngas sia adatto per la produzione di metanolo.

- In secondo luogo si è deciso di confrontare le prestazioni ambientali del processo con tecnologie che hanno la medesima materia prima entrante (biogas) e differenti prodotti in uscita: energia, calore, biometano e metanolo. I processi presi in considerazione in questo caso sono:
  - (1) un digestore anaerobico con sistema CHP che genera energia elettrica e termica;

- (2) un digestore anaerobico con sistema di upgrading del biogas che genera biometano;
- (3) un digestore anaerobico con sistema un sistema CHP e di upgrading del biogas che genera energia elettrica, termica e biometano;
- (4) il processo di produzione di metanolo con syngas proveniente dall'impianto dello Scenario C.

Come metodo di analisi si utilizza la metodologia LCA (Life Cycle Assessment) atta a valutare l'impatto ambientale di un processo durante tutto il suo ciclo di vita. Per le fasi di modellazione dei dati e di quantificazione degli impatti ambientali di ciascun scenario è stato impiegato il software SimaPro 8.0.5 versione PhD, e la banca dati Ecoinvent 3.4.



## 2 SOSTENIBILITA' E GREEN CHEMISTRY

### 2.1 SVILUPPO SOSTENIBILE

I termini sostenibilità e conservazione sono nati in seguito alla rivoluzione industriale che ha portato a gravi conseguenze ambientali e alla perdita di equilibrio tra l'uomo e la natura. Oggi le preoccupazioni sono aumentate e includono: la guerra moderna, la crescita demografica, la deforestazione e desertificazione, la perdita di specie animali e della biodiversità, la diminuzione delle riserve di risorse naturali, il riscaldamento globale, i cambiamenti climatici, la salute ecc. Negli anni '50, i principali naturalisti richiamarono l'attenzione del pubblico alle questioni ecologiche riguardanti l'habitat e la quasi estinzione di un numero elevato di specie allo stato selvatico. Nel frattempo, nel 1952, Londra assistette al peggiore episodio di inquinamento atmosferico della storia del Regno Unito, "The Great Smoke". L'episodio fu uno dei primi grandi allarmi sulle cause e gli effetti dell'inquinamento urbano e stimolò i primi tentativi per affrontarlo. Negli anni '60 ci fu il decennio del "flower power", nel quale nacquero diverse ideologie tra cui quella della crescente consapevolezza ambientale, alimentata dal libro *Silent Spring*, pubblicato nel 1962, che attirò l'attenzione sulla limitata capacità dell'ambiente di assorbire gli inquinanti. Gli anni '70 osservarono un crescente grado di consapevolezza sui problemi ambientali a livello globale e sulle questioni per le forniture energetiche.

Nel 1971 fu fondata in Canada Greenpeace. Essa si presentò come un'organizzazione indipendente che utilizza metodi non violenti per denunciare i problemi ambientali globali e per forzare le soluzioni per un futuro verde e pacifico. Nel 1973 ci fu anche la crisi petrolifera suscitata dall'Organizzazione dei Paesi esportatori di petrolio (OPEC) che accrebbe la credibilità di questo argomento. Nel 1972 esordirono le prime conferenze internazionali emanate dalle Nazioni Unite, iniziative che hanno dato inizio a regolamentazioni e strumenti di politica che hanno avuto come obiettivo centrale la sostenibilità. Gli anni '80 vennero definiti come il decennio degli audit energetici, gli anni '90 il decennio delle valutazioni ambientali (tra cui LCA) e gli anni 2000 il decennio dei piani di sostenibilità. Data fondamentale che diede una definizione allo sviluppo sostenibile fu il 1987 quando la Commissione mondiale sull'ambiente e lo sviluppo (WCED) pubblicò il rapporto Brundtland. Il documento aveva come argomenti principi la crescita della popolazione e il degrado ambientale: salute e istruzione, conservazione di specie ed ecosistemi, sviluppo industriale sostenibile, fonti di energia ecc. Venne data per la prima volta la definizione di sviluppo sostenibile: "*Lo sviluppo sostenibile è uno sviluppo che soddisfa i bisogni del presente senza*

*compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri bisogni*", una definizione che enfatizza lo sviluppo che è sottolineata da un impegno per l'equità sociale tra e all'interno delle generazioni. Altrettanto importanti dal punto di vista ambientale sono stati il Protocollo di Montreal firmato nel 1987, volto a diminuire i gas CFC (clorofluorocarburi) responsabili dell'assottigliamento dello strato di ozono, il Rio Earth Summit nel 1992 prima conferenza mondiale dei capi di stato sull'ambiente, e il protocollo di Kyoto trattato internazionale riguardante il surriscaldamento globale, entrato in vigore nel 2005.

Importante è la differenza tra i termini "sostenibilità" e "sviluppo sostenibile": il primo è un processo positivo e continuo per tutte le attività umane, che congiunge la prosperità delle persone e dell'ecosistema facendo sì che si supportino a vicenda; il secondo è interpretato come obiettivo per situazioni specifiche. Pertanto, lo sviluppo sostenibile è una componente potenziale della sostenibilità. Gli aspetti comuni ad entrambi i termini sono il fatto che ambedue sostengono a lungo termine e in modo olistico, questioni ambientali, sociali ed economiche, di cui la protezione ambientale deve tenere il primato in quanto è alla base dell'esistenza o, più semplicemente, della sopravvivenza. [1]

La sostenibilità può essere calcolata tenendo conto dell'utilizzo di un materiale, processo, o sistema sull'ambiente, sulla società e l'economia. Essa è divisa in tre macro categorie in relazione tra loro: l'aspetto economico, l'aspetto sociale e quello ambientale (Figura 1).



Figura 1. Rappresentazione delle macro-categorie della sostenibilità [1]

- *Sostenibilità sociale*

Nella sostenibilità sociale devono essere garantiti processi di produzione sostenibili, cioè essi devono essere caratterizzati da un salario adeguato e un ambiente di lavoro pulito e sicuro per i lavoratori, equamente distribuiti per genere e classe. Un posto di lavoro che produce un prodotto o un processo senza salari e benefici appropriati per i lavoratori può portare ad un loro ricambio frequente, a una scarsa morale e alla perdita di motivazione da parte dei lavoratori stessi. Cattive condizioni di lavoro e cattive strutture salariali possono avvantaggiare l'economia della società attuale, ma possono portare a condizioni di lavoro precarie per i futuri lavoratori e quindi non sono sostenibili.

- *Sostenibilità economica*

Nella sostenibilità economica si deve assicurare che il sistema economico generi crescita continua e costante in termini di reddito e di lavoro.

- *Sostenibilità ambientale*

Nella sostenibilità ambientale si deve garantire che l'ambiente nel tempo svolga i suoi tre principali compiti: fornire risorse, ricevere rifiuti ed essere fonte diretta di utilità.

Questo tipo di connessione prende il nome di “triple bottom line”, introdotto nel 1998 da John Elkington. [2]

L'Agenzia per la protezione ambientale statunitense (Environmental Protection Agency, EPA) descrive la sostenibilità da due punti di vista: una prospettiva di politica pubblica definirebbe la sostenibilità come la soddisfazione delle basi economiche, sociali e di sicurezza, oggi e in futuro, senza compromettere le risorse di base naturali e la qualità ambientale da cui la vita dipende. Mentre dalla prospettiva imprenditoriale, l'obiettivo della sostenibilità è l'incremento del valore dei profitti degli investitori e di quello sociale nel lungo periodo, riducendo al contempo l'uso di materiali da parte dell'industria e calando gli impatti negativi sull'ambiente.[2]

## 2.2 GREEN CHEMISTRY

Il verde è il colore della clorofilla; è anche il colore del denaro. Per alcuni paesi è associato a un partito politico, per altri potrebbe essere tutto ciò che è vantaggioso per l'ambiente. La Green Chemistry non è un nuovo ramo della chimica, ma una chimica nella quale si considerano con più attenzione certi aspetti come la sostenibilità. È una chimica più pulita, più intelligente, più economica e non ha interessi politici, essa ha l'obiettivo di ridurre al

minimo la produzione di rifiuti, di promuovere l'uso di risorse rinnovabili, di riciclare e di raggiungere la massima efficienza energetica possibile; inoltre punta a limitare il rischio intrinseco sia di prodotti che processi.

La Green Chemistry affronta la questione del *"fare bene facendo del bene"* (*Mid-course Correction: Toward a Sustainable Enterprise: The Interface Model*). Noi tutti sappiamo che è più efficace prevenire il cancro che cercare di curarlo dopo la diagnosi, lo stesso concetto vale per l'inquinamento, prevenire l'inquinamento piuttosto che trattarlo in seguito, questa è una soluzione sostenibile dove non si utilizza più la tecnica del "bendaggio", e come ha affermato Paul Anastas, *"La Green Chemistry è potente perché inizia a livello molecolare e alla fine offre più prodotti e processi benigni che non danneggiano l'ambiente"*.

La Green Chemistry è distinta dalla Green Engineering, che è a sua volta distinta dalla Sostenibilità. Sebbene i termini siano spesso usati in modo intercambiabile, ognuno di questi concetti incarna idee leggermente diverse e abbraccia diversi ambiti di attività. Sono termini correlati con qualche sovrapposizione (Figura 2.), hanno punti focali unici che creano sfumature distinte nell'applicazione e nell'uso di questi concetti.

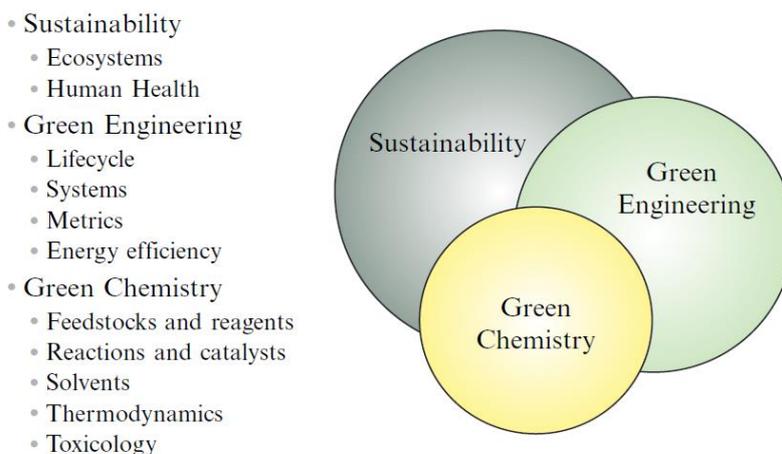


Figura 2. Sostenibilità, green engineering, and green chemistry [3]

Mentre la Green Chemistry si focalizza nel limitare al minimo il rischio intrinseco dei prodotti chimici, la Green Engineering è invece volta verso il processo. La sostenibilità infine è concentrata sul sistema, non solo sulla natura del materiale e su come viene prodotto, ma anche sul "perché" esso è prodotto. Questi tre elementi per il loro largo raggio richiedono non solo scienziati e ingegneri ma anche economisti, professionisti nella salute e nel sociale.

L'idea della Green Chemistry ha iniziato a prendere piede nel 1990 in seguito alla Pollution Prevention Act (PPA), legge che negli USA ha portato alla formazione di una politica

nazionale atto a prevenire e ridurre l'inquinamento. Prima del 1990, il governo degli Stati Uniti attuava strategie di comando e controllo che prescrivevano meccanismi per limitare l'impatto ambientale delle imprese, nel quale nel caso in cui non si rispettavano i limiti imposti veniva applicata una sanzione. Il PPA ha cambiato l'equazione economica, promuovendo un'opportunità per il produttore di cercare nuove tecnologie e prodotti chimici che sarebbero intrinsecamente benigni, rendendo così la regolamentazione meno rilevante. Questo è il valore intrinseco della Green Chemistry; la società non è obbligata a installare determinati tipi di tecnologie di trattamento, ma all'interno del paradigma della chimica verde l'azienda è in grado di raggiungere i propri obiettivi ambientali attraverso l'innovazione.

La chimica verde fu definita per la prima volta da Paul Anastas e John Warner nel loro libro rivoluzionario *Green Chemistry: Theory and Practice* pubblicato nel 1998, come "*l'utilizzo di un insieme di principi che riduce o elimina l'uso o la generazione di sostanze pericolose nella progettazione, fabbricazione e applicazione di prodotti chimici*". Essa copre tutte le discipline della chimica, dalla biochimica organica fino alla chimica fisica. Importante è la distinzione con la chimica ambientale: mentre questa si focalizza sulla comprensione dell'ambiente naturale, cioè sulle interazioni delle sostanze chimiche nell'ecosistema; la Green Chemistry enfatizza la minimizzazione dell'introduzione di specie tossiche per l'ecosistema.

Paul Anastas e John Warner oltre a dare la definizione alla Green Chemistry stilano 12 principi da seguire per attuarla, essi sono:

- *1 Prevenzione*: la prevenzione inizia evitando l'uso e la generazione di sostanze pericolose, questo oltre a portare ad una salvaguardia della salute umana e dell'ecosistema porta ad una riduzione dei costi, in quanto se non sono presenti sostanze pericolose nell'impianto non si ha la necessità di utilizzare misure di sicurezza straordinarie.
- *2 Economia atomica*: l'economia atomica si focalizza sulla quantità di reagenti che entrano a far parte del prodotto desiderato. Una resa elevata non sta ad indicare una elevata economicità atomica, ciò dipende molto dalla reazione che si sta studiando. Consideriamo per esempio una reazione di eliminazione che ha una elevata resa, questa avrà una economicità bassa se la parte che viene eliminata è elevata. L'economia atomica è un mezzo che può essere impiegato per determinare la quantità di rifiuti prodotti, fornendo così una metrica preziosa per ridurre l'uso di risorse non rinnovabili e il numero di passaggi utilizzati per la sintetizzazione.

- *3 Evitare sintesi chimiche pericolose:* dove è possibile si devono cercare di utilizzare metodi di sintesi non pericolosi, che non generino quindi sostanze o eventi tossici per la salute umana e per l'ecosistema. L'uso di sostanze pericolose è collegato al rischio di avere dei danni che può essere rappresentato come il prodotto tra l'esposizione e la probabilità di pericolo. Non potendo mai ridurre l'esposizione e la probabilità a zero ci sarà sempre una possibilità di rischio.
- *4 Progettare prodotti chimici sicuri:* si deve cercare di sintetizzare prodotti chimici che non siano tossici per la loro funzione desiderata né per altre. Per questo è necessaria un'attenta analisi della sostanza chimica per determinare quali gruppi funzionali possono dare effetti indesiderati, per poi modificarli o eliminarli.
- *5 Solventi e prodotti ausiliari sicuri:* è importante servirsi di composti ausiliari (ad es. solventi e agenti di separazione) innocui, e dove è possibile evitarne l'uso. Solventi che si stanno studiando e sembrano avere un minor impatto ambientale sono: la CO<sub>2</sub> e l'acqua supercritica e i liquidi ionici.
- *6 Progettazione per l'efficienza energetica:* dove è possibile sarebbe bene utilizzare metodi di sintesi che necessitano di blande condizioni di reazione (T ambiente e P atmosferica). Si devono sviluppare processi che portino ad un basso dispendio di energia, e dove non è possibile, adoperare tecniche che permettono il recupero e il riutilizzo dell'energia impiegata.
- *7 Uso di materie prime rinnovabili:* sarebbe opportuno usufruire di materie prime rinnovabili piuttosto di quelle non rinnovabili, se ciò è tecnicamente ed economicamente possibile.
- *8 Ridurre i prodotti derivati:* la derivatizzazione, cioè l'impiego di gruppi protettori, gruppi bloccanti e modificazioni temporanee deve essere evitata o limitata in quanto tali variazioni necessitano dell'utilizzo di reagenti aggiuntivi generando così altri rifiuti.
- *9 Catalisi:* i catalizzatori sono impiegati per accelerare e per far operare in condizioni più blande le reazioni desiderate. Ci possono essere catalizzatori omogenei o eterogenei, nella Green Chemistry sono preferiti quelli eterogenei in quanto si riescono a recuperare meglio senza l'utilizzo di elementi aggiuntivi. Inoltre bisogna utilizzare catalizzatori più selettivi possibile.

- *10 Progettazione per la degradazione:* si devono progettare prodotti in modo tale che quando giungono al fine vita si degradino in maniera innocua, senza persistere nell'ambiente.
- *11 Monitoraggio in tempo reale per la prevenzione dell'inquinamento:* si devono monitorare continuamente i processi chimici in modo tale da prevenire la formazione di sottoprodotti tossici e indesiderati per poi così intervenire per regolare i parametri ed evitare la formazione di tali sostanze. I sistemi di controllo possono essere progettati in modo da correggere automaticamente le condizioni del processo dal momento in cui si distanziano da quelle di set-point.
- *12 Chimica intrinsecamente sicura per la prevenzione di incidenti:* Le sostanze utilizzate nei processi devono avere un basso o nullo tasso di esplosività, infiammabilità e tossicità. La prevenzione dell'inquinamento si basa sulla prevenzione degli incidenti per ridurre al minimo la probabilità di fuoriuscita di sostanze chimiche nell'ambiente. È necessario prendere precauzioni quando si utilizzano in particolare solventi organici in quanto sono spesso volatili.

I 12 principi della Green Chemistry possono essere suddivisi in tre insiemi: riduzione dell'utilizzo di energia, riduzione dei rifiuti e riduzione dell'inquinamento. La riduzione in ambito energetico comprende la progettazione per l'efficienza energetica, l'uso di materie prime rinnovabili e la riduzione dei principi dei derivati. La riduzione nell'area dei rifiuti include prevenzione, recupero degli atomi e uso dei principi dei reagenti catalitici. La riduzione dell'inquinamento include sintesi chimica meno pericolosa, riduzione dei derivati, progettazione più sicura prodotti chimici, solventi e ausiliari più sicuri, progettazione per degradazione, prevenzione dell'inquinamento e chimica intrinseca più sicura. Queste tre aree sono utilizzate per definire la produzione sostenibile. [3][5]

### 2.3 GREEN ENGINEERING

EPA definisce la Green Engineering come "*la progettazione, la commercializzazione e l'uso di processi e prodotti che sono fattibili ed economici riducendo al minimo in primo luogo la generazione di inquinamento alla fonte e in secondo luogo il rischio per la salute umana e l'ambiente*". L'obiettivo dell'ingegneria "ecologica" è di ridurre l'impatto dei processi chimici sulla salute umana e sull'ambiente. L'effetto delle strategie rispettose dell'ambiente consiste nel calare i rischi agli ecosistemi, ai lavoratori, ai consumatori e alla popolazione, mentre le aziende produttrici e i fornitori tagliano i loro costi di produzione. Gli ingegneri applicano la

valutazione del rischio alla prevenzione dell'inquinamento nei loro piani di azione ed utilizzano il rischio espresso come una funzione matematica dei rischi e delle esposizioni. Le tecniche di valutazione del rischio aiutano a stimare il grado di impatto ambientale per le singole sostanze chimiche. In questo campo si applicano le tecnologie per controllare i rischi come elemento dei processi e dei prodotti di progettazione, tenendo conto della probabilità che si verifichino determinate azioni. Si nota quindi che una differenza fondamentale tra la Green Engineering e la Green Chemistry è l'assunzione del rischio come un elemento accettabile da controllare per la Green Engineering, piuttosto che tentare di adattare il rischio in base alle diverse specie chimiche.

Come detto dall'EPA: "*Applicando i concetti di valutazione del rischio a processi e prodotti, l'ingegnere può realizzare quanto segue:*

- *Valutare gli impatti sulla salute e sull'ambiente di specifici prodotti chimici su persone ed ecosistemi.*
- *Assegnare la priorità a quelle sostanze chimiche che dovrebbero essere ridotte al minimo o eliminate.*
- *Ottimizzare la progettazione del processo per evitare o ridurre gli impatti sulla salute e sull'ambiente.*
- *Valutare i flussi di alimentazione e di riciclaggio in base al rischio, piuttosto che al volume, quando si valuta l'impatto di un processo chimico.*
- *Progettare prodotti e processi più ecologici. "*

Come per la Green Chemistry anche per la Green Engineering sono stati stilati 12 principi, questi sono stati proposti da Paul Anastas e Julie Zimmerman e pubblicati su Environmental Science and Technology nel 2003[5]. I 12 principi sono:

1. caratteristiche intrinseche sicure;
2. prevenzione anziché trattamento;
3. design per la separazione;
4. massimizzare l'efficienza;
5. "tirare fuori" gli output è preferibile a "spingere" gli input;
6. conservazione della complessità;
7. durabilità invece che immortalità;
8. minimizzare gli eccessi, soddisfacendo i bisogni;

9. minimizzare la diversità dei materiali nei prodotti multicomponenti in modo da favorire la smontabilità e il riciclo delle parti;
10. integrare i flussi di materia ed energia;
11. progettazione per un “dopo vita” commerciale;
12. scegliere materiali rinnovabili.

L'ingegneria sostenibile si fonda sulla massimizzazione della produttività, della qualità, dell'efficienza, della produttività, dell'utilizzo dello spazio e della riduzione dei costi del prodotto. I prodotti sono progettati con metodi intrinsecamente non pericolosi e materiali non tossici. I rifiuti dovrebbero essere ridotti nell'immediato e non gettati via in seguito alla produzione. Le operazioni di produzione dovrebbero essere progettate per ridurre al minimo il consumo di energia e l'uso di materiali e oltre a ciò i materiali e gli input di energia dovrebbero derivare da fonti rinnovabili piuttosto che da combustibili fossili. Le opzioni di fine vita del prodotto dovrebbero essere scelte durante la progettazione del prodotto piuttosto che quando è giunto a fine vita e l'obiettivo di progettazione dovrebbe essere la durabilità e non l'immortalità e nemmeno la funzionalità universale. I prodotti multicomponenti dovrebbero essere progettati per promuovere lo smontaggio e il mantenimento del valore. Integrazione e interconnettività con i flussi di materia ed energia disponibili, dovrebbero essere progettati in prodotti, processi e sistemi.[3]

#### 2.4 DEFINIZIONE DELLA SOSTENIBILITA' PER LA PRODUZIONE

Nella Produzione di un prodotto oltre alla generazione del composto desiderato si ha la formazione di rifiuti liquidi e solidi ed emissioni gassose che possono portare ad inquinamento.

La prevenzione dell'inquinamento nelle società con attività produttive può essere raggiunta con programmi di sostenibilità locale che forniscono assistenza tecnica e incentivi finanziari per ridurre l'inquinamento all'inizio della produzione piuttosto che in seguito nelle acque reflue e nei siti di smaltimento dei rifiuti. Le sostanze inquinanti che solitamente producono le industrie chimiche sono: metalli pesanti, particolato, solfati, fosfati, oli a base di petrolio, rifiuti solidi, inchiostri a base di olio e altri contaminanti. Le tecniche di prevenzione dovrebbero stimolare l'impiego di materiali riciclati durante la produzione e il riciclaggio dei materiali di scarto. Perciò per una produzione sostenibile si dovrebbero utilizzare processi con basse emissioni di gas serra, basse quantità di rifiuti solidi e riduzione dell'inquinamento. La riduzione dei gas serra si può attuare con la diminuzione dei consumi energetici, ciò porta

anche ad una riduzione dei costi. La riduzione dei rifiuti solidi può essere conseguita applicando tecniche che producano meno rifiuti, e nel momento in cui sono prodotti cercare di separarli in base alla loro natura in modo tale da ridurre gli scarti che vanno in discarica e aumentare quelli inviati al riciclaggio, al compostaggio e al riuso. Una metodologia utilizzata a livello mondiale nel campo della sostenibilità è l’LCA in quanto ha un approccio completo. [3]

## 2.5 GREEN METRICS

Oltre all’LCA altre tecniche impiegate per la valutazione della sostenibilità ambientale dei processi chimici vanno sotto il nome di “Green metrics”: [4]

- *E-factor*

È stato introdotto da Roger Sheldon negli anni 90. Esso è dato dal rapporto in massa tra la quantità di rifiuti e di prodotti di un processo. Minore è questo valore meglio è poiché significa che si ha più prodotto desiderato rispetto che rifiuti.

$$E\ factor = \frac{\text{rifiuti totali (Kg)}}{\text{prodotto (Kg)}} \quad (1)$$

Nei rifiuti totali si tiene conto sia dei co-prodotti che dei sottoprodotti, include solventi e catalizzatori, ma non considera il reagente convertito.

- *Atom economy (AE)*

Ideata da Barry Trost, l’AE è il calcolo di quanti reagenti sono rimasti del prodotto desiderato. Per una reazione generica a più stadi è indicato:



$$Atom\ Economy\ (\%) = \frac{M.W._G}{M.W._A + M.W._B + M.W._D + M.W._F} * 100 \quad (2)$$

Viene considerata una resa del 100% ed è considerata la stechiometria. Non include sottoprodotti e co-prodotti di altre reazioni e nemmeno i solventi. Nel momento in cui si ha un recupero (es. catalizzatore) questo non viene considerato nella formula.

- *Reaction mass efficiency (RME)*

Inventata da GlaxoSmithKline (GSK) l'efficienza atomica tiene conto dell'economia atomica, della resa e della stechiometria. La formula per una reazione generica  $A + B \rightarrow C$ , viene rappresentata come segue:

$$\text{Reaction Mass Efficiency (\%)} = \frac{\text{massa del prodotto C}}{\text{massa di A+massa di B}} * 100 \quad (3)$$

In questo caso non vengono presi in considerazioni i rifiuti della reazione.

- *Mass Intensity (MI)*

Indicata anche come  $S^{-1}$ , è il rapporto tra la massa totale coinvolta (reagenti, prodotti e catalizzatori, solventi ecc.) e la massa del prodotto desiderato.

$$MI = \frac{\text{Kg totale reazione}}{\text{Kg prodotto}} \quad (4)$$

La MI può essere collegata con l'E-factor tramite la seguente formula:

$$E \text{ factor} = MI - 1 \quad (5)$$

Non tiene conto dei sottoprodotti e dei co-prodotti.

### **3 LA METODOLOGIA LCA**

#### **3.1 STORIA DELLA LCA**

Dall'inizio del XVIII secolo, la società industriale è cresciuta e ha stimolato un aumento della produzione di beni e servizi. Questo ha incoraggiato la nascita della politica ambientale, e quindi lo sviluppo di metodologie di valutazione ambientale al fine di ridurre l'impronta ambientale della produzione. La consapevolezza delle questioni ambientali ha guidato l'industria manifatturiera a diventare proattiva nella progettazione di nuovi prodotti, nel migliorare quelli che esistono già e sviluppare una produzione con processi più puliti. Accanto a questo fenomeno, sono apparsi i concetti di "Life Cycle Thinking", "Industrial Ecology" (IE) e "Design for Environment" (DfE). Il Life Cycle Thinking, è l'analisi del prodotto o processo produttivo durante tutto il suo percorso di vita: dall'estrazione delle materie prime alla loro lavorazione, includendo anche l'impatto derivante dal trasporto e dal consumo di risorse di servizio (es. acqua e corrente elettrica, ecc.), arrivando fino all'uso ed al fine vita, quando il bene diviene rifiuto. IE è definito come una "visione basata su sistemi di come, dove e perché miglioramenti ambientali possono essere fatti per sviluppare una industria sostenibile ", che significa "soddisfare i bisogni di generazioni attuali, senza sacrificare i bisogni di quelle future". Seager e Theis (2002) definirono IE come "un campo di studio che riguardava le interrelazioni tra i sistemi industriali umani e i loro ambienti". DfE è un approccio preventivo, che prevede l'incorporazione dei problemi ambientali nel design e nell'ottimizzazione di prodotti, processi e sistemi di gestione nelle prime fasi del concepimento, al fine di ridurre al minimo gli impatti ambientali. Le prime industrie a essere sottoposte a controllo sono state quelle con processi chimici e il settore dell'industria pesante, tuttavia questo ha avuto la tendenza ad evolversi per coprire altri settori e diverse dimensioni dell'industria. La risposta dell'industria all'introduzione della pressione ambientale fu progressiva: iniziò con un "periodo di reazione" (anni '70), attraversò un "periodo conforme" nel quale si considerano i problemi ambientali ma alla fine del processo (anni '70 -'80) fino a raggiungere un " periodo proattivo " (Anni '90) con una vera risposta industriale ai problemi ambientali (Figura 3.). [6]

	Pre 1970s	1970s-80s	1990s	2000s
<b>General Approach</b>	<b>Reactive</b>	<b>Compliant</b>	<b>Proactive</b>	<b>Progressive</b>
<b>Environmental Awareness</b>	Very limited	Limited to particular manager or department	Heightened environmental awareness in all sectors and levels of organization	Environmental concerns are well-established in all sectors and levels of organization
<b>Legislative Controls</b>	Few regulations	Controls on emissions and waste	Integrated pollution control Product take-back legislation	More and more environmental policy Integrated product policy
<b>Management Controls</b>	Remediation	Inspection	Environmental standards and audits	Development of large concepts (Design for Environment, Eco-efficient manufacturing, Industrial ecology)
<b>Pollution &amp; Waste</b>	Waste not an issue	End of pipe controls	Process innovation Life Cycle approach (LCA)	Generalization of LCA, development of integrated tools for environmental design and evaluation of industrial processes

Figura 3. Risposta industriale ai problemi ambientali [6].

Il periodo più recente è il "Periodo integrato e progressivo", ovvero il periodo nel quale le preoccupazioni ambientali sono ben chiare in tutti i settori e si inizia ad attuare una politica ambientale [6]. Prima degli studi LCA, negli anni 60, altre metodologie furono studiate sempre per l'analisi del profilo ambientale (REPAs, Resources and Environmental Profile Analysis). Uno dei primi studi simili di un LCA ad essere pubblicato, è di H. Smith, Conferenza Mondiale sull'Energia (1968): "Calcolo della richiesta cumulativa di energia per la produzione di intermedi e prodotti chimici". In seguito fu commissionata una ricerca da Coca – Cola Company nel 1969 che quantificava i requisiti in termini di risorse, di carichi di emissioni e di flussi dei rifiuti di diversi contenitori per bevande; ciò pose le basi per i metodi attuali di LCA negli USA. Il periodo 1970-1990 rappresenta i decenni di studio dell'LCA con approcci, terminologie e risultati ampiamente divergenti. Vi era mancanza di una chiara discussione scientifica internazionale e di piattaforme di scambio per LCA. I risultati ottenuti differivano notevolmente, anche quando gli oggetti dello studio erano gli stessi, il che impediva all'LCA di diventare uno strumento analitico più comunemente accettato e applicato.

Negli anni '90 la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) iniziò a svolgere un ruolo guida e di coordinamento nell'unire professionisti e scienziati per collaborare sul continuo miglioramento e armonizzazione della struttura, della terminologia e della metodologia dell'LCA pubblicando nel 1992 "Guidelines for Life Cycle Assessment: A

Code of Practice”. Il termine LCA fu coniato durante il congresso SETAC a Smuggler Notch (Vermont, U.S.A.) nel 1990, racchiudendo in sé tutti i precedenti approcci a tale tipo di valutazione (es. REPA - Resource and Environmental Analysis, EA - Energy Analysis, ecc.), definendo la metodologia LCA come:

*“La Valutazione del Ciclo di Vita è il processo per identificare i carichi ambientali associati ad un prodotto, processo o attività, identificando e quantificando energia e materiali utilizzati ed emissioni rilasciate nell’ambiente, al fine di valutarne l’impatto e di identificare le opportunità di miglioramento. La valutazione comprende l’intero ciclo di vita del prodotto, processo o attività, passando dall’estrazione e trasformazione delle materie prime, fabbricazione del prodotto, trasporto e distribuzione, utilizzo, riuso, stoccaggio, riciclaggio, fino alla dismissione”.*[7]

Accanto a SETAC, l’ISO (International Standardization Organization) è stata coinvolta nell’LCA dal 1994. Mentre i gruppi di lavoro SETAC si concentravano sullo sviluppo e sull’armonizzazione dei metodi, ISO stilò delle norme di riferimento per la metodologia, pubblicate poi nel 1996. Tali norme fanno parte della serie 14040 e sono:

- ISO 14040: principi e struttura;
- ISO14041: definizione dell’obiettivo, del campo di applicazione ed analisi di inventario;
- ISO 14042: valutazione dell’impatto del ciclo di vita;
- ISO 14043: interpretazione.

Un aggiornamento del 2006 di queste norme ISO ha infine raccolto le ISO esistenti in due sole norme: la ISO 14040:2006 (Principi e Struttura) e la ISO 14044:2006 (Requisiti e Linee guida). Esse costituiscono, ad oggi, il riferimento ufficiale e riconosciuto a livello internazionale per l’esecuzione di un’analisi LCA. Nel 2012 le norme ISO sono state aggiornate con l’emanazione delle 14047 e 14049 (pubblicate nel 2001), report tecnici con esempi applicativi della LCA.

Il primo decennio del 21° secolo ha mostrato una continua crescita dell’attenzione all’LCA. Nel 2002, il programma ambientale delle Nazioni Unite (UNEP) e SETAC lanciò un Partnership internazionale per l’analisi del ciclo di vita, nota come “Life Cycle Initiative”. L’obiettivo principale del Life Cycle Initiative fu quello di spiegare come mettere in pratica l’LCA e migliorare il supporto con strumenti attraverso dati e indicatori migliori. Anche “Life Cycle Thinking” ha continuato a crescere di importanza nella politica europea, come

evidenziato attraverso, ad esempio, la comunicazione della Commissione europea alle Comunità europee (CEC) sulla politica integrata dei prodotti (IPP). In seguito a ciò, anche il concetto del ciclo di vita è stato incorporato, per esempio, nelle tematiche strategiche per l'uso sostenibile delle risorse, per la prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti.[7]

### 3.2 NORME ISO [9-10]

Come detto in precedenza, le norme che regolano una LCA fanno parte della serie 14000, in particolare alla serie 14040, più orientata sui prodotti.

Le norme di riferimento per l'LCA sono:

- ISO EN 14040:2006, di carattere più generale, riporta i principi di una LCA e ne descrive la struttura;
- ISO EN 14044:2006, di stampo più pratico, è il riferimento per l'attuazione di una LCA.

La norma 14040 descrive le quattro fasi in cui è suddiviso uno studio LCA:

1. definizione dell'obiettivo e campo di applicazione;
2. analisi dell'inventario;
3. valutazione dell'impatto;
4. interpretazione dei risultati.

### 3.3 APPLICAZIONI LCA

Alla fine del XX secolo, l'adozione da parte dell'industria dell'approccio LCA è stato relativamente lento, ma la metodologia stava progressivamente guadagnando consensi. Alcuni settori come la plastica, i detersivi, i prodotti per la cura personale e le automobili sono stati identificati come i pionieri dell'LCA. Sono stati seguiti attentamente dall'agricoltura, dall'estrazione mineraria e petrolifera, dall'edilizia, dalle industrie manifatturiere e vendita al dettaglio, e più recentemente dalle industrie infrastrutturali (elettricità, gas e fornitura d'acqua, trasporto, stoccaggio e comunicazione). Anche questa metodologia è stata considerata come uno dei migliori strumenti per lo sviluppo integrato ed efficienti politiche ambientali. Ci sono molte aree in cui può essere applicato l'LCA: nelle analisi di settore su macro-scala così come nelle micro-aree, nel settore pubblico come così come nelle singole organizzazioni, in ecodesign e in ingegneria del prodotto. Attualmente, nel settore industriale,

l'approccio è largamente applicato ai biocarburanti, all'energia, al trattamento dei rifiuti e delle acque. L'LCA potrebbe anche essere utilizzato in EMS (Environmental Management System), come mezzo per l'identificazione degli aspetti ambientali più rilevanti di prodotti e servizi in un'organizzazione impegnata nel processo di standardizzazione ISO 14001. L'LCA può essere impiegato con diversi obiettivi e in diverse fasi del ciclo di vita del prodotto. La metodologia era tradizionalmente utilizzata per comprendere tre tipi di problemi: valutazione dei singoli prodotti per conoscere i loro impatti ambientali, confronto di percorsi di processo nella produzione di prodotti o processi sostituibili e confronto di modi alternativi per fornire una determinata funzione. Più recentemente, l'LCA viene principalmente utilizzato per confrontare diversi prodotti, processi e attività che offrono funzioni simili, ma questa metodologia può anche essere usata come strumento autonomo per identificare gli hotspot in un ciclo di vita. Un nuovo approccio per l'LCA è concentrarsi sulla concezione del prodotto per costruire processi eco-compatibili. Questo approccio può portare ad analisi dettagliate dei processi e allo sviluppo della metodologia LCA specifica per processo. [6]

### 3.4 LCA NEL CAMPO INDUSTRIALE

Una LCA applicata a un sistema industriale porta ad uno studio di efficienza del sistema verso il risparmio delle risorse e verso la salvaguardia della salute, dell'ambiente e dell'uomo. Elemento importante da considerare è la definizione di "sistema industriale", che la norma ISO qualifica come "sistema di prodotti". La differenza tra questi due modi di intendere il sistema che si sta studiando, risiede principalmente nella diversa visione tra coloro che intendono la LCA come analisi di processo e coloro che la qualificano come analisi di prodotto. Per chiarire meglio questa differenza, è bene ricordare che con sistema industriale si intende un insieme di procedure, la cui funzione principale è la produzione di beni utili; esso è separato dal sistema ambiente da confini fisici ben definiti ed è a esso collegato grazie allo scambio di input e di output. In quest'ottica, l'ambiente non è quindi quello naturale definito dall'ecologia, ma è tutto ciò che sta all'esterno del sistema industriale considerato. Secondo questa impostazione risulta chiaro come gli input del sistema siano parametri che intervengono nel dibattito sui problemi di risparmio delle risorse, mentre gli output riguardano i problemi di inquinamento. Già da questa prima descrizione si intuisce come il concetto di funzione del sistema industriale e dei confini dello stesso esprimano due tra le operazioni fondamentali per un appropriato studio LCA. È allora evidente affermare che, più che descrivere il prodotto, una LCA delinea il sistema che lo produce o, in altre parole, la funzione del sistema stesso. Questa descrizione è importante per evitare l'errore di identificare

l'analisi di ciclo di vita dei processi con l'analisi di ciclo di vita dei prodotti. Le norme ISO parlano allora di "product system" per designare "l'insieme elementare di unità di processo connesse tra loro per quanto riguarda materia e energia, che perseguono una o più funzioni definite". È pressoché evidente che questa metodologia risulti particolarmente adatta anche per analizzare in termini diversi l'interazione tra azienda, consumatore e ambiente, dal momento che tratta la sfera della produzione, quella della distribuzione e quella dell'utilizzatore. Si può dire che questa metodologia è uno strumento strategico e innovativo in quanto è utilizzato come metro di confronto tra diverse produzioni e migliora l'immagine dei processi produttivi definendoli a minor impatto ambientale. Vista anche come tecnica di management energetico-ambientale, sia a livello di gestione dell'attività industriale sia a livello amministrativo, la LCA si propone infine validamente come nuovo sostegno per le tecniche ormai già consolidate, quali la valutazione di impatto ambientale e l'analisi di rischio. [7]

### 3.5 STRUTTURA LCA

Come detto precedentemente la valutazione del ciclo di vita è una struttura metodologica per quantificare e analizzare gli impatti ambientali attribuibili al ciclo di vita di prodotti, servizi e processi. Oggi, questo è uno strumento ben integrato nella gestione dell'ambiente, normalizzato dalla ISO 14040-14044 (ISO 2006) e dal sistema di gestione ambientale (EMS). La definizione proposta originariamente dalla SETAC è stata ripresa dalle norme ISO per agevolarne la comprensione.

La metodologia è solitamente descritta sotto quattro diversi passaggi (Figura 4):

- Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (goal and scope definition): in questa sezione si disegnano i confini del sistema studiato per garantire che parti rilevanti non siano tralasciate.
- Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory, LCI): si basa su equilibri di massa ed energia, qui si compilano e quantificano gli input (materie prime ed energia) e output (rifiuti e altre emissioni) relative al sistema per tutta la durata del ciclo.
- Valutazione dell'impatto (Life Cycle Impact Assessment, LCIA): questo passaggio consiste nell'aggregazione e identificazione dei danni ambientali quantificati nell'analisi dell'inventario, nelle categorie di impatto come i cambiamenti climatici, creazione di ozono troposferico (smog), eutrofizzazione, deplezione dell'ozono stratosferico, acidificazione ecc. Passare dall'inventario alla valutazione dell'impatto è una delle fasi più complicate di uno studio LCA ed è uno dei principali limiti relativi

alla metodologia LCA, motivo per cui diverse metodologie sono state sviluppate per il LCIA nell'ultimo decennio: EDIP97, Ecoindicator 99, CML 2001, IMPACT 2002+, ecc. [6]

- Interpretazione e miglioramento (Life Cycle Interpretation): è la parte conclusiva e ha il proposito di fornire i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale dei processi e delle attività considerate, valutandoli in maniera iterativa con la stessa metodologia LCA in modo da non attuare azioni tali da peggiorare l'attuale stato. [7]

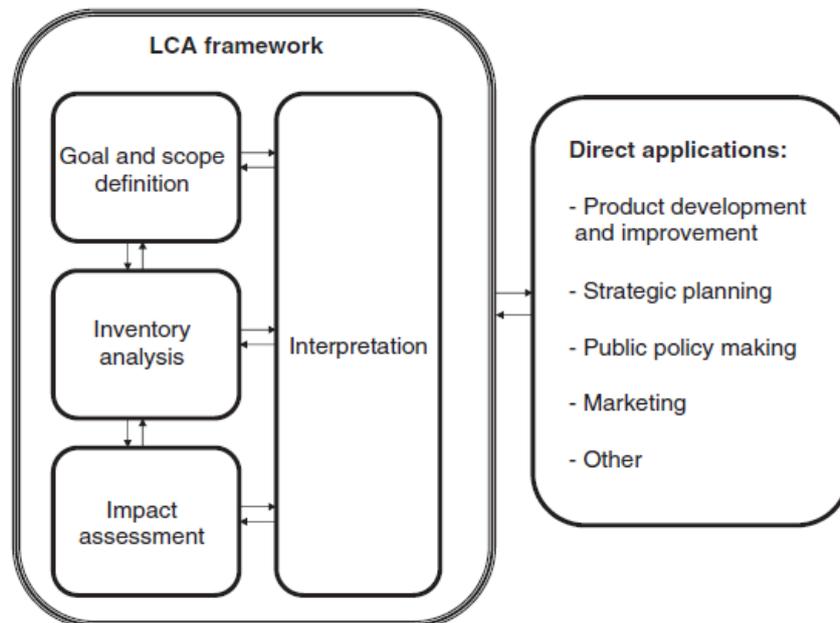


Figura 4. Struttura semplificata LCA [8]

### 3.5.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

In questa fase si definiscono i seguenti termini:

- 3.5.1.1 L'obiettivo: " *Gli obiettivi e gli scopi dello studio di una LCA devono essere definiti con chiarezza ed essere coerenti con l'applicazione prevista. L'obiettivo di una LCA deve stabilire senza ambiguità quali siano l'applicazione prevista, le motivazioni che inducono a realizzare lo studio e il tipo di pubblico a cui è destinato, cioè a quali persone si intendono comunicare i risultati dello studio*". (ISO 14040)

In generale i campi di applicazione di LCA possono essere i seguenti: ricerca & sviluppo, green marketing (etichettatura ecologica, comunicazione ambientale ecc.), supporto nei sistemi di gestione ambientale ed ecodesign. [7]

Alcuni esempi di obiettivi di un LCA possono essere:

- confrontare due o più prodotti diversi che svolgono la stessa funzione con il fine di utilizzare le informazioni nella vendita dei prodotti o nella regolazione dell'uso;
  - individuare l'opportunità di miglioramento nell'ulteriore sviluppo di prodotti esistenti o nell'innovazione e nella progettazione di nuovi prodotti;
  - identificare aree, passaggi ecc. nel ciclo di vita di un prodotto in cui i criteri possono essere impostati come parte dei criteri di etichettatura ecologica da utilizzare, ad es. la scheda ecologica.
- 3.5.1.2 Campo di applicazione: al fine di garantire una corretta applicazione della metodologia ed un'ideale interpretazione dei risultati è necessario innanzitutto definire i confini del sistema entro cui effettuare l'analisi: cosa è incluso nel sistema e cosa invece non fa parte dello studio. Nel definire meglio il campo di applicazione devono essere considerati e chiaramente descritti i seguenti elementi:
    - L'unità funzionale: *“L'unità funzionale costituisce una misura della prestazione del flusso in uscita funzionale del sistema prodotto. Lo scopo principale dell'unità funzionale è di fornire un riferimento a cui legare i flussi in entrata e in uscita. Questo riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati di una LCA. Tale comparabilità è particolarmente critica quando si valutano sistemi differenti, perché ci si deve assicurare che i confronti siano fatti su una base analoga. Un sistema può avere un gran numero di funzioni possibili e la funzione scelta per lo studio dipende dall'obiettivo e dal campo di applicazione. La corrispondente unità funzionale deve essere definita e misurabile.”* (ISO 140140)
    - Confini del sistema: I confini del sistema definiscono i processi /e/o le operazioni che sono parte dello studio (ad esempio processi di gestione dei rifiuti, produzione, trasporto e produzione), nonché gli input e gli output da tenere in considerazione. La scelta dei confini del sistema è un passaggio alquanto soggettivo e viene fatto dopo una scrupolosa descrizione del sistema e del diagramma di flusso, fatti per organizzare la raccolta dei dati e delle informazioni, tracciando così il campo di azione. I confini considerati sono: confini geografici, confini ciclo di vita (vale a dire limitazioni nel ciclo di vita), e i confini tra la tecnosfera e biosfera.

- Allocazione: è l'attribuzione pesata dei carichi ambientali ed energetici nel caso in cui ci siano più prodotti nello stesso processo. L'allocazione può essere fatta in base: al valore economico, al peso/volume del prodotto, al contenuto energetico e nel caso di reazioni chimiche in base alla stechiometria o energia coinvolta.
- 3.5.1.3 Qualità dei dati: La qualità dei dati si riflette nella qualità del risultato finale dell'LCA. È importante che la qualità dei dati sia descritta e valutata in modo sistematico, per consentire a chiunque se ne occupi di comprendere e riprodurre l'analisi compiuta (Figura 5). Si devono considerare i seguenti requisiti: la copertura temporale, la copertura geografica (es. locale, nazionale, globale ecc.), la copertura tecnologica che riflette la natura della tecnologia usata nell'unità di processo (si può usare un mix tecnologico, media pesata delle varie tecnologie in uso), la precisione, la completezza, la consistenza, la riproducibilità, le fonti da cui vengono presi i dati e l'incertezza ovvero quali assunzioni sono state effettuate. Le fonti dei dati possono essere divise in quattro macro categorie: database elettronici, dati di lettura (es. pubblicazioni scientifiche), dati non pubblicati (es. forniti da aziende) e misurazioni e/o calcoli.



Figura 5. Processo iterativo per la valutazione dell'affidabilità dei dati [7]

- 3.5.1.4 Tipo di revisione critica: Lo scopo del processo di revisione critica è quello di garantire la qualità della valutazione del ciclo di vita. La recensione può essere interna, esterna o coinvolgere le parti interessate. Il processo di revisione critica deve assicurare che: i metodi utilizzati per eseguire la LCA sono coerenti con le norme ISO, i metodi utilizzati sono scientificamente e tecnicamente validi, i dati usati sono appropriati e ragionevoli in relazione all'obiettivo dello studio, le interpretazioni sono rispettose dei limiti e dell'obiettivo dello studio e lo studio è trasparente e coerente. [11]

### 3.5.2 Analisi di inventario

La seconda fase della metodologia LCA è quella relativa alla quantificazione degli input e output del sistema, durante la quale si procede alla costruzione di un modello analogico della realtà in grado di rappresentare nella maniera più fedele tutti gli scambi tra le singole operazioni appartenenti al sistema (Figura 6). Questi input e output possono includere l'uso di risorse e i rilasci in aria, acqua e terra associati al sistema (Figura 7). È il momento più dispendioso, in termini di tempo ed energie dell'intero studio poiché comprende: la raccolta dati, il perfezionamento dei confini del sistema, i calcoli, la convalida dei dati e l'allocatione. Si basa su sistemi di analisi (lineari) semplificati, in base alla quale i loop (massa ed energia) possono essere risolti solo approssimativamente mediante iterazione. Le procedure di calcolo più frequentemente utilizzate finora si basano sull'analisi di fogli elettronici in software del tipo 'Microsoft Excel'.



Figura 6. Fase di inventario vista attraverso lo schema proposto da ISO 140140 [7]

LCI nella sua parte scientifica si basa sulle seguenti leggi:

- conservazione della massa;
- conservazione dell'energia (I principio della termodinamica);
- aumento di entropia (II principio della termodinamica);
- principi di stechiometria;

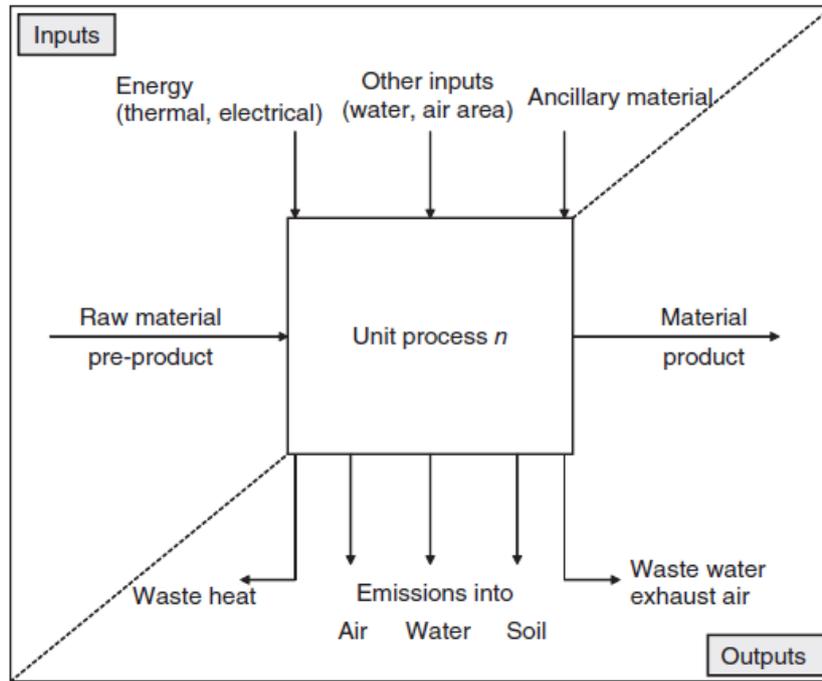


Figura 7. Illustrazione schematica dell'unità di processo [11]

Alcune considerazioni di calcolo significative sono delineate di seguito:

- le procedure di allocazione sono necessarie quando si tratta con sistemi che coinvolgono più prodotti (ad esempio più prodotti da raffinazione del petrolio). I materiali e flussi di energia con i relativi rilasci ambientali associati devono essere assegnati ai diversi prodotti secondo le chiare procedure dichiarate, che devono essere documentate e giustificate;
- il calcolo dei flussi di energia deve prendere in considerazione i diversi combustibili e fonti di energia elettrica utilizzate, l'efficienza di conversione e distribuzione del flusso di energia così come gli input e gli output associati con la generazione e l'uso di quel flusso di energia.

Quando un bene è sopraggiunto al fine vita, dopo la raccolta si prospettano tre strade: lo smaltimento in discarica, il recupero di materiale e il recupero di energia. Negli ultimi due casi si hanno benefici poiché si ha recupero di materia ed energia, in questo caso è solito impiegare la metodologia conosciuta come quella degli "impatti evitati". In pratica, con un sistema che consente un recupero, tramite questo metodo si eliminano dagli impatti ambientali prodotti quelli associati alla produzione dei flussi recuperati secondo le prestazioni ambientali delle filiere tipicamente utilizzate. [11]

### 3.5.3 Valutazione dell'impatto

In questa fase viene valutato l'impatto ambientale degli input e degli output individuati durante la fase di inventario. Termine fondamentale da chiarire è "impatto ambientale" che è un qualsiasi cambiamento causato a qualunque comparto ambientale, causato da qualsiasi elemento che può interagire con l'ambiente. Un impatto è collegato ad uno o più effetti ambientali: ad esempio, la CO<sub>2</sub> emessa durante la combustione di un certo quantitativo di carbone provoca un impatto che contribuisce all'"effetto serra". Poiché non è possibile mettere in relazione inconfondibilmente uno specifico impatto ai suoi effetti ambientali, ci si deve limitare ad affermare che "l'impatto è ciò che prelude l'effetto", senza pretendere di poter quantificare rigorosamente il secondo sulla base del primo. [7] Gli effetti ambientali si suddividono, in base alla scala di azione, in effetti globali, regionali o locali. Inoltre le sostanze nocive emesse durante la fase di trasmissione possono subire trasformazioni chimiche, fisiche o biologiche dando origine ad altri composti che vengono definiti inquinanti di neoformazione o secondari, questo è un ulteriore ostacolo alla determinazione univoca degli effetti ambientali. Ad ogni flusso in base all'impatto che genera è attribuita uno o più categorie di impatto Per misurare il contributo della categoria di impatto si usano degli indici che sono chiamati indicatori, per esempio una categoria di impatto sono i cambiamenti climatici, questa categoria esprime la quantità di forzante radiativo aggiunto nel tempo, ciò è l'indicatore della categoria cambiamenti climatici. Definiti quindi la categoria e il relativo indicatore si ha la necessità di dare ai flussi che contribuiscono a quella categoria una stessa unità di misura, perciò per ogni flusso è stimato un fattore di caratterizzazione che determina l'intensità dell'effetto sull'impatto ambientale. Per la valutazione dell'impatto, in questa tesi, si fa riferimento al metodo ReCiPe 2016, così come indicato nella ISO 14044.

La valutazione dell'impatto è la terza fase della metodologia LCA ed è composta dai seguenti elementi:

#### • 3.5.3.1 Definizione della categoria

La valutazione dell'impatto sul ciclo di vita comporta come primo elemento la definizione delle categorie di impatto da considerare (ISO, 1997c). Questo è un seguito delle decisioni prese nella fase della definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione. In base al tipo di informazioni raccolte nell'LCI, i limiti definiti nell'obiettivo possono essere ridefiniti.

Le maggiori incertezze risiedono nei fattori di caratterizzazione dei diversi reflui immessi nell'ambiente: impiegando fattori riconosciuti a livello internazionale, si limita sensibilmente la componente soggettiva.

Si deve tener conto dei seguenti fattori quando si scelgono le categorie di impatto:

- completezza: tutti i problemi ambientali di valore devono essere compresi nella lista;
- praticità: l'elenco non deve contenere troppe categorie;
- indipendenza: il doppio conteggio deve essere evitato selezionando categorie di impatto reciprocamente indipendenti;
- relazione con la fase di caratterizzazione: le categorie di impatto scelte dovrebbero essere correlate ai metodi di caratterizzazione disponibili.

#### • 3.5.3.2 Classificazione

La classificazione è uno step qualitativo in cui devono essere organizzati dei dati di inventario. Una volta che sono state definite le categorie di impatto che si vogliono considerare, i risultati dell'analisi di inventario devono essere assegnati alle rispettive categorie. Per attuare ciò si può usare la strategia *problem oriented*, nella quale i metodi di valutazione dell'impatto sono divisi in:

- *midpoint oriented*: i dati vengono convertiti con categorie di impatto intermedio (es: cambiamento climatico o consumo di combustibili fossili);
- *endpoint oriented*: i dati vengono convertiti con categorie di impatto finali (danni all'ecosistema, alla salute umana e al consumo di risorse).

#### • 3.5.3.3 Caratterizzazione

Dopo aver completato la classificazione dei diversi impatti causati dal processo, i metodi di caratterizzazione permettono di determinare in modo omogeneo e quantitativo il contributo delle singole emissioni. I fattori di caratterizzazione sono presenti sia a livello di midpoint che endpoint. A livello di midpoint i fattori di caratterizzazione servono per dare ad ogni emissione che genera un determinato impatto (categoria di impatto) una stessa unità di misura. Per la categoria di impatto Climate Change, per esempio, ogni emissione ha un suo fattore di caratterizzazione chiamato GWP (Global Warming Potential), la quantità dell'emissione moltiplicata per il GWP dell'emissione genererà un valore in Kg di CO<sub>2</sub> equivalenti, così facendo i valori ottenuti da tutte le emissioni possono essere sommate. Quando si ha il passaggio dalle categorie midpoint alle categorie endpoint si ha la necessità di impiegare un altro fattore di caratterizzazione che permetta il passaggio delle 18 categorie di impatto midpoint alle 23 categorie di impatto endpoint. Questo passaggio serve per determinare il danno che provocano le categorie di impatto, infatti i danni che possono essere provocati possono essere alla salute umana, all'ecosistema e al consumo di risorse. Per tale motivo le categorie di impatto dopo questo passaggio aumentano di numero, alcune categorie

di impatto porteranno un danno a tutte e tre le classi citate prima come per esempio il Climate Change, da questa categoria difatti verranno generate tre categorie di impatto endpoint che sono Global Warming Human health, Global Warming Terrestrial ecosystems e Global Warming Freshwater ecosystem. Le 23 categorie quindi generate avranno come unità di misura il DALY per quelle che generano un danno alla salute umana, species.yr per quelle che creano un danno all'ecosistema ed infine il \$/kg per quelle che generano un danno al consumo di risorsa.

La caratterizzazione quindi deve assegnare il contributo relativo di ciascun input e output alle categorie di impatto selezionate. In definitiva, l'impatto risulta rappresentato da valori numerici ottenuti elaborando i risultati della LCI con operazioni di raggruppamento e classificazione. Per alcune delle categorie di impatto ambientale esiste un consenso sui fattori di equivalenza da utilizzare nella stima dell'impatto totale (ad esempio potenziali di riscaldamento globale, potenziali di esaurimento dell'ozono, ecc.) mentre i fattori di equivalenza per altri impatti ambientali non sono disponibili a livello di consenso (ad esempio risorse biotiche, uso del suolo ecc.).

#### •3.5.3.4 Normalizzazione e pesatura

In seguito al passaggio dalle categorie di impatto midpoint alle categorie di impatto endpoint si ritorna ad avere la problematica che avendo le 23 categorie di impatto endpoint unità di misura differenti il confronto di queste categorie non è immediatamente possibile. Pertanto, la valutazione d'impatto del ciclo di vita comprende come quarto elemento una normalizzazione e pesatura delle categorie d'impatto. Grazie a questo passaggio i profili ambientali risultano sintetici e adatti per operazioni di confronto tra diversi sistemi produttivi/oggetti. Sono stati proposti diversi metodi di normalizzazione, ognuno dei quali fa riferimento a speciali parametri che rendono possibile l'aggregazione dei risultati delle diverse categorie di impatto. Nella pratica quest'operazione viene effettuata dividendo il valore numerico della categoria di impatto endpoint per un "fattore di normalizzazione" ottenendo così un valore numerico senza unità di misura, tale fattore va valutato di volta in volta, spesso per esempio si calcolano gli indicatori per un'area in un anno e poi si divide tale contributo per gli abitanti dell'area stessa. Il fatto che i parametri di normalizzazione siano legati a considerazioni talora artificiose e in molti casi discutibili, benché utili, fa sì che questa operazione ancora non sia prevista dalle norme ufficiali.

La pesatura mira a classificare, ponderare o, se possibile, aggregare i risultati di diverse categorie di valutazione dell'impatto del ciclo di vita al fine di raggiungere l'importanza relativa di questi diversi risultati. A questo livello della LCA entrano in gioco importanti

considerazioni di tipo sociale, politico ed economico, e solitamente viene effettuata sulla base di:

- Distanza dall'obiettivo: il fattore di ponderazione è calcolato sulla base della legislazione nazionale ed internazionale in materia di qualità ambientale;
- Monetizzazione: il metro di giudizio è la spesa necessaria per rimediare, o evitare, i danni ambientali;
- Valutazione degli esperti: l'importanza di ogni categoria è valutata dall'esperienza di un team di esperti, che provvederà poi anche a calcolare i coefficienti di pesatura.

### 3.5.4 Metodo ReCiPe

Come detto precedentemente nel caso studio verrà utilizzato il metodo di analisi ReCiPe (2016). Il ReCiPe 2016 è uno dei metodi più usati nella valutazione degli impatti nella fase LCIA e fornisce risultati sia a livello *midpoint*, sia a livello *endpoint*, utilizzando fattori di caratterizzazione per scala nazionale, europea e mondiale. [14] A grandi linee il modello ReCiPe può essere descritto come segue:

**1** definizione degli effetti ambientali, cioè i vari tipi di emissioni gassose, liquide, solide e altri tipi di inquinanti che provocano una alterazione dell'ecosistema;

**2** raggruppamento degli effetti ambientali in 18 categorie di impatto midpoint, moltiplicando ciascun effetto alterante per il fattore di caratterizzazione della categoria di impatto nel quale viene assegnato (Tabella 1), un flusso può essere associato a più categorie midpoint;

Tabella 1. Panoramica delle categorie midpoint, relativi indicatori di impatto e fattori di caratterizzazione. [13]

<b>Impact category</b>	<b>Indicator</b>	<b>Unit</b>	<b>CF<sub>m</sub></b>	<b>Abbr.</b>	<b>Unit</b>
<b>Climate change</b>	Infra-red radiative forcing increase	W×yr/m <sup>2</sup>	global warming potential	GWP	kg CO <sub>2</sub> to air
<b>ozone depletion</b>	stratospheric ozone decrease	ppt×yr	ozone depletion potential	ODP	kg CFC-11 to air
<b>ionizing radiation</b>	absorbed dose increase	man×Sv	ionizing radiation potential	IRP	kBq Co-60 to air
<b>fine particulate matter formation</b>	PM <sub>2.5</sub> population intake increase	Kg	particulate matter formation potential	PMFP	kg PM <sub>2.5</sub> to air
<b>Photochemical oxidant formation: ecosystem quality</b>	tropospheric ozone increase (AOT40)	ppb.yr	Photochemical oxidant formation potential: ecosystems	EOFP	kg NO <sub>x</sub> to air
<b>Photochemical oxidant formation:</b>	tropospheric ozone population intake	Kg	Photochemical oxidant formation	HOFP	kg NO <sub>x</sub> to air

<b>human health</b>	increase (M6M)		potential: humans		
<b>terrestrial acidification</b>	proton increase in natural soils	yr×m <sup>2</sup> ×mol/l	terrestrial acidification potential	TAP	kg SO <sub>2</sub> to air
<b>freshwater eutrophication (+ marine eutrophication)</b>	phosphorus increase in fresh water	yr×m <sup>3</sup>	freshwater eutrophication potential	FEP	kg P to fresh water
<b>human toxicity: cancer</b>	risk increase of cancer disease incidence	/	human toxicity potential	HTPc	kg 1,4 DCB to urban air
<b>human toxicity: non-cancer</b>	risk increase of non-cancer disease incidence	/	human toxicity potential	HTPnc	kg 1,4 DCB to urban air
<b>terrestrial ecotoxicity</b>	Hazard-weighted increase in natural soils	yr×m <sup>2</sup>	terrestrial ecotoxicity potential	TETP	kg 1,4- DCB to industrial soil
<b>freshwater ecotoxicity</b>	hazardweighted increase in fresh waters	yr×m <sup>3</sup>	freshwater ecotoxicity potential	FETP	kg 1,4 DCB to fresh water
<b>marine ecotoxicity</b>	Hazard-weighted increase in marine water	yr×m <sup>3</sup>	marine ecotoxicity potential	METP	kg 1,4- DCB to marine water
<b>occupation and time integrated transformation</b>	occupation and time integrated transformation	yr×m <sup>2</sup>	agricultural land occupation potential	LOP	m <sup>2</sup> ×yr annual crop land
<b>water use</b>	increase of water consumed	m <sup>3</sup>	water consumption potential	WCP	m <sup>3</sup> water consumed
<b>mineral resource scarcity</b>	ore grade decrease	Kg	surplus ore potential	SOP	Kg Cu
<b>fossil resource scarcity</b>	upper heating value	MJ	fossil fuel potential	FFP	Kg oil

**3** raggruppamento delle categorie di impatto midpoint a categorie di impatto endpoint (che sono 23), ciò avviene moltiplicando le categorie midpoint per un fattore di caratterizzazione (equazione (6)), in questo caso una categoria midpoint può generare un danno a tutte e tre le categorie di danno endpoint, perciò si ha il passaggio da 18 categorie di impatto midpoint a 23 categorie di impatto endpoint.

*Passaggio midpoint ad endpoint*

$$CFe_{x,c,a} = CFm_{x,c} \times Fm_{\rightarrow E,c,a} \quad (6)$$

CFe = categoria d'impatto endpoint

CFm= categoria di impatto midpoint

Fm = fattore di conversione da mid ad end

Il pedice *c* sta ad indicare la prospettiva culturale e quindi o individualista o gerarchica o egualitaria, il pedice *a* l'area di protezione (salute umana, ecosistema terrestre, ecosistema acquatico, ecosistema umano o scarsità delle risorse) ed infine il pedice *x* indica l'effetto

ambientale. In seguito a questa moltiplicazione le categorie di impatto ottenute (endpoint) avranno come unità di misura DALY, species.yr o \$/kg a seconda della categoria di danno su cui incidono.

I fattori di caratterizzazione hanno la funzione di rendere confrontabili i diversi valori, dando ad essi una stessa unità di misura. Essi dipendono dalle prospettive culturali (individualista, gerarchica ed egualitaria), e dalla regione geografica considerata;

**4** le categorie d'impatto endpoint sono normalizzate dividendole per i rispettivi fattori di normalizzazione (che sono tre), perdendo così le unità di misura.

**5** le categorie d'impatto endpoint che gravano sulla stessa categoria di danno (quelle che avevano la stessa unità di misura) vengono infine "pesate", in base alla prospettiva culturale scelta. Nel nostro caso è stata individuata la prospettiva "gerarchica" che assegna un peso di 40:40:20 rispettivamente ai danni alla Salute Umana, all'Ecosistema ed alle Risorse. L'unità di misura diventa il Pt, Single Score, che ha la caratteristica di rendere confrontabili quantitativamente i danni causati dalle rispettive categorie e, se sommati, può dare un'indicazione delle performance ambientali di ogni scenario analizzato.

I primi tre punti vengono fatti in automatico dal sistema ReCiPe, mentre gli ultimi due punti devono essere fatti a mano.

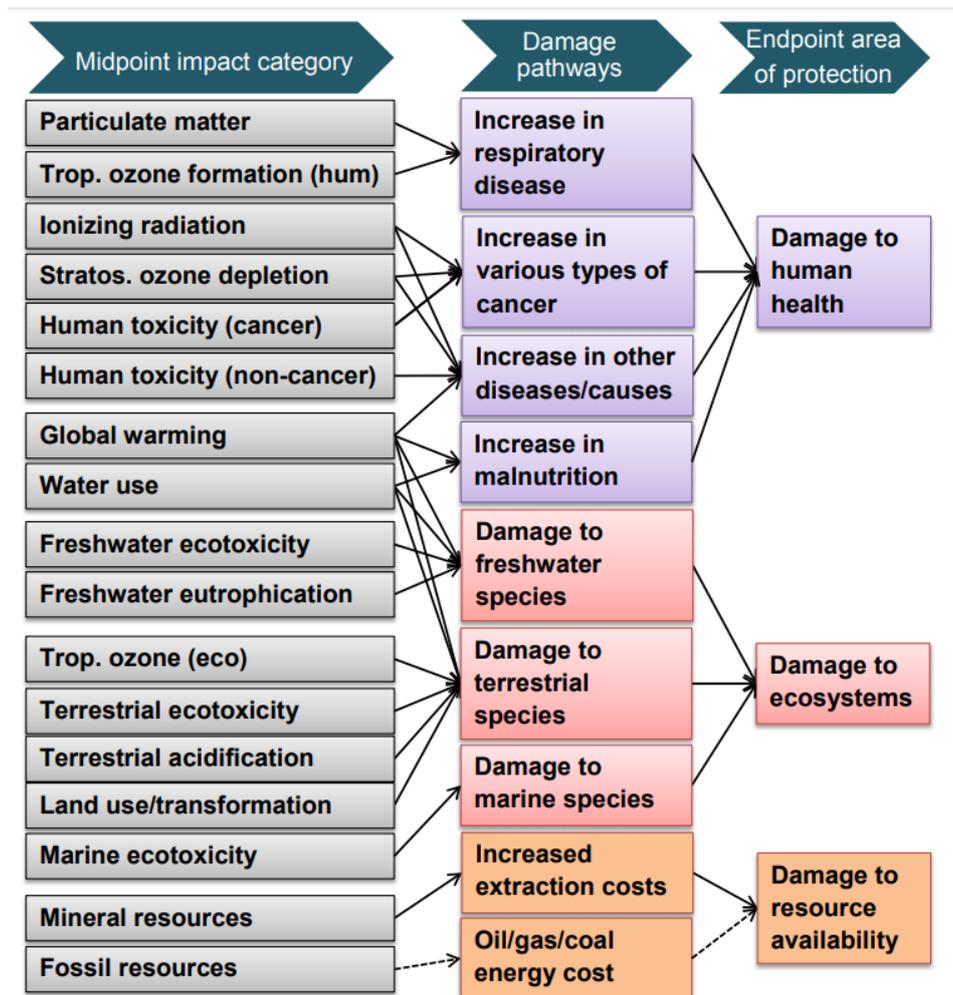


Figura 8. Categorie di impatto midpoint ed endpoint nel modello ReCiPe2016 [13]

Il metodo ReCiPe 2016 a livello di *midpoint* prevede ben diciassette categorie di impatto (Figura 8).

1. formazione di particolato;
2. formazione ozono troposferico;
3. radiazione ionizzante;
4. assottigliamento dello strato di ozono;
5. tossicità umana (cancerogena);
6. tossicità umana (non cancerogena);
7. riscaldamento globale;
8. uso di acqua;

9. ecotossicità delle acque dolci;
10. eutrofizzazione delle acque dolci (e acque marine);
11. ozono troposferico;
12. ecotossicità terrestre;
13. acidificazione terrestre;
14. uso/trasformazione del suolo;
15. ecotossicità marina;
16. utilizzo risorse minerarie;
17. utilizzo combustibili fossili;

A livello *endpoint*, le categorie di impatto *midpoint* vengono raggruppate in tre macro categorie di danno:

- *Human Health* (HH), danno alla salute umana;
- *Ecosystem Diversity* (ED), danno alla diversità dell'ecosistema;
- *Resource Availability* (RA), danno alla disponibilità di risorsa.

#### 3.5.4.1 Danno alla salute umana (HH)

Le valutazioni del ciclo di vita solitamente stimano i danni alla salute umana usando il concetto di “disability-adjusted life years “(DALY) introdotto da Hofstetter nel 1998. Il DALY deriva da statistiche sulla salute umana con riferimento agli anni di vita sia persi, sia vissuti con una disabilità. I valori per gli anni di vita adattati alla disabilità sono stati riportati per una ampia varietà di malattie, tra cui vari tipi di cancro, malattie trasmesse da vettori e non trasmissibili. Il DALY è la somma degli anni di vita persi (YLL), e degli anni di vita vissuti in condizioni di disabilità (YLD). Non si considera nessuna variazione per le generazioni future e si attribuisce lo stesso valore per un anno di vita perso a qualsiasi età.

$$\text{DALY} = \text{YLL} + \text{YLD} \quad (7)$$

$$\text{YLD} = w \times D \quad (8)$$

w = fattore di severità compreso tra zero (completa salute) e 1 (morte);

D = è la durata della disabilità.

Oltre al calcolo matematico il DALY discende anche da tesi soggettive. Prima di tutto, DALY deve fare riferimento a un intervallo di tempo e luogo determinati, si possono usare anche

medie a livello globale nelle quali si prevede che i danni causati da una determinata emissione siano i medesimi in tutte le parti del mondo, anche se in realtà le diverse condizioni potrebbero modificare gli esiti. In secondo luogo viene attribuito lo stesso peso a qualsiasi anno di vita, a prescindere dall'età del soggetto, e per di più non viene presa in atto nessuna attualizzazione per le generazioni future. Infine viene dato un peso soggettivo alle diverse malattie.

#### 3.5.4.2 Danno alla diversità dell'ecosistema (ED)

Un approccio per descrivere la qualità degli ecosistemi è in termini di energia, di materia e flussi di informazioni (in geni). Quando tali flussi sono impiegati per descrivere la qualità dell'ecosistema, si può affermare che un'elevata qualità dell'ecosistema è la condizione che permette ai flussi di mostrarsi senza disturbi visibili con le attività antropogeniche. Diversamente, una bassa qualità dell'ecosistema è la condizione in cui questi flussi vengono arrestati dalle attività antropogeniche. Di conseguenza, è il livello dell'interruzione che è il termine di raffronto più rilevante quando viene stimata la qualità dell'ecosistema. Nel modello ReCiPe 2016, ci concentriamo sul flusso di informazioni, a livello di specie. Ciò significa accettare l'assunto che la diversità delle specie rappresenti adeguatamente la qualità degli ecosistemi.

I fattori antropogenici possono interessare tutti i gruppi di specie in senso pratico. È impossibile controllarli tutti. Occorre quindi scegliere quei gruppi di specie che possono essere utilizzati come rappresentanti adeguati della qualità dell'ecosistema totale. È anche importante scegliere tra:

- l'estinzione completa e irreversibile delle specie;
- la scomparsa reversibile o irreversibile di una specie o stress su una specie in una determinata regione durante un certo periodo.

È assegnata la stessa importanza a qualunque specie animale, che sia terrestre o acquatica, e viene quindi calcolato il numero totale delle specie perse in un certo periodo in una determinata area con il parametro PDF (*Potentially Disappeared Fraction of species*) che va moltiplicato per la densità della specie in quell'area (SD) in modo da ottenere il fattore di caratterizzazione endpoint per i danni all'ecosistema (CF<sub>ED</sub>):

$$CF_{ED} = PDF_{terr} * SD_{terr} + PDF_{fw} * SD_{fw} + PDF_{mw} * SD_{mw} \quad (9)$$

terr = sistemi terrestri

fw = sistemi di acqua dolce

mw = sistemi di acqua marina

Importante è la determinazione delle densità delle specie, per poterle stabilire si ha la necessità di conoscere i tre seguenti dati: quante specie ci sono, come è la distribuzione delle specie sulla terra, se si considera acqua dolce o marina, e quale superficie e volume usiamo. Il numero di specie registrate è solo una frazione del numero totale stimato di specie. Poiché i modelli LCIA usati qui registrano solo la scomparsa delle specie registrate, ci riferiremo solo alle specie registrate.

Tipici valori di densità delle specie utilizzati sono [13]:

$$SD_{terr} = 1.48 \cdot 10^{-8} [m^{-2}];$$

$$SD_{fw} = 7.89 \cdot 10^{-10} [m^{-3}];$$

$$SD_{mw} = 3.46 \cdot 10^{-12} [m^{-2}].$$

#### 3.5.4.3 Danno alla disponibilità di risorse (RA)

Il rischio che l'umanità esaurisca le risorse per le generazioni future è spesso citato come una questione importante. Per comprendere il bisogno di risorse, dobbiamo distinguere tra un materiale e la funzione che esso può fornire, o come afferma Müller-Wenk (1998), la proprietà essenziale del materiale che viene utilizzato per un determinato scopo.

Il metodo ReCiPe si basa sulla distribuzione geologica delle risorse minerali e fossili e valuta come l'utilizzo di queste risorse causi cambiamenti marginali sul grado di difficoltà nell'estrazione di risorse future. Il modello si basa sull'aumento marginale dei costi dovuto all'estrazione di una risorsa. A tal fine, si è sviluppata una funzione che riflette l'aumento marginale del costo di estrazione dovuto agli effetti derivanti dall'estrazione continua.

$$MCI_r = \frac{\Delta Cost_r}{\Delta Yield_r} \quad (10)$$

Tale funzione si esprime con il fattore  $MCI$  (in  $\$/kg^2$ ), aumento marginale del costo, che rappresenta l'aumento del costo di un prodotto ( $\Delta Cost$  in  $\$/kg$ ) dovuto all'estrazione (kg) o alla resa di estrazione (espressa sempre in kg) della risorsa  $r$ . L'aumento del costo in  $\$/kg$  deve essere moltiplicato per un fattore che esprime l'ammontare consumato.

#### 3.5.4.4 "Cultural Theory"

Avendo la necessità di attribuire un valore pesato alle tre categorie di endpoint, si segue solitamente la "Cultural Theory" sviluppata da Thompson. Essa valuta il modo di agire delle persone rispetto a due fattori: l'attaccamento del gruppo e l'osservanza delle regole imposte

dal gruppo. La combinazione dei differenti valori dei comportamenti citati sopra porta alla generazione di stili di vita dissimili. Vengono così individuate tre tipi di persone che rispecchiano tre prospettive:

- Individualista: gli individui che adottano questa prospettiva non hanno legami, pensano al loro bene e compiono scelte provvisorie;
- Gerarchica: l'individuo possiede forti legami con il gruppo e le sue regole, crea forte stabilità, favorendo il controllo su di sé e gli altri;
- Egualitaria: è una persona che ha un forte attaccamento al gruppo ma non alle sue imposizioni e ciò lo porta quindi a non accettare la divisione in ruoli e a mettere in discussione le relazioni stesse all'interno del gruppo: ciò crea conflitto.

### 3.5.5 Interpretazione e miglioramento

Il miglioramento della produzione, ovvero la scelta tra le alternative applicabili al sistema produttivo atta a massimizzare l'efficienza energetico-ambientale globale, richiede uno sforzo non indifferente a livello progettuale e organizzativo. Di solito questa fase consente di individuare e apportare puntuali modifiche o di adottare azioni necessarie alla progettazione dell'intero sistema, al fine di migliorare lo stato di fatto. La norma ISO definisce questa quarta fase di una LCA come il momento in cui realizzare una valida correlazione tra i risultati dell'analisi di inventario e di quella degli impatti, per proporre utili raccomandazioni in conformità con gli scopi e gli obiettivi dello studio.

Questa fase prevede le seguenti fasi operative:

#### • 3.5.5.1 Identificazione dei problemi ambientali più importanti

La fase di identificazione include la strutturazione e la presentazione di informazioni rilevanti:

- risultati dalle diverse fasi, ad es. presentazione dei dati dall'analisi dell'inventario in tabelle, figure o diagrammi ecc. o presentazione dei risultati della valutazione d'impatto;
- scelte metodologiche;
- metodi di valutazione utilizzati;
- ruolo e responsabilità delle diverse parti interessate.

#### • 3.5.5.2 Valutazione

Questa fase consiste innanzitutto nel condurre un controllo qualitativo della selezione di dati, processi, ecc. Ad es. per discutere le possibili variabili trascurate, per applicare un'analisi qualitativa o quantitativa sistematica di eventuali implicazioni dei cambiamenti nei dati di input e infine per discutere le variazioni identificate nella struttura dell'obiettivo e dello scopo.

#### • 3.5.5.3 Conclusioni e raccomandazioni

L'ultima fase dell'interpretazione è più o meno simile alla parte tradizionale di conclusione e di raccomandazione di una valutazione scientifica e tecnica. L'obiettivo di questa fase dell'interpretazione è raggiungere conclusioni e raccomandazioni per la relazione dello studio LCA. Questo passaggio è importante per migliorare la rendicontazione e la trasparenza dello studio. [11]

#### 3.5.5.4 Analisi delle incertezze

Purtroppo i dati non sono perfetti e quindi ad ogni dato sarà associata un'incertezza. È quindi necessaria un'analisi delle incertezze nel quale devono essere prese in esame le tre sfere della conoscenza, legate tra di loro: Ecosfera, Tecnosfera e sfera dei valori.

L'ecosfera prende in considerazione i mutamenti ambientali dovuti ai processi, la tecnosfera tratta la modellazione del sistema ed infine la sfera dei valori riguarda le scelte soggettive.

Per quanto riguarda la sfera dei valori si fa spesso riferimento alla teoria "Cultural Theory" di Thompson (citata precedentemente), che individua tre differenti approcci dell'uomo nei confronti dell'ambiente: prospettiva individualista, ugualitaria e gerarchica. L'ecosfera per la sua complessità è una sfera molto predisposta ad incertezza. Le incertezze possono essere divise in tre grandi gruppi:

- incertezza dei dati: essa può essere espressa con la deviazione standard;
- incertezza sulla rappresentatività del modello: essa è data dal fatto che spesso è impossibile realizzare un modello che rifletta fedelmente la realtà;
- incertezza dovuta all'incompletezza del modello: quest'ultima deriva dal fatto che spesso si ha mancanza di dati.

Un metodo utilizzato per valutare l'incertezza del sistema è il metodo statistico Monte Carlo. Questo metodo consiste nel generare incertezze e propagarle per poi fare delle simulazioni. Per un numero abbastanza alto di simulazioni (per esempio 10.000), seguendo un algoritmo, un risultato può essere descritto come una distribuzione di probabilità che, a sua volta, in casi semplici, può essere caratterizzato da valori medi e deviazioni standard. La simulazione consiste nel replicare le valutazioni mutando ogni volta i parametri all'interno dell'intervallo di confidenza, maggiore sarà l'intervallo di confidenza maggiore sarà l'incertezza del dato. Spesso accade che alcuni scenari abbiano valori molto simili tra di loro (nella valutazione degli impatti), in questo modo si ha la certezza di chi realmente ha il valore maggiore o minore. Questo metodo però viene utilizzato solo per i valori di input. [8]

#### 3.5.5.5 Analisi della sensibilità

L'analisi della sensibilità dà la possibilità di modificare qualche assunzione e di ricalcolare i risultati. Lo scopo del controllo di sensibilità è valutare le incertezze nei risultati di uno studio LCA a causa dei criteri di esclusione, della scelta delle regole di allocazione, della qualità dei dati e della scelta delle categorie di impatto. Un esempio è la modificazione di un parametro, ed in seguito si esamina se ciò può portare a cambiamenti profondi nei risultati. Un controllo di sensibilità consente in modo descrittivo di individuare e certificare l'influenza del parametro variato sul risultato finale. I possibili risultati di una analisi di sensibilità possono essere: in primo luogo la necessità di aggiungere analisi precise della sensibilità; in secondo luogo il parametro mutato non varia o varia in modo irrilevante i risultati e infine in terzo luogo i risultati sono idonei solo all'interno dei confini assunti del sistema, che devono essere considerati all'interno delle conclusioni. [8]

#### 3.5.5.6 Analisi di contributo [14]

L'analisi del contributo è un altro strumento utile per capire l'incertezza dei risultati. Con questa analisi è possibile individuare quali processi stanno avendo una funzione importante nei risultati. Frequentemente si trovano modelli contenenti centinaia di processi diversi, ma spesso i risultati sono determinati da soli dieci processi, è quindi necessario attuare una cernita dei processi che hanno meno valore. Due vie che possono essere utilizzate per l'analisi del contributo sono:

- rappresentazione grafica del processo mediante un albero o una rete;
- sezione dell'analisi del contributo della schermata dei risultati.

#### 3.5.6 Software e database [14]

In questa tesi l'analisi del ciclo di vita è stata svolta tramite l'utilizzo del software SimaPro 8.5.0. Questo strumento, viene usato per la valutazione del ciclo di vita di processi, sistemi e prodotti, poiché risulta in linea con le norme ISO 14040 e ISO 14044. Utilizzato da 25 anni nel settore industriale e accademico in oltre 80 paesi, SimaPro è il pacchetto software LCA più utilizzato internazionalmente.

Nel software SimaPro viene fatta una distinzione tra *product stages* e *process* (Goedkoop 2008):

- I processi sono pacchetti che racchiudono informazioni economiche sociali e ambientali dei flussi di input e output, come per esempio emissioni, impiego di materie prime, impatti sociali, impatti evitati ecc. Essi vengono catalogati come unit

process, quando composti da un singolo processo; o come system process, quando un processo all'interno ne contiene altri che si influenzano tra di loro, e le relazioni che si vanno a formare vengono raffigurate sotto forma o di rete (network) o di albero (tree);

- I product stages sono le fasi del ciclo di vita che sono rappresentati dagli stadi di prodotto che vengono descritti in seguito:
  - Produzione: tiene conto degli elementi appunto usati nella produzione quindi le materie prime utilizzate, l'energia e il trasporto;
  - Ciclo di vita: include l'assemblaggio, l'utilizzo o i processi di impiego che portano al raggiungimento della funzione desiderata dal sistema studiato;
  - Fine vita: considera il disassemblaggio, trattamento, riciclo e smaltimento, cioè le possibili fasi di fine vita di un prodotto con i rispettivi flussi e carichi ambientali associati;
  - Disassemblaggio: riporta lo smontaggio delle varie componenti riportando il carico ambientale associato a tale intervento e chiarisce lo scenario di smaltimento dei vari flussi;
  - Riuso: considera i carichi ambientali generati e evitati tenendo conto di come i prodotti possono essere riutilizzati.

#### *Database Ecoinvent 3.4 [15]*

Negli ultimi dieci anni, Ecoinvent si è posto come leader globale nella formazione di database di inventario del ciclo di vita, ed è conforme per studi e valutazioni basati sulle ISO 14040 e 14044. I dati LCI Ecoinvent possono essere impiegati per esempio per valutazioni del ciclo di vita, valutazioni dell'impronta di carbonio, gestione del ciclo di vita, valutazione dell'impronta idrica, monitoraggio delle prestazioni ambientali, Dichiarazione ambientale di prodotto (EPD) o progettazione del prodotto ed eco-design (DfE). Il database Ecoinvent possiede oltre 15.000 set di dati LCI nelle aree di approvvigionamento energetico, nell'agricoltura, nei trasporti, nei prodotti chimici di base e speciali, nei biocarburanti e biomateriali, nei materiali da costruzione, nei metalli di base e preziosi, nella lavorazione dei metalli, nei materiali di imballaggio, nell'ICT ed elettronica, nei prodotti lattiero-caseari, nel legno e nel trattamento dei rifiuti. I dati vengono raccolti in macro-categorie (es. prodotti chimici, energia, trasporto, materiali, ecc.), a loro volta ripartiti in micro-categorie (es. prodotti chimici organici, inorganici, sali, ecc.).

## **4 BIOGAS E SYNGAS**

### **4.1 BIOGAS**

#### 4.1.1 Introduzione

Il calo delle fonti energetiche convenzionali e la spinta a incrementare la quota di energia rinnovabile nei sistemi energetici hanno di fatto aumentato in modo significativo il livello del biogas come combustibile rinnovabile. Il biogas, prodotto durante la digestione anaerobica di solidi organici biodegradabili, contiene in genere circa il 60-65% di metano, è impiegato per compensare i consumi energetici dell'impianto, per essere utilizzato come combustibile all'esterno e per produrre syngas. Con l'aumento dei costi dell'elettricità e del gas naturale, vi è un incentivo per l'utilizzo del biogas come fonte di energia. La raccolta di biogas e le tecnologie per la produzione sono costantemente in aumento e miglioramento anche perché spesso la materia prima utilizzata sono scarti industriali, agricoli e rifiuti urbani organici, questo oltre a generare "bioenergia" fa sì che ci sia una minor circolazione di rifiuti. I vantaggi della produzione del biogas quindi sono: (i) calo dei rifiuti biodegradabili da gestire, (ii) riduzione delle emissioni di gas a effetto serra, (iii) minor consumo delle risorse non rinnovabili e (iv) risparmio economico nei costi energetici.

#### 4.1.2 Composizione

La composizione del biogas dipende dalla materia prima usata e dalla tecnologia applicata, gli elementi che contiene in maggiore quantità sono metano e anidride carbonica mentre le impurità sono date da particolato, idrogeno solforato e silossani; inoltre all'uscita del digestore il biogas sarà saturo di umidità (Tabella 3). L'anidride carbonica non è necessariamente un contaminante in quanto, per esempio, quando il biogas viene utilizzato per generare syngas esistono processi che oltre a convertire il metano in syngas convertono anche l'anidride carbonica in esso contenuta; tuttavia non si può negare che ne va a diluire il contenuto energetico, abbassandone il potere calorifico. Esistono apparecchiature per la rimozione dell'anidride carbonica come la PSA (Pressure Swing Adsorption) che tuttavia sono molto costose e vengono utilizzate nel caso in cui si voglia arrivare a specifiche composizioni. In campo energetico le apparecchiature sono in grado di gestire il 30-50% di volume di anidride carbonica, perciò in questo caso non è necessaria la rimozione del biossido di carbonio. Alle temperature alla quale lavora il digestore anaerobico si ha la formazione di umidità la quale è rimossa subito dopo l'uscita dal digestore, poiché se condensasse nelle tubazioni porterebbe a problemi di corrosione. La rimozione dell'umidità avviene semplicemente raffreddando il gas ed eliminando le condense. L'acido solfidrico ( $H_2S$ ) è un

elemento estremamente reattivo che in presenza di umidità porta alla formazione di acido solforico ( $H_2SO_4$ ) che, a sua volta può portare alla corrosione delle apparecchiature. Inoltre a concentrazioni maggiori di 700 ppm esso può essere letale per la salute umana e spesso, nonostante l'odore pungente, dopo una breve esposizione può divenire impercettibile all'olfatto umano. Le tipiche strategie di rimozione sono l'assorbimento mediante spugna di ferro, lavaggio con acqua, l'utilizzo di sali di ferro nell'alimentazione e l'ossidazione biologica. I silossani sono polimeri siliconici, sono composti volatili e vengono rilasciati in forma gassosa nel processo di digestione anaerobica di fanghi reflui e rifiuti solidi urbani. L'ossidazione di questi composti porta alla creazione di un solido abrasivo nelle attrezzature con conseguente usura accelerata. Solitamente sono rimossi impiegando filtri o a carbone attivo o a grafite e essiccatori a refrigerazione. [16][18]

Tabella 3 composizione media biogas. [24]

METANO	50 – 75 %
ANIDRIDE CARBONICA	24 – 45 %
IDROGENO	1 – 10 %
AZOTO	0,5 – 3,0 %
MONOSSIDO CARBONIO	0,10 %
IDROGENO SOLFORATO	0,02 – 0,2 %
ACQUA	Saturazione
POTERE CALORIFICO INFERIORE (P.C.I)	18,8 – 21,6 Mj/Nm <sup>3</sup>

#### 4.1.3 Materie prime

Come detto precedentemente le materie prime impiegate per la produzione di biogas possono essere culture dedicate, scarti di vario tipo e rifiuti solidi urbani organici (Figura 9-10). [17]

La maggior parte della biomassa è costituita da acqua, dalla frazione organica e da minerali. Sebbene tutta la materia organica sia considerata biodegradabile, le velocità di reazione della degradazione per i vari composti organici differisce considerevolmente. Il substrato può contenere materiali facilmente biodegradabili come zucchero, amido, alcol; materiali biodegradabili con velocità media come proteine, cellulosa, grassi, oli e materiali, nonché materiali difficilmente biodegradabili come la lignocellulosa e la lignina.[21]

Waste Type	Reaction	CH <sub>4</sub> in Biogas (%)
Carbohydrate	$(C_6H_{10}O_5)_n + nH_2O \rightarrow 3nCH_4 + 3nCO_2$	50
Protein	$4C_{11}H_{24}O_5N_4 + 58H_2O \rightarrow 33CH_4 + 15CO_2 + 19NH_4^+ + 16HCO_3^-$	69
Lipids	$4C_{15}H_{90}O_6 + 98H_2O \rightarrow 139CH_4 + 61CO_2$	70
Primary sludge	$C_{10}H_{19}O_3N + 4.5H_2O \rightarrow 6.25CH_4 + 3.75CO_2 + NH_3$	62.5
Waste-activated sludge	$C_5H_7O_2N + 3H_2O \rightarrow 2.5CH_4 + 2.5CO_2 + NH_3$	50

Figura 9. Percentuale teorica di metano per differenti materie prime [16]

Feedstocks	Total Solids (% dissolved solids (DS))	Volatile Solids (% DS)	Retention Time (days)	Biogas Yield <sup>a</sup> (m <sup>3</sup> /kg VS)	CH <sub>4</sub> Content (%)
Pig slurry	3–81 <sup>b</sup>	70–80	20–40	0.25–0.50	70–80
Cow slurry	5–12 <sup>b</sup>	75–85	20–30	0.20–0.30	55–75
Chicken slurry	10–30 <sup>b</sup>	70–80	>30	0.35–0.60	60–80
Whey	1–5	80–95	3–10	0.80–0.95	60–80 <sup>d</sup>
Leaves	80	90	8–20	0.10–0.30 <sup>c</sup>	NA
Straw	70	90	10–50 <sup>c</sup>	0.35–0.45 <sup>c</sup>	NA
Garden wastes	60–70	90	8–30	0.20–0.50	NA
Grass silage	15–25	90	10	0.56	NA
Fruit wastes	15–20	75	8–20	0.25–0.50	NA
Food remains	10	80	10–20	0.50–0.60	70–80

Source: Adapted from Steffen et al. (1998).

<sup>a</sup> Depends on retention time.

<sup>b</sup> Depends on dilution.

<sup>c</sup> Depends on drying rate.

<sup>d</sup> Depends on particle size.

NA, not available.

Figura 10. Resa di biogas e contenuto di metano da materie prime agricole [16]

L'utilizzo come materia prima di scarti e rifiuti ha i seguenti vantaggi:

- si ha una diminuzione di emissione di metano dalle discariche;
- viene prodotta un'energia verde che aiuta a preservare le risorse fossili;
- i rifiuti dopo essere stati trattati possono acquisire un valore aggiunto.

Solitamente tra gli scarti e i rifiuti possiamo avere la frazione organica dei rifiuti proveniente da raccolta differenziata, scarti industriali provenienti da attività agro-industriali e materiale lignocellulosico proveniente da attività di manutenzione del verde pubblico e privato.

#### 4.1.4 Digestione anaerobica

La digestione anaerobica è un processo biologico nel quale, in assenza di ossigeno, la sostanza organica viene trasformata in due fasi: il biogas che è in fase gassosa e il digestato che è in fase solida (Figura 11). Partendo da una materia prima composta da acqua, minerali e sostanza organica, parte della sostanza organica viene convertita in biogas mentre la restante componente organica, i minerali e l'acqua faranno parte del digestato.

Nella figura seguente viene illustrato un processo generale di digestione anaerobica che ha come materia prima la frazione organica dei rifiuti solidi.

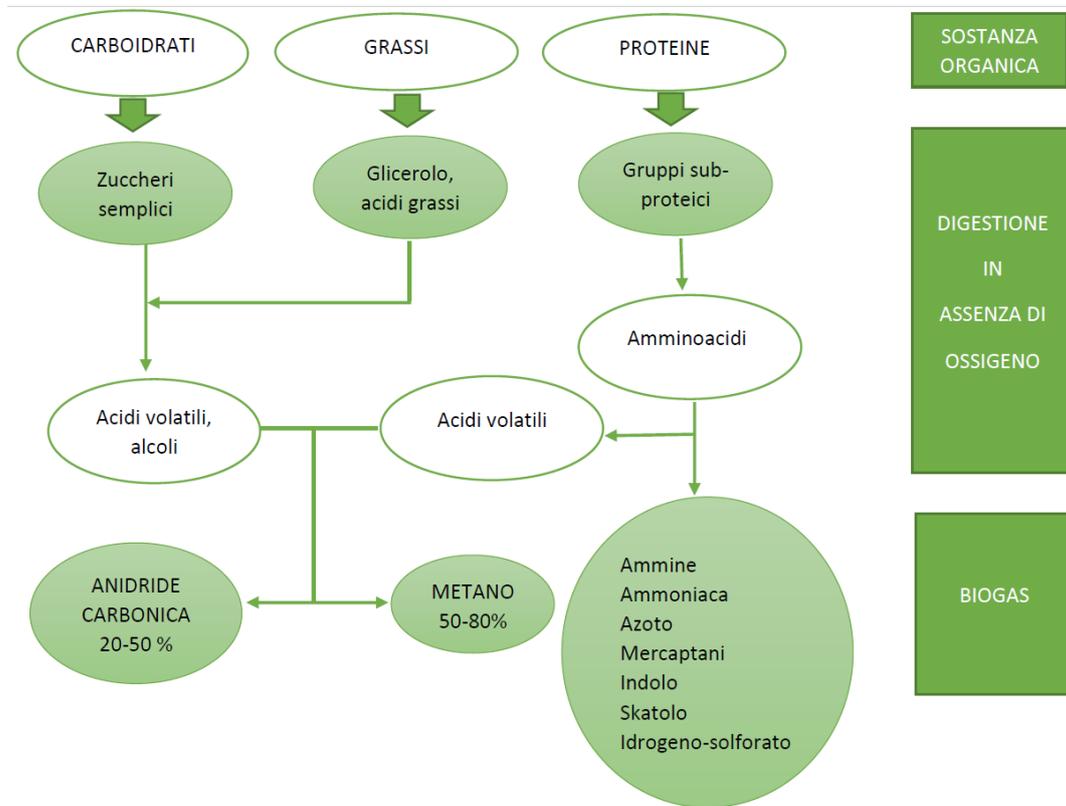


Figura 11. Schema intermedi digestione anaerobica [21]

La degradazione biologica coinvolge diversi gruppi microbici che interagiscono tra di loro: i batteri idrolitici, i batteri acidificanti (acetogenici ed omoacetogenici) e i batteri metanigeni, cioè quelli che generano metano e anidride carbonica (Figura 12). L'attività biologica anaerobica è stata notata in un esteso intervallo di temperatura tra i  $-5^{\circ}\text{C}$  e i  $+70^{\circ}\text{C}$ . Esistono diverse specie di microorganismi distinti in base all'intervallo termico ottimale di crescita: psicrofili ( $T < 20^{\circ}\text{C}$ ), mesofili ( $20^{\circ}\text{C} < T < 40^{\circ}\text{C}$ ) e termofili ( $T > 45^{\circ}\text{C}$ ). [20]

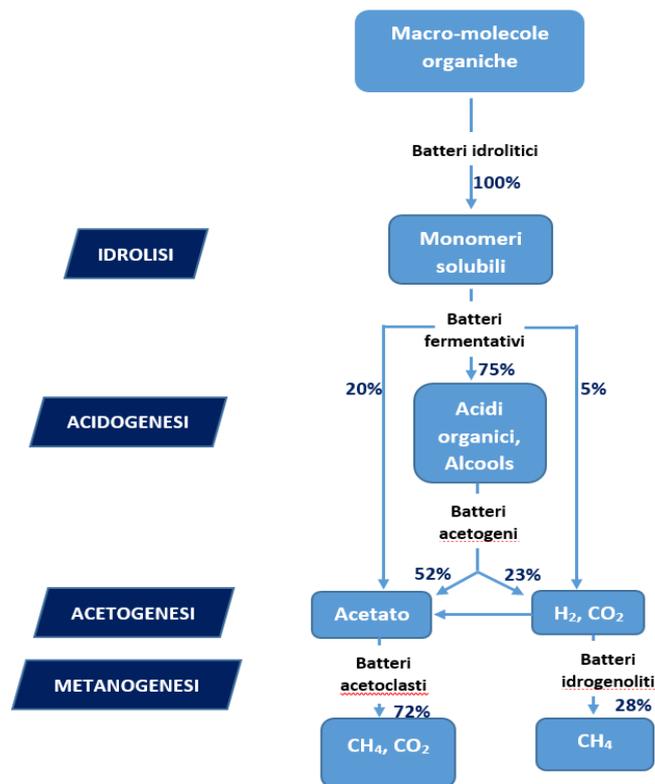


Figura 12. Schema processo digestione anaerobica [23]

Le tecniche di digestione anaerobica possono essere di due tipi:

- digestione a umido nel quale il substrato ha un contenuto di solidi secchi (SS)  $\leq$  del 10%;
- digestione a secco nel quale il substrato ha un contenuto di SS  $\geq$  del 20%,

La digestione anaerobica solitamente può essere condotta o in condizioni mesofile con temperature di circa 35 °C e tempi di 15-35 giorni, o condizioni termofile con temperature di circa 55 °C e tempi minori di 20 giorni.

Il processo può essere monostadio (Figura 13) nel quale il tutto avviene in un unico reattore, o bistadio nel quale idrolisi e fermentazione acida avvengono assieme e successivamente in un diverso reattore avviene la fase metanigena. [23]

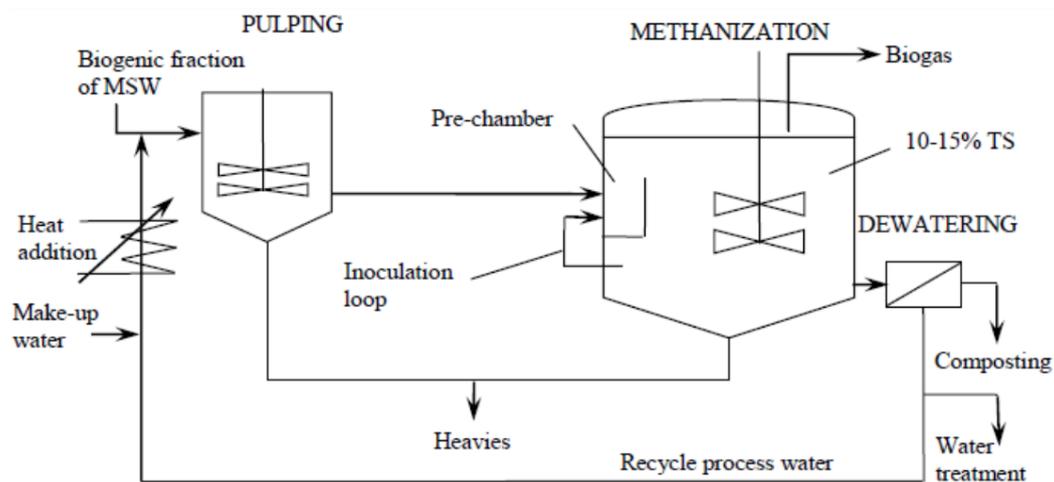


Figura 13. Impianto monostadio in continuo a umido [23]

Spesso il processo di digestione anaerobica viene accoppiato al compostaggio. In primis avverrà la digestione anaerobica che produrrà biogas impiegato anche nella cogenerazione e digestato, in seguito il digestato verrà mandato nel reattore di compostaggio dove verrà convertito in compost di qualità utilizzato come ammendante.

Questa integrazione può portare ai seguenti vantaggi:

- ottimizzazione del bilancio energetico;
- miglior controllo, in particolare dell'impatto olfattivo;
- l'utilizzo di digestato (materiale semi-stabilizzato) nell'impianto di compostaggio;
- maggior compattezza impiantistica;
- riduzione delle emissioni di anidride carbonica in atmosfera.

#### 4.1.5 Usi

Il biogas può essere utilizzato principalmente per due funzioni: o per la produzione di syngas che porta poi alla produzione di chemicals, o come combustibile per produrre energia.

#### Uso energetico

La trasformazione del biogas in energia può avvenire in quattro modi:

- per combustione diretta in caldaia, in questo modo si ha solo produzione di energia termica;
- per combustione in motori che azionano gruppi elettrogeni per la produzione di energia elettrica;

- per combustione in co-generatori per la produzione combinata di energia elettrica e termica;
- per uso per autotrazione, nel quale si ha una percentuale di metano che va dal 95-97 %.

Con un m<sup>3</sup> di biogas si può generare: circa 1,8-2 kWh di elettricità e 2-3 kWh di calore. [19]

### Uso per produrre syngas

Il termine syngas deriva dall'unione delle parole **synthetic gas** e denota una miscela di gas composto per la maggior parte da CO e H<sub>2</sub>, e in minor quantità da CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Le percentuali di composizione variano in base alla materia prima (principalmente natural gas, biogas o carbone), dalle condizioni di reazione (es. rapporto vapore/carbonio e la temperatura) e dalle tecniche di purificazione impiegate. Il syngas è ritenuto uno dei più rilevanti intermedi nel mercato chimico e in quello energetico in quanto può essere impiegato in un gran numero di processi. Può essere utilizzato come vettore energetico, come intermedio nella generazione di una elevata gamma di composti chimici (reazione di Fischer-Tropsch) e per la produzione di idrogeno, utilizzato anch'esso per formare diverse molecole (es. H<sub>2</sub> + N<sub>2</sub> per la produzione di ammoniaca). Sono moltissime le tecniche utilizzate per la produzione di syngas: steam reforming, partial oxidation, autothermal reforming, oxidative steam reforming, gassificazione del carbone ecc.

Le principali reazioni che avvengono sono:

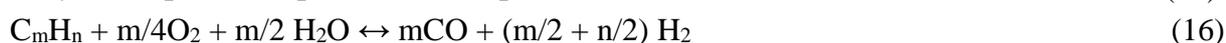
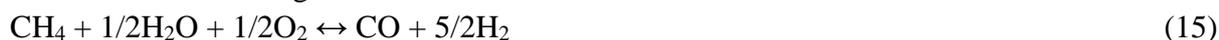
#### Steam reforming



#### Partial oxidation



#### Autothermal reforming



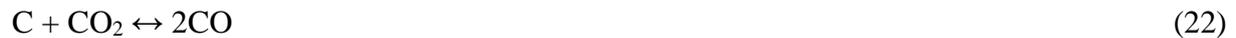
#### Water gas shift



Reverse water gas shift



Gasification of carbon



Come detto precedentemente la composizione del syngas, in particolare il rapporto  $\text{H}_2$ :  $\text{CO}$ , dipende dalla tecnologia di produzione e dalla materia prima. Il methane steam reforming produce un rapporto  $\text{H}_2$ :  $\text{CO}$  di circa 3 a 1, mentre la gassificazione del carbone e della biomassa produce rapporti più vicini a uno o minori. Viceversa, le proprietà richieste del syngas sono una funzione del processo di sintesi. La generazione di syngas è favorita termodinamicamente ad elevate pressioni parziali di  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}$ . La pressione ottimale dipende dal processo specifico di sintesi. Le reazioni generalmente sono molto esotermiche, è necessario quindi un buon controllo della temperatura in modo tale da ridurre la possibilità di reazioni parassite. Una tecnica per produrre energia del syngas è quella della metanazione per trasformalo in metano. [17]

## 5. INTRODUZIONE AL CASO STUDIO

### 5.1 DESCRIZIONE PRIMO CONFRONTO

Il primo obiettivo di questa analisi LCA è quello di confrontare l'impatto ambientale di tre processi per la produzione di syngas impiegabile nella sintesi di metanolo (rapporto  $H_2/CO=2$ ). Per poterli paragonare si è deciso di utilizzare come unità funzionale l'output dei processi,  $1 \text{ Nm}^3$  di syngas avente stessa composizione in tutti e tre i casi. Per quanto concerne l'entrata, la materia prima di input è la medesima e la quantità dipende dalla resa di ogni processo. Per tutti e tre gli scenari si è deciso di partire da rifiuti organici, questi vengono trattati in un impianto di digestione anaerobica per la produzione di biogas, che rappresenta la vera alimentazione. Di seguito viene riportata una rapida descrizione dei processi utilizzati nello studio: l'impianto di digestione anaerobica e i tre impianti per la generazione di syngas.

#### 5.1.1 Impianto digestione anaerobica [24]

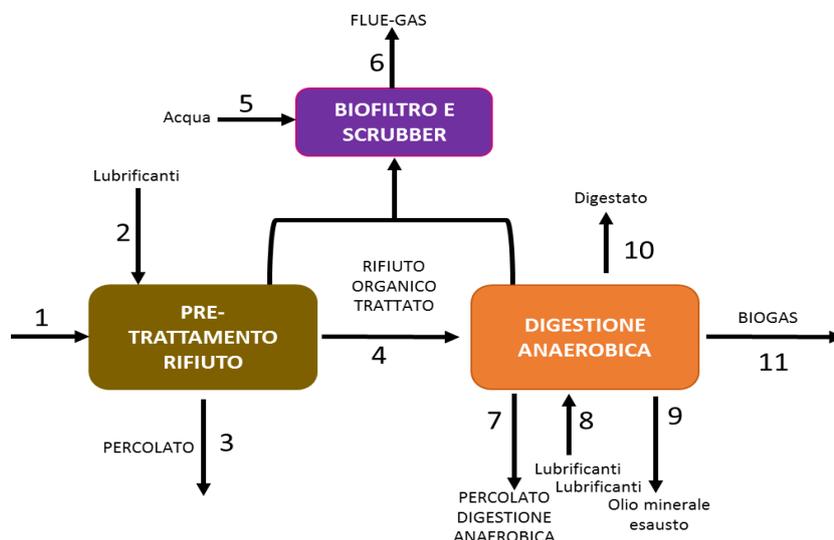


Figura 14. Flowsheet impianto digestione anaerobica

L'impianto in Figura 14 è un caso reale (il cui studio è stato riportato in una tesi precedente) che tratta come frazione organica entrante scarti di cibo provenienti dalle cucine di famiglie e ristoranti, scarti da impianti di produzione alimentare e scarti da giardini e parchi utilizzando un digestore anaerobico a secco batch monofase. Si lavora a temperature mesofile, 37-39 °C circa, e in leggera sovra-pressione (25 mbar) producendo da 100 t/d di rifiuto  $8,85 \cdot 10^3 \text{ Nm}^3/\text{d}$  di biogas. Nella fase di pre-trattamento i rifiuti vengono tritati e omogenizzati con pala gommata. La frazione organica trattata viene in seguito mandata al digestore anaerobico che produce biogas e digestato. Il digestato è inviato ad un impianto di compostaggio (non considerato all'interno dei confini del sistema), mentre il percolato in parte viene riciclato e in

parte è inviato ad un impianto di trattamento delle acque esterno. Le arie esauste provenienti dal digestore e dalla fase di pre-trattamento sono mandate all'impianto di trattamento delle arie che consiste in un scrubber ed un biofiltro in materiale ligneo-cellulosico.

### 5.1.2 Combinazione SR e DR (Scenario A) [26]

Come detto in precedenza la composizione del syngas dipende dalla materia prima utilizzata e dal tipo di processo, perciò non è così semplice ottenere un syngas con la composizione desiderata. Nell'impianto che segue, per conseguire al prodotto voluto, si è adottata la combinazione di steam reforming (SR) e dry reforming (DR). Il primo genera un syngas con un rapporto idrogeno e monossido di carbonio abbastanza elevato (dal 3:1 al 5:1), mentre il secondo ne produce uno basso (1:1). Questi due rapporti se combinati con le giuste quantità danno luogo al rapporto desiderato.

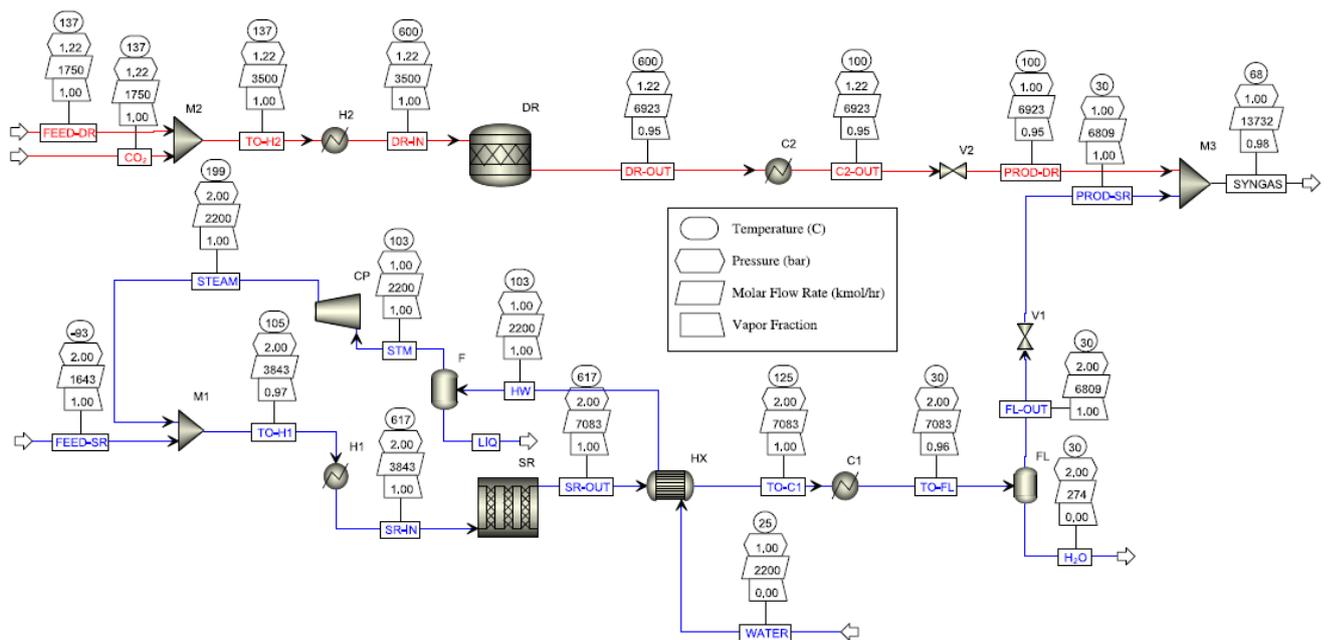


Figura 15. Flowsheet Scenario A [26]

Come mostra la Figura 15 il processo si avvale di due alimentazioni che danno luogo a due flussi per la produzione di syngas, uno attraverso il DR e l'altro tramite l'SR, che si uniranno poi alla fine. I due flussi lavorano in due reattori diversi con materie prime differenti: nel primo (DR) si hanno due flussi di entrata, uno con solo anidride carbonica mentre l'altro con metano e azoto; mischiandosi nel miscelatore M2 portano alla formazione di una miscela 50,3% CO<sub>2</sub> e 49,7% CH<sub>4</sub> (simulazione di un biogas); nel secondo (SR) si ha un solo flusso in

entrata composto da metano e azoto. I due flussi seguono percorsi paralleli fino al miscelatore M3 dove i syngas formati si uniscono. Nella Tabella 4 sono riportate le unità di processo presenti nel flowsheet della Figura 15.

Tabella 4. Elenco e descrizione strumentazioni Scenario A (Figura 15).

<i>Sigla</i>	<i>Nome</i>	<i>Descrizione</i>
<i>M2</i>	Miscelatore	Unisce i flussi FEED-DR e CO <sub>2</sub> per ottenere la miscela entrante desiderata CO <sub>2</sub> 50,3% E CH <sub>4</sub> 49,7%
<i>H2</i>	Scambiatore calore	Scalda la miscela TO-H <sub>2</sub> da 137 °C a 600 °C (flusso DR-IN) alimentato da natural gas
<i>DR</i>	Reattore	Dry reforming
<i>C2</i>	Scambiatore calore	Raffredda la miscela DR-OUT da 600 a 100 °C (flusso C2-OUT)
<i>V2</i>	Valvola	Valvola che riduce la pressione da 1,22 bar (C2-OUT) a 1 bar (PROD-DR)
<i>M3</i>	Miscelatore	Unisce i flussi PROD-DR e PROD-SR per ottenere il syngas desiderato H <sub>2</sub> : CO = 2 : 1
<i>M1</i>	Miscelatore	Unisce il flusso di metano entrante FEED-SR e il flusso di vapore (STEAM)
<i>H1</i>	Scambiatore calore	Scalda la miscela TO-H1 da 105 a 617 °C (SR-IN)
<i>SR</i>	Reattore	Steam reforming
<i>HX</i>	Scambiatore calore	La miscela uscente dal reattore (SR-OUT) è raffreddata con acqua (WATER) da 617 a 125 °C (TO-C1) con recupero di calore utilizzato per produrre lo STEAM
<i>C1</i>	Scambiatore calore	Raffredda la miscela TO-C1 da 125 a 30 °C (TO-FL)
<i>FL</i>	Flash drum	Toglie l'acqua dal flusso TO-FL ottenendo un flusso con solo acqua (H <sub>2</sub> O) e un flusso con il syngas (FL-OUT)
<i>VI</i>	Valvola	Valvola che riduce la pressione del flusso FL-OUT da 2 a 1 bar (PROD-SR)
<i>F</i>	Abbattitore goccioline	Elimina le gocce di acqua presenti nel flusso HW ottenendo il flusso STM
<i>CP</i>	Compressore	Comprime il vapore saturo (STM) a vapore surriscaldato STEAM passando da 103 °C e 1 bar a 199 °C e 2 bar

### Prima fase DR

Le reazioni che avvengono in questa fase sono:

- dry reforming del metano:  $\text{CH}_4 + \text{CO}_2 \leftrightarrow 2\text{CO} + 2\text{H}_2$  (23)

Reazione endotermica ( $\Delta H = 247,3 \text{ KJ/mol}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) e all'equilibrio, in questo caso si lavora a  $873 \text{ K}$  ottenendo una conversione dell'80%, a  $1400 \text{ K}$  si avrebbe una conversione del 100% rischiando però di avere reazione parassite come la decomposizione del metano (nel nostro caso conversione del 18%):



- reazione di Boudouard:  $2\text{CO} \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{C}$  ( $\Delta H = -172,2 \text{ KJ/mol}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) (25)

La quale porta alla formazione di coke che disattiva il catalizzatore.

Successivamente avviene la reazione di reverse water gas shift (RWGS) mostrata in precedenza con l'equazione (18). Il vantaggio di questa fase è l'utilizzo dell'anidride carbonica che spesso viene considerata come uno scarto. Come reattore viene utilizzato un plug flow reactor che opera a  $873 \text{ K}$  e  $1,22 \text{ bar}$ , il catalizzatore impiegato è a base di Ni/Rh/ $\text{Al}_2\text{O}_3$ .

### Seconda fase SR

Come anzidetto in questa fase abbiamo in entrata solo metano, e le reazioni coinvolte sono lo steam reforming del metano (SRM) (equazione (11) con un  $\Delta H = 206,3 \text{ KJ/mol}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) e la water gas shift (WGS) (equazione (17) con un  $\Delta H = -41,2 \text{ KJ/mol}$  a  $25^\circ\text{C}$ ). Le reazioni avvengono a  $890 \text{ K}$  e  $2 \text{ bar}$ , come reattore si ha sempre un plug flow reactor e come catalizzatore nichel supportato su allumina. Si potrebbero impiegare anche metalli come cobalto platino e rodio che hanno maggiore attività ma anche maggior costo.

### 5.1.3 Autothermal reforming (Scenario B) [27]

In questo processo il tutto avviene in un unico reattore anche se nel flowsheet mostrato, per semplificazione, il processo viene suddiviso in due reattori. In questo caso in entrata si ha un flusso composto dal 51,0% da metano e dal 49,0% da anidride carbonica, e un flusso di vapor d'acqua.

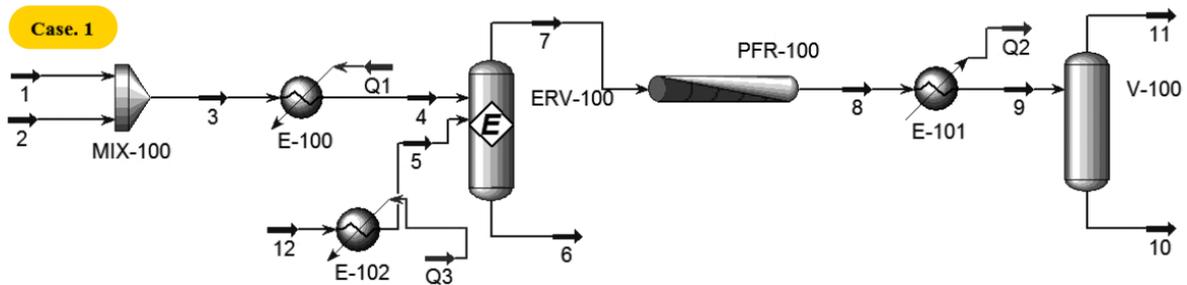


Figura 16. Flowsheet Scenario B [27]

Come mostrato in Figura 16 il processo è diviso in due reattori: il primo (ERV-100) nel quale avviene una ossidazione parziale e il secondo PFR-100 dove si verifica lo steam reforming. Nella tabella 5 sono riportate le unità di processo presenti nel flowsheet della Figura 16, mentre nella Figura 17 è mostrato il reattore dove avviene la reazione.

Tabella 5. Elenco e descrizione strumentazioni Scenario B

<i>Sigla</i>	<i>Nome</i>	<i>Descrizione</i>
<i>MIX-100</i>	Miscelatore	Unisce i flussi 1 ( $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$ ) e il flusso 2 (vapor d'acqua)
<i>E-100</i>	Scambiatore calore	Scalda la miscela 3 fino a una T di 600 °C (flusso 4)
<i>E-102</i>	Scambiatore calore	Scalda il flusso 12 (ossigeno) da 25 a 200 °C (flusso 5)
<i>ERV-100</i>	Reattore	Simulazione parte alta reattore dove avviene la PO
<i>PFR-100</i>	Reattore	Simulazione parte bassa reattore dove avvengono le tre reazioni citate precedentemente
<i>E-101</i>	Scambiatore calore	Raffredda il flusso 8 (syngas) da 881,4 °C a 30°C (flusso 9) questo calore viene recuperato per fare lo steam
<i>V-100</i>	Flash Drum	Separa l'acqua dal flusso 9 ottenendo un flusso con solo acqua 10 e un flusso con il syngas (11)

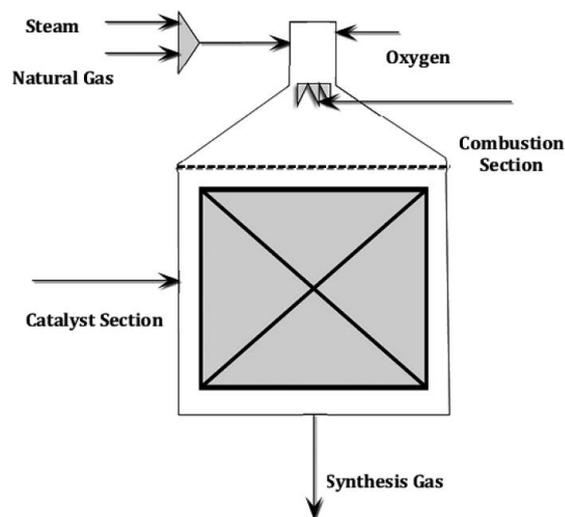


Figura 17. Reattore PFR autothermal reforming [27]

Nella reazione di ossidazione parziale (PO) avviene appunto una parziale ossidazione del metano con un rapporto ossigeno/carbonio pari a 0,6:



Questa reazione avviene in testa al reattore dove la miscela entrante si trova a contatto con l'ossigeno, la reazione è esotermica (si arriva a 1354 °C) ed il calore liberato viene impiegato nella parte inferiore del reattore. Qui avviene lo steam reforming (equazione (11)) che è invece una reazione endotermica. La conversione dell'ossidazione parziale viene assunta del 40,0% mentre quella dello steam reforming del 96,7%. Nella parte bassa del reattore oltre allo SR avvengono anche la water gas shift (equazione (17)) e la reazione che segue:



Nella parte bassa del reattore la temperatura di esercizio è di 881,4 °C, si utilizza un catalizzatore eterogeneo e tutto il processo avviene a 25 bar.

#### 5.1.4 DR + SR unico reattore (Scenario C)

L'impianto schematizzato in Figura 18, relativo al processo combinato di Steam (SR) e Dry Reforming (DR) del biogas si differenzia dallo Scenario A. In questo particolare processo infatti, le due reazioni di Reforming avvengono contemporaneamente in un unico reattore operante ad una temperatura compresa tra 900-1000 °C e una pressione tra i 5-30 bar. La quantità di vapore alimentata ( $S/\text{CH}_4 \approx 2$ ) è minore rispetto al processo di Steam Reforming del metano ( $S/\text{CH}_4 > 3$ , equazione 11). La presenza di vapore favorisce la reazione SR e la gassificazione del carbone prodotto (equazioni 19-20-21-22), ma non è in quantità così elevate da inibire la reazione DR (equazione 23) che serve a valorizzare la  $\text{CO}_2$ . Infatti, le

condizioni di reazione DR (elevata temperatura e ambiente riducente) sfavoriscono la rapida rimozione dei depositi carboniosi, portando ad una rapida disattivazione del catalizzatore e alla completa occlusione del reattore, rendendo questo processo difficilmente applicabile su larga scala [36]. Il reattore impiegato è un reattore tubolare e il catalizzatore è una idrotalcite a base di Nichel. Nella Figura 18 è mostrato il flowsheet dell'impianto e nella Tabella 6 le unità di processo (con breve descrizione).

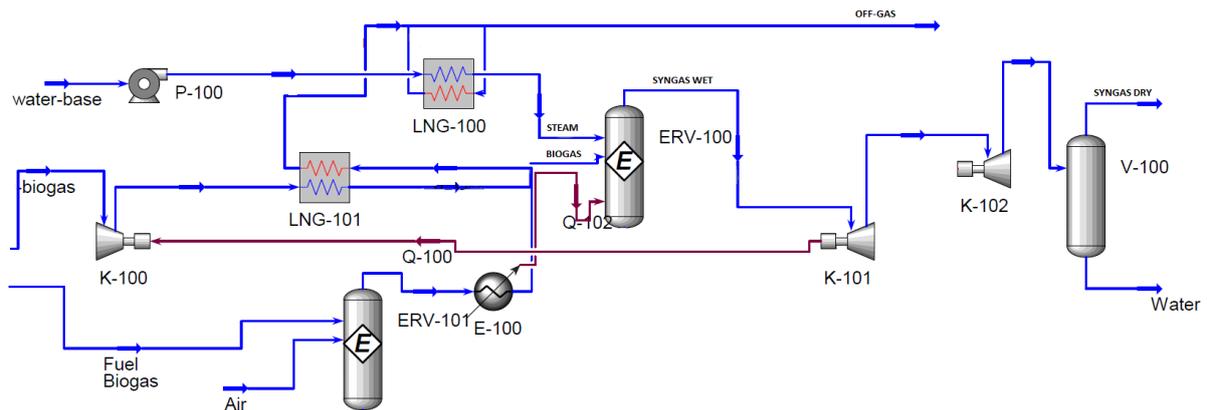


Figura 18. Flowsheet scenario C

Tabella 6. Elenco e descrizione strumentazioni del processo Scenario C

<i>Sigla</i>	<i>Nome</i>	<i>Descrizione</i>
<i>E-100</i>	Punto partitore	Ripartisce il biogas in due portate, una che va al reformer a reagire e l'altra che va al combustore.
<i>K-100</i>	Compressore adiabatico	Porta la miscela entrante di biogas da 25 °C e 1 bar a 393 °C e 30 bar.
<i>LNG-101</i>	Scambiatore calore	Scalda il biogas da 393 °C a 750°C.
<i>P-100</i>	Pompa	Pompa l'acqua da vaporizzare e la porta da 1 bar a 30 bar.
<i>LNG-100</i>	Scambiatore calore	Scalda l'acqua da 25 °C a 950 °C (produzione vapore).
<i>K-101</i>	Turbina	Decomprime e raffredda il syngas in uscita da 950°C e 30 bar a 816 °C e 14,62 bar.
<i>K-102</i>	Turbina	Decomprime e raffredda il syngas in uscita da 816°C e 14,62 bar a 441 °C e 1 bar.
<i>ERV-100</i>	Reattore	Reattore tubolare a letto fisso.
<i>ERV-101</i>	Reattore	Combustore adiabatico.
<i>V-100</i>	Condensatore	Separa l'acqua dal syngas per condensazione.

Seguendo lo schema del flusso, il biogas in ingresso viene ripartito in due correnti: 1) Fuel biogas, inviato insieme ad una corrente di aria al bruciatore adiabatico per fornire il calore necessario a scaldare il reattore e le correnti in ingresso; 2) Biogas, che dopo compressione e pre-riscaldamento viene inviato al Reformer. L'acqua necessaria al processo viene compressa e vaporizzata a 900°C per poi essere inviata al reattore principale. I prodotti di reazione subiscono quindi una decompressione (con recupero di energia meccanica) e un successivo raffreddamento/condensazione per separare il vapore non reagito. Per poi eliminare il contenuto di CO<sub>2</sub> residuo nel gas secco, viene utilizzata una unità di PVSA (Pressure Vacuum Swing Adsorption) descritta nella sezione 7.3, arrivando così ad una percentuale di impurezze del 6,2%.

## 5.2 DESCRIZIONE SECONDO CONFRONTO

Come detto precedentemente in questo confronto a parità di materia entrante (biogas) vengono valutati i possibili prodotti che si possono ottenere, ossia: metanolo (prodotto tramite syngas), biometano, energia elettrica e termica. Come unità funzionale in questo caso si è deciso di impiegare 100 t/d di rifiuto organico entrante nell'impianto di digestione anaerobica. Essendo diversi tra di loro i prodotti ottenibili dal biogas è necessario, per poterli confrontare, valutare quello che è l'impatto evitato della loro produzione. Ogni prodotto, infatti, se non fosse ottenuto da biogas, sarebbe derivato da altre materie prime. In questo modo è possibile calcolare quale destino del biogas permette un maggiore risparmio in termini ambientali. Vengono valutati i seguenti scenari:

- Scenario 1: il biogas è utilizzato per la produzione di energia elettrica e termica (l'impatto evitato è la non produzione della stessa quantità di energia da fonte fossile);
- Scenario 2: dal biogas si ottiene biometano (l'impatto evitato è la non produzione della stessa quantità di metano da natural gas per autotrazione);
- Scenario 3: è un mix degli scenari 1 (48,6 %) e 2 (51,4 %), quindi prevede entrambi gli impatti evitati riportati sopra secondo il loro peso;
- Scenario 4: il biogas è la materia prima per la produzione di metanolo (anche in questo caso l'impatto evitato è la non produzione dello stesso metanolo da natural gas. In questo caso viene prodotta anche energia in eccesso dalla combustione del biogas, perciò negli impatti evitati si ha anche la non produzione di una certa quantità di energia da fonte fossile.

### 5.2.1 Scenario 1 solo produzione energetica [27]

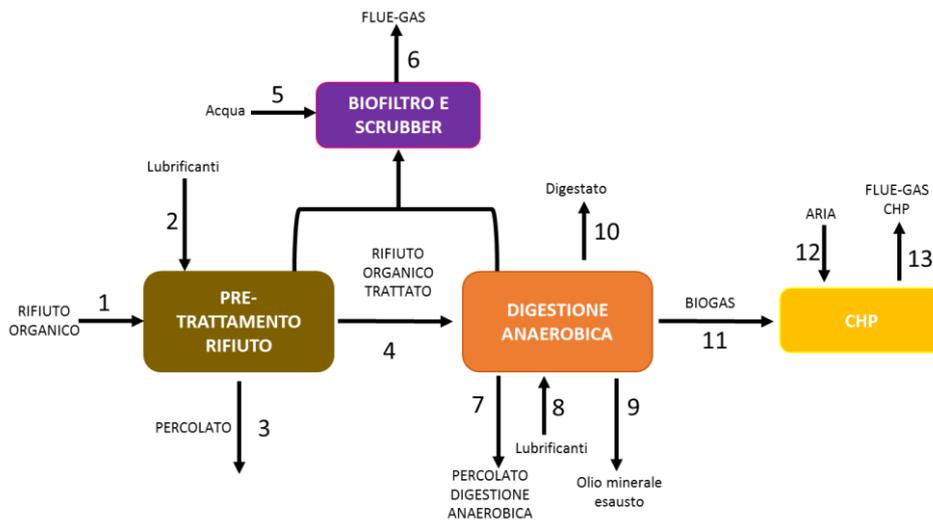


Figura 19. Flowsheet Scenario 1

Come impianto di digestione anaerobica si è utilizzato il medesimo in tutti gli scenari, quello descritto nella sezione precedente (5.1.1). In questo scenario (Figura 19) è presente il sistema CHP (combined heat and power) che produce energia, il 45% è convertita in energia termica mentre il 38% è convertita in energia elettrica per mezzo della combustione del biogas prodotto dalla digestione anaerobica. In questo scenario l'impatto evitato sta nell'evitare la produzione di energia termica ed elettrica da fonti fossili.

### 5.2.2 Scenario 2 solo produzione di biometano [27]

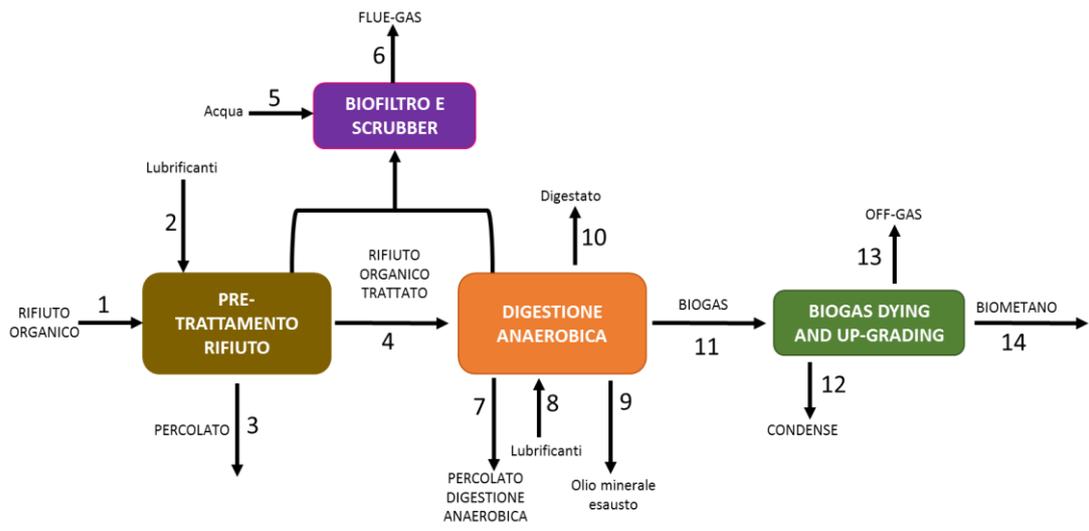


Figura 20. Flowsheet Scenario 2

Nel corrente scenario (Figura 20) il biogas è utilizzato esclusivamente per la produzione di biometano tramite un sistema di upgrading a membrane (descritto nella sezione 7.2), quindi

l'energia elettrica ed il calore necessari sono presi dalla griglia nazionale. Come impatto evitato si è deciso di adottare la non produzione di metano da natural gas come combustibile per autotrazione.

### 5.2.3 Scenario 3 sistema misto CHP ed upgrading biogas [27]

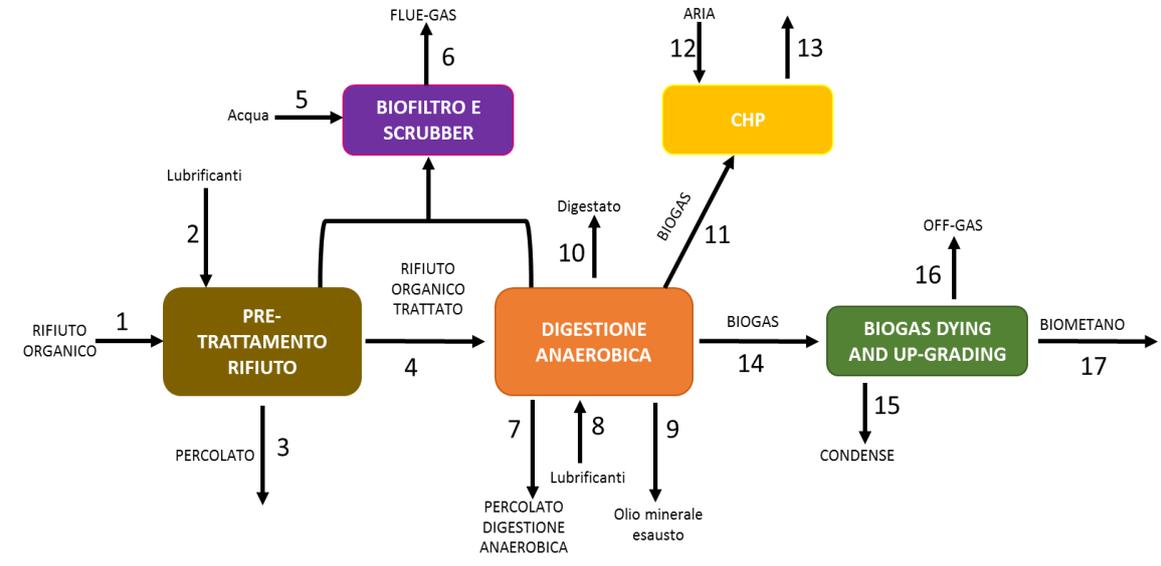


Figura 21. Flowsheet Scenario 3

Nel seguente scenario (Figura 21) si impiega il sistema CHP per generare energia (sia termica che elettrica), la quantità di biogas rimanente è impiegato per produrre biometano. Anche in questo caso l'impatto evitato è dato dalla non produzione di metano da natural gas come combustibile per autotrazione e dalla non produzione di energia da fonte fossile.

### 5.2.4 Scenario 4 produzione metanolo

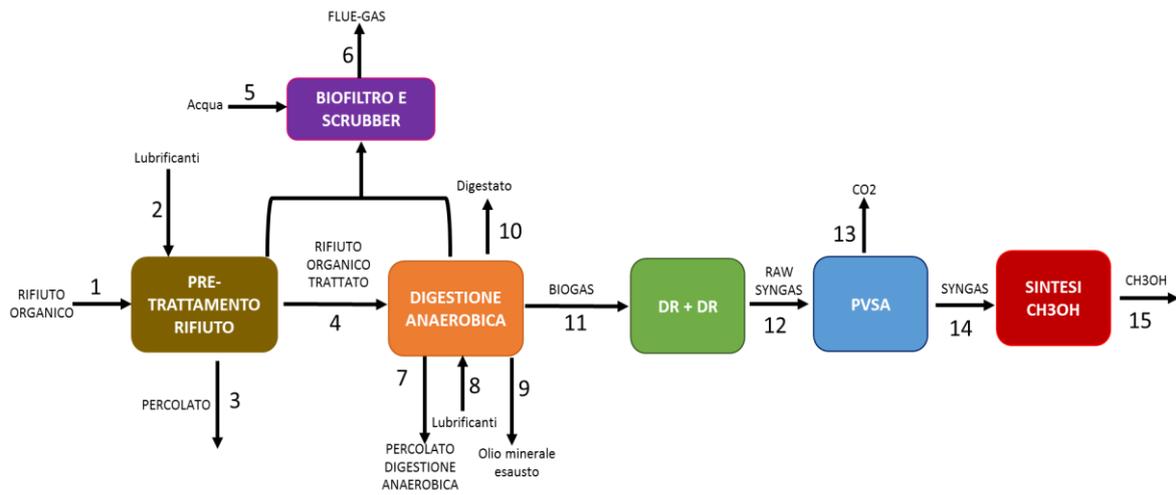


Figura 22. Flowsheet Scenario 4

Il quarto scenario (Figura 22) prevede la produzione di metanolo utilizzando il syngas ottenuto dal processo descritto nella sezione 5.1.4. Le caratteristiche dell'impianto e i consumi relativi ad esso non vengono descritti in quanto sono stati utilizzati dati del database Ecoinvent 3.

## *PARTE SPERIMENTALE*

## 6. ANALISI DEL CICLO DI VITA

Il seguente studio prevede l'impiego della metodologia LCA per valutare e confrontare diversi processi per la produzione di syngas con un rapporto H<sub>2</sub>/CO pari a 2 e per i diversi utilizzi del biogas. Verranno quindi utilizzate le fasi della metodologia descritte precedentemente. Tale studio può essere classificato "At early stage", cioè applicato in una fase precoce di sviluppo della tecnologia. Questa metodologia prevede la valutazione preliminare degli impatti e dei consumi associati ad un processo o prodotto prima che esso sia trasferito in scala industriale, ciò è importante poiché ogni qualvolta si espone un'innovazione è fondamentale capire se è fattibile economicamente e dal punto di vista ambientale. [28]

### 6.1 DEFINIZIONE DELL'OBIETTIVO E DELLO SCOPO

#### *Primo confronto*

Il presente studio ha l'obiettivo di applicare la metodologia LCA a processi appartenenti al settore chimico-industriale, in particolare alla generazione di syngas per la produzione di metanolo. Sono state comparate tre vie di produzione differenti:

- Impianto DR + SR in reattori separati (Scenario A);
- Autothermal reforming (Scenario B);
- Impianto DR + SR nel medesimo reattore (Scenario C).

Le ragioni che hanno portato a realizzare tale studio sono: in primo luogo l'importanza dell'intermedio syngas per la produzione non solo di metanolo ma anche di altri composti derivanti dalla sintesi di Fischer Tropsch, di ammoniaca e idrogeno puro; in secondo luogo per valutare se il processo convenzionale (autothermal reforming) rimane quello con caratteristiche migliori rispetto ai nuovi processi che tendono ad utilizzare la CO<sub>2</sub>, considerato generalmente uno scarto. Altro elemento importante di questo studio è che tutti e tre i processi presi in considerazione hanno in alimentazione scarti organici.

#### *Secondo confronto*

Le ragioni del secondo confronto sono date dalla materia prima dalla quale deriva biogas rifiuto organico, quindi fonte rinnovabile. La produzione del biogas oltre a trovare una soluzione per la gestione dei rifiuti, problema di attualità, permette di non estrarre combustibile fossile per la produzione di energia, combustibile per autotrazione e metanolo. Gli scenari messi a confronto sono:

- Scenario 1: solo produzione energetica;
- Scenario 2: solo produzione di biometano;

- Scenario 3: sistema misto CHP e upgrading biogas;
- Scenario 4: produzione metanolo ed energia.

### 6.1.1 Definizione dei confini del sistema

#### *Primo confronto*

I confini del sistema comprendono tutti i processi dal trattamento del rifiuto organico nell'impianto di digestione anaerobica fino alla produzione di syngas, escludendo il catalizzatore e l'impatto dovuto alla costruzione dell'impianto. I contributi di estrazione e produzione dei reagenti sono stati considerati per i lubrificanti utilizzati nel pre-trattamento e nella fermentazione anaerobica. Al rifiuto organico in ingresso è stato attribuito un impatto solo per quanto riguarda il trasporto (per un raggio di 50 km), questo tipo di impatto è stato attribuito anche ai percolati uscenti dal pre-trattamento e dal digestore poiché essi sono trattati in un impianto di trattamento acque esterno. Il sistema può essere suddiviso in due parti: la prima parte nella quale si ha la produzione di biogas e la seconda parte dove esso viene trasformato in syngas.

#### *Secondo confronto*

In questo caso i confini del sistema partono dal trattamento del rifiuto organico ed in base all'utilizzo del biogas si concludono:

- nel caso dello scenario 1 con l'immissione in griglia dell'energia prodotta;
- nel caso dello scenario 2 e 3 fino all'uscita del biometano dal digestore anaerobico;
- nel caso dello Scenario 4 fino all'uscita del metanolo dall'impianto e per l'energia fino all'immissione in griglia.

Come per il primo confronto non si tiene conto del catalizzatore, dell'impatto dovuto alla costruzione dell'impianto e del trattamento a fine vita del prodotto finito

### 6.1.2 Definizione dell'unità funzionale

#### *Primo confronto*

Per realizzare il confronto dei differenti processi è stata adoperata come unità funzionale la produzione di 1 Nm<sup>3</sup> di syngas. Così facendo è possibile attuare un confronto univoco tra processi che hanno produttività (rese) diverse, poiché tutti gli elementi in entrata e in uscita sono rapportati alla stessa quantità di syngas generato.

### *Secondo confronto*

Nel secondo confronto si è utilizzata come unità funzionale la materia prima entrante 100 t di rifiuto organico entrante nel digestore anaerobico.

#### 6.1.3 Criteri di allocazione

Non sono stati utilizzati criteri di allocazione in quanto in entrambi i confronti in uscita si ha un solo prodotto.

## **7. ANALISI DI INVENTARIO**

Definiti i parametri su cui fondare l'analisi del ciclo di vita, si passa ora alla seconda fase dell'LCA, l'analisi di inventario. Per ogni processo considerato è stato creato e modellato un bilancio di massa e uno di energia e mediante il software Simapro 8.5.0 si è determinato l'impatto ambientale.

### 7.1 ASPETTI COMUNI

La materia prima scelta, come detto in precedenza, consiste nei rifiuti organici provenienti dalle cucine di famiglie e ristoranti, da scarti di impianti di produzione alimentare e da scarti di giardini e parchi (non specificata la derivazione geografica).

Per quanto concerne il trattamento dei rifiuti organici in entrambi i confronti è stato utilizzato il medesimo impianto di digestione anaerobica. Il biogas prodotto dal digestore ha una composizione circa 50% CH<sub>4</sub> e 50% CO<sub>2</sub>, il processo dello Scenario A ha un'alimentazione FEED-DR 49,7% CH<sub>4</sub>, 50,3% CO<sub>2</sub> e FEED-SR 98,1% CH<sub>4</sub>, lo Scenario B 51,0% CH<sub>4</sub>, 49,0% CO<sub>2</sub> e lo Scenario C 50,00% CH<sub>4</sub>, 50,00% CO<sub>2</sub>. Essendo molto simili le composizioni si è assunto appunto che il biogas uscente dall'impianto di digestione sia lo stesso che entra in tutti e tre i processi. Nel caso dello Scenario A essendo l'alimentazione FEED-SR solo metano per mantenere la stessa alimentazione di biogas si è deciso di impiegare un sistema di upgrading del biogas per ottenere metano puro. Per quanto riguarda la tipologia di dato, per il digestore anaerobico sono stati utilizzati i dati di un impianto già esistente, la stessa cosa vale per l'impianto dello Scenario B, mentre lo scenario 4 è stato realizzato solo in scala di laboratorio, i bilanci di massa ed energia sono stati convertiti in scala industriale utilizzando il programma Aspen HYSYS Version 7.3. Altro elemento importante da considerare per il primo confronto è che è stato assunto un syngas uscente non contaminato da zolfo e con una percentuale di purezza non inferiore del 92,0%, per questo per lo Scenario B e C è stato necessario un sistema di rimozione della CO<sub>2</sub> (PVSA [29]).

## 7.2 SCENARIO A

Le informazioni del processo sono state prese dalla fonte [25], mentre è stato necessario prendere fonti esterne per quanto riguarda l'upgrading del biogas a metano. Avendo deciso di utilizzare come alimentazione per tutti i processi biogas e i dati relativi alla digestione anaerobica, le informazioni sono state prese da [24][27] che sarà la medesima per tutti i processi studiati in questa tesi. Come riferimento si prende la Figura 15, la Figura 23 mostra lo scenario A nel completo compresa la digestione anaerobica.

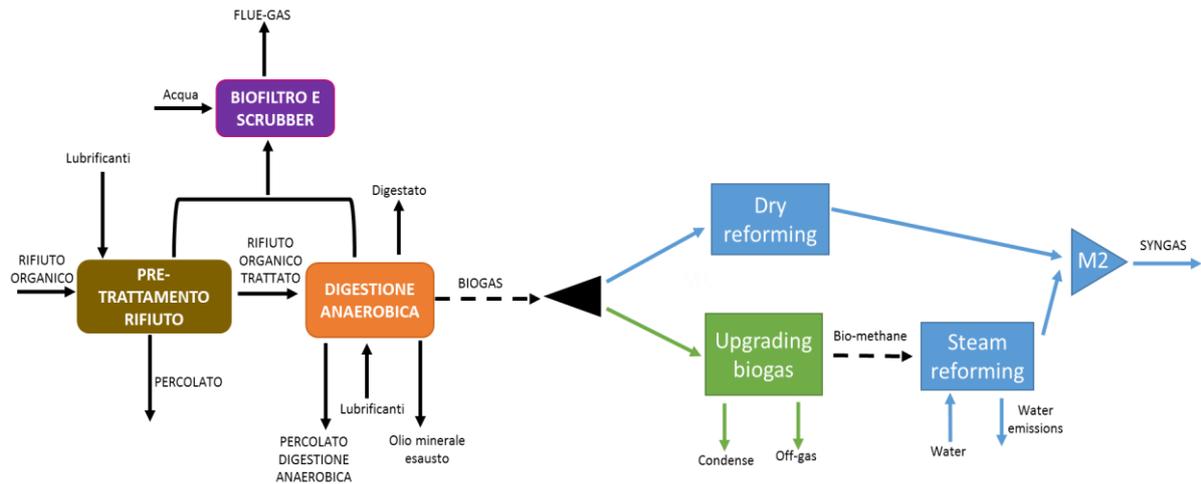


Figura 23. Scenario A completo

La fase di upgrading viene descritta in seguito:

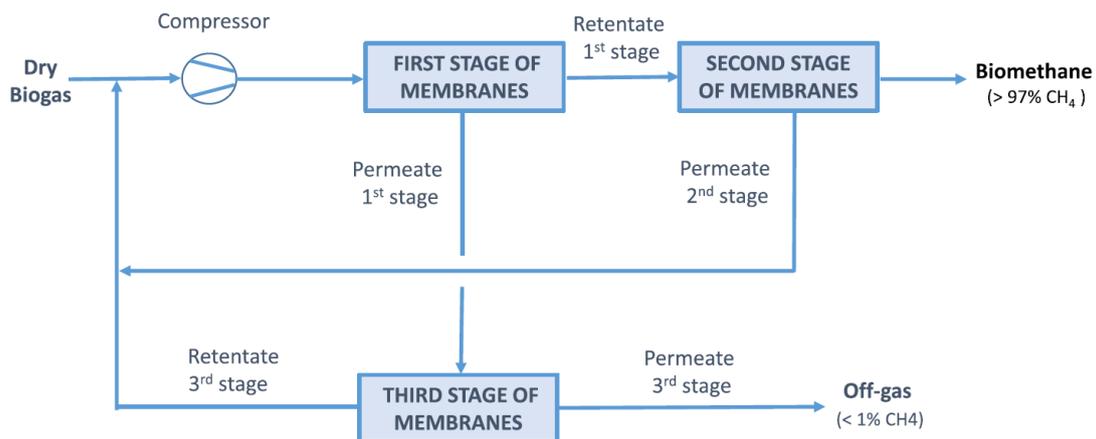


Figura 24. Fase upgrading biogas [27]

Questa fase prevede la compressione, disidratazione (responsabile del maggior consumo energetico), la rimozione di  $H_2S$  (tramite carboni attivi) e la rimozione della  $CO_2$ . Come

mostrato in Figura 24 essa prevede tre stage di separazione con membrane in fibre cave di poliammide che rimuovono il 98,0% della CO<sub>2</sub>. Questo sistema richiede 0,290 kWh per Nm<sup>3</sup> di biogas trattato. In questo caso vengono trattati 1,71 · 10<sup>6</sup> Nm<sup>3</sup> di biogas e si ottengono 8,24 · 10<sup>5</sup> Nm<sup>3</sup> di off-gas e 8,83 · 10<sup>5</sup> Nm<sup>3</sup> di biometano.

Tabella 7. Inventario Scenario A facendo riferimento alla Figura 15.

<b>EMISSIONI UPGRADING BIOGAS</b>					
<b>OUTPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>			
CH <sub>4</sub>	6,51 · 10 <sup>3</sup>	Nm <sup>3</sup>			
CO <sub>2</sub>	8,15 · 10 <sup>5</sup>	Nm <sup>3</sup>			
O <sub>2</sub>	7,41 · 10 <sup>2</sup>	Nm <sup>3</sup>			
N <sub>2</sub>	3,29 · 10 <sup>2</sup>	Nm <sup>3</sup>			
H <sub>2</sub> O	1,15 · 10 <sup>3</sup>	Nm <sup>3</sup>			
Condense	4,16 · 10 <sup>4</sup>	t			
<b>FLUSSI MATERIA</b>					
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>	<b>T°C</b>	<b>P bar</b>	<b>COMPOSIZIONE</b>
WATER	9,52 · 10 <sup>2</sup>	t	25	1	
CO <sub>2</sub>	1,85 · 10 <sup>3</sup>	t	137	1,22	
FEED-DR	6,79 · 10 <sup>2</sup>	t	137	1,22	CH <sub>4</sub> , C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> , N <sub>2</sub>
FEED-SR	6,38 · 10 <sup>2</sup>	t	93,2	2	CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub>
<b>OUTPUT</b>					
PROD-DR	2,53 · 10 <sup>3</sup>	t	100	1	CO, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> , N <sub>2</sub> , C
PROD-SR	1,47 · 10 <sup>3</sup>	t	30	1	CO, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> O, N <sub>2</sub> ,
SYNGAS	4,00 · 10 <sup>3</sup>	t	67,9	1	CO, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> , N <sub>2</sub> , C, H <sub>2</sub> O
H <sub>2</sub> O	1,19 · 10 <sup>2</sup>	t	30	2	
<b>FLUSSI VOLUMETRICI</b>					
Biogas DR	1,88 · 10 <sup>6</sup>	Nm <sup>3</sup>			
Biogas SR	1,71 · 10 <sup>6</sup>	Nm <sup>3</sup>			
CH <sub>4</sub> SR	8,83 · 10 <sup>5</sup>	Nm <sup>3</sup>			

Syngas DR	$3,72 \cdot 10^6$	Nm <sup>3</sup>			
Syngas SR	$3,66 \cdot 10^6$	Nm <sup>3</sup>			
<b>CONSUMI ENERGETICI (produzione syngas)</b>					
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>			
Heating	$4,19 \cdot 10^6$	MJ			
Electricity	$4,77 \cdot 10^4$	kWh			
Cooling water	$3,63 \cdot 10^6$	MJ			
Up-grading (SR)	$4,95 \cdot 10^5$	kWh			

Per determinare la quantità di biogas necessaria per le due alimentazioni sono stati utilizzati, ed adattati, i dati degli articoli [24][25]. Il syngas totale prodotto proviene per il 50,4% dal reattore DR e per il 49,6% dal reattore SR, la composizione in uscita è risultata pulita con un totale di impurezze del 7,00%. La resa in massa (syngas prodotto rispetto a biogas in ingresso) è dell'87.1 %.

È stata inoltre determinata la quantità di materia organica necessaria da inviare al digestore anaerobico, per la produzione di tutto il biogas necessario ( $3,59 \cdot 10^6$  Nm<sup>3</sup>) sono richieste  $4,06 \cdot 10^4$  t di rifiuto organico.

### 7.3 SCENARIO B

Le informazioni del processo sono state prese dalla fonte [26], è stato necessario prendere fonti esterne per quanto riguarda la rimozione della CO<sub>2</sub> dal syngas in quanto presente in quantità troppo elevate (27,2% CO<sub>2</sub>) [29] e i dati relativi alla digestione anaerobica. Come riferimento si prende la Figura 16, la Figura 25 mostra lo scenario B al completo, compresa la digestione anaerobica.

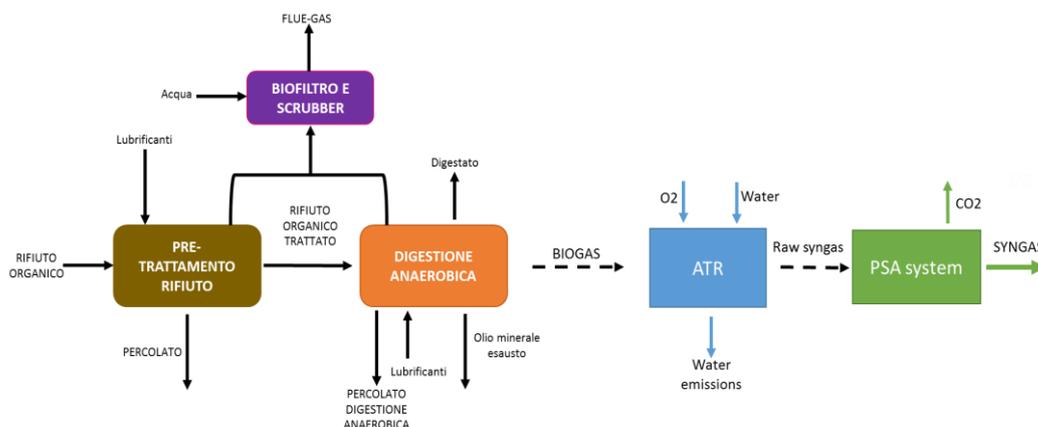


Figura 25. Confini del sistema Autothermal reforming

## Rimozione CO<sub>2</sub>

La fase di rimozione della CO<sub>2</sub> viene descritta in seguito:

Per la rimozione della CO<sub>2</sub> si è deciso di considerare un impianto PVSA (pressure vacuum swing adsorption), per quanto riguarda i consumi energetici si è adoperato un valore che rispecchia un impianto generico, con sistemi multicolonna ad uno stage o sistemi a due stage con due colonne. Nell'articolo è presente un intervallo da 0,500 a 0,800 MJ<sub>e</sub>/kg CO<sub>2</sub> [29], per il nostro caso studio è stato preso come valore 0,800 ottenendo una rimozione della CO<sub>2</sub> del 95,0%.

La PVSA è una tecnologia impiegata per separare alcune specie di gas da una miscela gassosa sotto pressione secondo le caratteristiche molecolari e l'affinità della specie per un materiale adsorbente (zeoliti, carboni attivi, setacci molecolari ecc..).

Essa solitamente prevede la fase di adsorbimento in pressione e la fase di desorbimento sotto vuoto. La tecnica della PVSA per la separazione di una miscela di gas si basa sul fatto che i componenti di una miscela gassosa sono selettivamente adsorbiti su un solido microporoso adsorbente ad una pressione relativamente elevata mediante il contatto del gas con il solido in una colonna impaccata. I componenti adsorbiti vengono quindi desorbiti dal solido abbassando le loro pressioni parziali in modo che l'adsorbente possa essere riutilizzato

Tabella 8. Inventario Scenario B facendo riferimento alla Figura 16

<b>FLUSSI MATERIA</b>				
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>	<b>T°C</b>	<b>COMPOSIZIONE</b>
1	3,53 · 10 <sup>3</sup>	t	225	H <sub>2</sub> O
2	4,53 · 10 <sup>3</sup>	t	400	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>
5 = 12	1,49 · 10 <sup>3</sup>	t	5 = 25, 12 = 200	O <sub>2</sub>
<b>OUTPUT</b>				
4	8,05 · 10 <sup>3</sup>	t	600	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O
7	9,54 · 10 <sup>3</sup>	t	1354	CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O
8	9,54 · 10 <sup>3</sup>	t	881,4	CO, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> O
9 = 10	3,74 · 10 <sup>3</sup>	t	9 = 30, 10 = 30	CO, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O
11	5,80 · 10 <sup>3</sup>	t	30	CO, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> O
<b>FLUSSI VOLUMETRICI</b>				

Biogas	$3,41 \cdot 10^6$	Nm <sup>3</sup>		
Syngas	$6,57 \cdot 10^6$	Nm <sup>3</sup>		
<b>CONSUMI ENERGETICI (produzione syngas)</b>				
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>		
Fired heat	$4,91 \cdot 10^6$	MJ		
Steam	$3,50 \cdot 10^7$	MJ		
Consumi PVSA	$2,67 \cdot 10^6$	MJ		

La resa in massa, calcolata come per lo scenario A, risulta essere del 54,5%.

Per determinare la quantità di biogas necessaria sono stati utilizzati i dati relativi all'articolo [26]. È stata inoltre determinata la quantità di materia organica necessaria da inviare al digestore anaerobico, per la produzione di tutto il biogas necessario ( $3,41 \cdot 10^6$  Nm<sup>3</sup>) sono richieste  $3,86 \cdot 10^4$  t di rifiuto organico.

Per calcolare i consumi energetici è stato necessario usufruire di fonti esterne per mancanza di qualche dato, in particolare la quantità del fired heat [30], la quantità dello steam [30] e i consumi della PVSA [29].

#### 7.4 SCENARIO C

I dati relativi al seguente processo sono stati forniti dall'università di Bologna e sono dati in scala di laboratorio, grazie al programma Aspen HYSYS (Version 7.3) sono stati simulati in scala industriale. I dati impiegati sono dati preliminari, che danno un'idea dell'ordine di grandezza dei consumi energetici e delle portate. La Figura 26. Mostra lo scenario.[35]

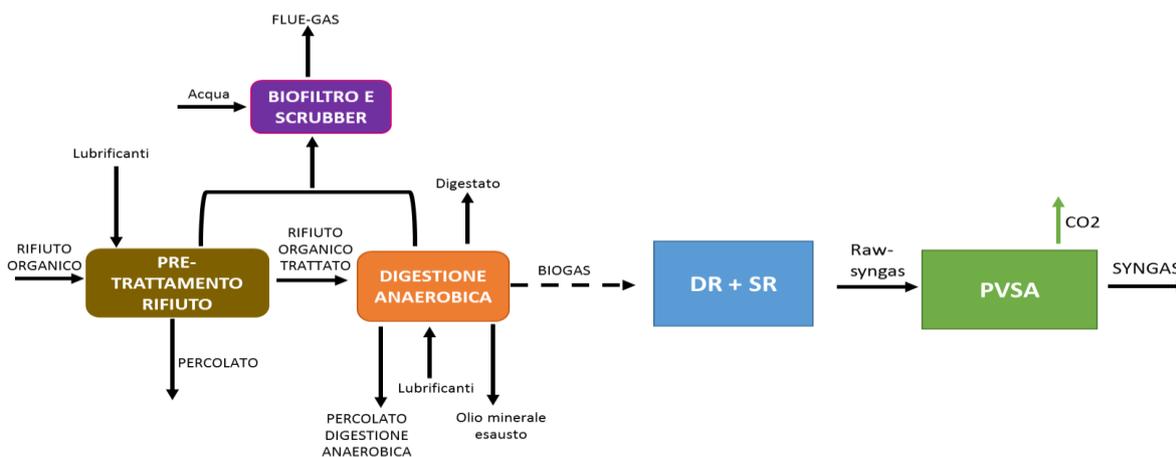


Figura 26. Confini del sistema DR + SR unico reattore

Tabella 9. Inventario Scenario C facendo riferimento alla Figura 18.

<b>FLUSSI MATERIA</b>					
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>	<b>T°C</b>	<b>P bar</b>	<b>COMPOSIZIONE</b>
Water-base	$6,87 \cdot 10^{-7}$	t	25	1	H <sub>2</sub> O
0-biogas	$9,14 \cdot 10^{-7}$	t	25	1	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>
Fuel biogas	$1,10 \cdot 10^{-6}$	t	25	1	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>
Air	$4,98 \cdot 10^{-6}$	t	25	1	N <sub>2</sub> , O <sub>2</sub>
<b>OUTPUT</b>					
Syngas dry	$7,10 \cdot 10^{-7}$	t	30	1	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O, CO, H <sub>2</sub>
Water	$4,65 \cdot 10^{-7}$	t	30	1	
OFF-GAS	$5,04 \cdot 10^{-6}$	t	965	1	
<b>FLUSSI VOLUMETRICI</b>					
0-biogas	$6,82 \cdot 10^{-4}$	Nm <sup>3</sup>			
Fuel biogas	$8,22 \cdot 10^{-4}$	Nm <sup>3</sup>			
Syngas dry	$1,38 \cdot 10^{-3}$	Nm <sup>3</sup>			
OFF-GAS	$4,69 \cdot 10^{-3}$	Nm <sup>3</sup>			
<b>CONSUMI ENERGETICI (produzione syngas)</b>					
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>			
Q-101 (LNG-100)	3,03	KJ			
Q-103 (LNG-101)	0,638	KJ			
Q-105 (P-100)	$2,63 \cdot 10^{-3}$	KJ			
Q-102 (ERV-100)	3,83	KJ			
Consumi PVSA	$3,39 \cdot 10^{-4}$	MJ			
<b>OUTPUT</b>					
Q-107 (K-102)	0,86	KJ			
Q-108 (V-100)	2,89	KJ			
OFF-GAS	9,6	KJ			

La resa in massa è stata calcolata in 77,7%.

Per determinare la quantità di biogas necessaria si sono utilizzati i dati relativi all'articolo [24]. È stata inoltre determinata la quantità di materia organica necessaria da inviare al digestore anaerobico, per la produzione di tutto il biogas necessario ( $1,50 \cdot 10^{-3}$  Nm<sup>3</sup>) sono

richieste  $1,70 \cdot 10^5$  t di rifiuto organico, dove circa il 45% è impiegato per la produzione di syngas mentre il restante 55% per coprire i consumi energetici.

Per calcolare i consumi energetici relativi alla PVSA è stato necessario usufruire di fonti esterne [29]. Il consumo energetico del compressore K-100 e l'energia ottenibile dal decompressore K-101 sono stati omessi in quanto si controbilanciano, il compressore ha un valore positivo (+ 0,495 KJ) mentre il decompressore ha valore negativo (- 0,495 KJ). L'OFF-GAS possiede un valore negativo poiché all'uscita ha ancora una quantità di energia termica tale da poter essere sfruttata, nel seguente caso non è specificato come viene sfruttata quell'energia (così vale anche per Q-108 e Q-107) perciò non viene attribuita un'efficienza, a parte per il Q-107 in quanto si genera da energia meccanica energia elettrica (efficienza 0,65 [33]). È stata fatta questa assunzione poiché generalmente in un impianto industriale si cerca di ottimizzare al meglio l'impiego di energia e, dove è possibile, recuperarla. È stato necessario impiegare anche il sistema PVSA per arrivare ad un livello di purezza non minore del 92%.

## 7.5 SCENARIO 1

Il flowsheet dell'impianto è rappresentato dalla Figura 19. L'impianto di digestione anaerobica è già stato descritto nella sezione 5.1.1. Il CHP come detto in precedenza è un sistema di cogenerazione di energia elettrica e calore, nel seguente caso non è stato specificato il tipo di impianto. Si ha una portata entrante di 100 t di rifiuto organico, che porta ad una produzione di  $8,85 \cdot 10^3$  Nm<sup>3</sup> di biogas destinato totalmente all'impianto CHP, l'energia prodotta da tale impianto sarà destinata in parte per compensare i consumi dell'impianto stesso ed il rimanente da mettere in griglia.

Tabella 10. Inventario Scenario 1 (riferimento Figura 19)

<b>FLUSSI MATERIA</b>		
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>
Organic fraction of MWS	100	t
Lubrificanti	0,008	t
Acqua	7,33	t
Aria CHP	98,9	t
<b>OUTPUT</b>		
Flue-gas	1360	t

Percolato TOT	14,5	t
Olio min. esausto	0,0061	t
Flue-gas CHP	$8,56 \cdot 10^4$	Nm <sup>3</sup>
Digestato	51,8	t
<b>CONSUMI ENERGETICI</b>		
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>
Diesel	1440	MJ
Diesel	0,0557	t
Energia Elettrica	$2,56 \cdot 10^3$	kWh
<b>OUTPUT CHP</b>		
Energia elettrica	$1,61 \cdot 10^4$	kWh
Energia termica	$2,13 \cdot 10^4$	MJ

I lubrificanti sono utilizzati nella fase di pre-trattamento e nella digestione anaerobica. I percolati in uscita sia dal pre-trattamento che dalla digestione anaerobica sono inviati a impianti di trattamento esterni (si tiene conto dell'impatto dovuto al trasporto), gli inquinanti presenti in maggiore quantità nei percolati sono il COD e l'azoto ammoniacale. Il digestato è inviato ad un impianto di compostaggio. La composizione del Flue-gas uscente dal biofiltro non viene specificata, mentre quella del flue-gas del sistema CHP presenta la seguente composizione:

Tabella 11. composizione Flue gases CHP per una portata  $8,56 \cdot 10^4$  Nm<sup>3</sup>, in kg.

<b>Cu</b>	<b>Vn</b>	<b>COT</b>	<b>PM</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>HCl</b>	<b>Hg</b>	<b>HF</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>Cd + Tl</b>	<b>IPA</b>
2,83E-3	2,83E-3	2,38	0,197	2,61	0,405	5,99E-4	0,0368	0,157	1,63E-3	5,74E-3
<b>PCDD+</b>	<b>Sb</b>	<b>As</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>NOx</b>	<b>CO</b>	
2,31E-10	2,83E-3	2,83E-3	2,83E-3	2,65E-3	4,28E-3	4,71E-3	2,83E-3	21,2	17,6	

Ed 16,6 t/d di CO<sub>2</sub> biogenico.

Unico consumo energetico in questo scenario è per il pre-trattamento poiché non c'è produzione di biometano. I consumi relativi al pre-trattamento per 100 t di rifiuto entrante sono: carburante per la triturazione, carburante (diesel) per le pale e energia elettrica.

## 7.6 SCENARIO 2

Il flowsheet dell'impianto è rappresentato dalla Figura 20. L'impianto di digestione anaerobica è già stato descritto nella sezione 5.1.1. In questo scenario l'elemento differente è il sistema di upgrading del biogas descritto all'inizio della sezione 7.2. Si ha come lo scenario precedente una portata entrante di rifiuto organico di 100 t che porta alla produzione di  $8,85 \cdot 10^3 \text{ Nm}^3$  di biogas destinato a diventare biometano ( $4,58 \cdot 10^3 \text{ Nm}^3$ ). Rispetto allo scenario precedente molti flussi di materia sono i medesimi, saranno aggiunti in tabella solo quelli differenti. In questo scenario non si considerano i flussi relativi al sistema CHP. La stessa cosa vale per i consumi energetici relativi al pre-trattamento.

Tabella 12. Inventario Scenario 2 (riferimento Figura 20)

<b>FLUSSI MATERIA</b>		
<b>OUTPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>
OFF-gas	$3,87 \cdot 10^3$	$\text{Nm}^3$
Condense	0,315	t
BioCH <sub>4</sub>	$4,58 \cdot 10^3$	$\text{Nm}^3$
<b>COMPOSIZIONE OFF-GAS</b>		
CH <sub>4</sub>	30,6	$\text{Nm}^3$
CO <sub>2</sub>	$3,83 \cdot 10^3$	$\text{Nm}^3$
O <sub>2</sub>	3,48	$\text{Nm}^3$
N <sub>2</sub>	1,55	$\text{Nm}^3$
H <sub>2</sub> O	5,42	$\text{Nm}^3$
<b>CONSUMI ENERGETICI</b>		
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>
Up-grading	$2,57 \cdot 10^3$	kWh

Per l'upgrading del biogas si ha un consumo di  $0,29 \text{ kWh/Nm}^3$  di biogas trattato.

## 7.7 SCENARIO 3

Il flowsheet dell'impianto è rappresentato dalla Figura 21. L'impianto di digestione anaerobica è già stato descritto nella sezione 5.1.1. In questo scenario il biogas è impiegato sia per produrre energia che biometano, in particolare  $4,30 \cdot 10^3 \text{ Nm}^3$  andranno al CHP, mentre

$4,55 \cdot 10^3 \text{ Nm}^3$  porteranno alla generazione di biometano ( $2,47 \cdot 10^3 \text{ Nm}^3$ ). La portata entrante di rifiuto è la medesima dei due scenari precedenti. I flussi di massa ed energia relativi al pre-trattamento sono i medesimi dei due scenari precedenti.

Tabella 13. Inventario Scenario 3 (riferimento Figura 21)

<b>FLUSSI MATERIA</b>		
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>
Aria CHP	48,2	t
<b>OUTPUT</b>		
Flue-gas CHP	$4,06 \cdot 10^4$	$\text{Nm}^3$
OFF-gas	$1,98 \cdot 10^3$	$\text{Nm}^3$
Condense	0,16	t
BioCH <sub>4</sub>	$2,47 \cdot 10^3$	$\text{Nm}^3$
<b>COMPOSIZIONE OFF-GAS</b>		
CH <sub>4</sub>	15,7	$\text{Nm}^3$
CO <sub>2</sub>	$1,96 \cdot 10^3$	$\text{Nm}^3$
O <sub>2</sub>	1,78	$\text{Nm}^3$
N <sub>2</sub>	0,793	$\text{Nm}^3$
H <sub>2</sub> O	2,77	$\text{Nm}^3$
<b>CONSUMI ENERGETICI</b>		
<b>INPUT</b>	<b>AMOUNT</b>	<b>UNIT</b>
Up-grading	$1,31 \cdot 10^3$	kWh
<b>OUTPUT CHP</b>		
Energia elettrica	$7,83 \cdot 10^3$	kWh
Energia termica	$1,04 \cdot 10^4$	MJ

Tabella 14. composizione Flue gases CHP per una portata di  $4,06 \cdot 10^4 \text{ Nm}^3$ , in kg.

<b>Cu</b>	<b>Vn</b>	<b>COT</b>	<b>PM</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>HCl</b>	<b>Hg</b>	<b>HF</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>Cd + Tl</b>	<b>IPA</b>
1,34E-3	1,34E-3	1,13	0,0934	1,24	0,192	2,84E-4	0,0175	0,0743	7,71E-4	2,72E-3
<b>PCDD+</b>	<b>Sb</b>	<b>As</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PCDF</b>

---

1,10E-10	1,34E-3	1,34E-3	1,34E-3	1,26E-3	2,03E-3	2,23E-3	1,34E-3	10,1	8,32
----------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	------	------

---

Ed 7,83 t di CO<sub>2</sub> biogenico.

#### 7.8 SCENARIO 4

Parte dell'LCI relativo allo scenario 4 (dall'entrata del rifiuto organico nel digestore all'uscita del syngas) si trova nella sezione 7.4, i dati riguardanti la produzione del metanolo sono stati presi, come detto precedentemente, dal database Ecoinvent 3. I dati relativi alla digestione anaerobica sono i medesimi della Tabella 10 (non tenendo conto di quelli del sistema CHP). In questo caso come impatto evitato si ha la non produzione da Natural gas di 1140 kg di metanolo e dalla produzione di  $7,11 \cdot 10^7$  KJ termici e  $5,07 \cdot 10^6$  KJ elettrici. [35]

## 8 VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI

Successivamente all'inventario, la terza fase dell'LCA è la valutazione degli impatti ambientali associati ad ogni scenario descritto precedentemente. Come descritto nella sezione 3.5.4 sono stati utilizzati due metodi di analisi, il ReCiPe 2016 ed il CED (Cumulative Energy Demand). Nel primo gli effetti sull'ambiente e sull'ecosistema dei flussi di ingresso ed uscita di materia ed energia vengono quantificati ed associati a 17 categorie di impatto intermedie (midpoint), successivamente cumulabili in 3 categorie di danno (endpoint), mentre il secondo analizza il fabbisogno di risorse esprimendo i risultati in termini energetici (MJ equivalenti). L'utilizzo congiunto dei due metodi permette di ottenere un'analisi ambientale che tenga in considerazione tutti gli aspetti importanti, gli impatti con il metodo ReCiPe ed il consumo di risorse energetiche con il metodo CED.

### 8.1 METODO CED

Il CED è un metodo di analisi che valuta il fabbisogno di risorse (dirette ed indirette) associate ad un processo, esprimendo i risultati in termini energetici (MJ equivalenti). Il consumo di risorse energetiche viene suddiviso in 6 categorie di impatto: fossile, nucleare e biomassa da foreste primarie o da coltura dedicata facenti parte delle risorse non rinnovabili; biomassa da scarti, vento, solare, geotermico e acqua che invece appartengono a quelle rinnovabili. Valori positivi in termini di MJeq. indicano un consumo di risorse, mentre valori negativi indicano un risparmio di risorse in termini ambientali poiché viene evitata la produzione della stessa quantità di energia da fonti tradizionali. Maggiore è il valore di questo parametro, maggiore sarà il consumo di risorse associato e quindi di impatto ambientale. [14]

### 8.2 METODO ReCiPe 2016

Come detto in precedenza questo metodo di analisi prevede a livello intermedio 18 categorie di impatto, ma dal momento che non tutte sono risultate influenti ai fini del carico ambientale complessivo si è deciso di considerare e descrivere solo quelle categorie che in seguito a normalizzazione e pesatura hanno un peso sul risultato totale maggiore dell'1%.

Le categorie quindi considerate sono:

- Cambiamento climatico (Climate change): questa categoria a livello di endpoint si riflette su Human health, Terrestrial ecosystems e Freshwater ecosystem; il primo ha come unità di misura il DALY mentre i due che seguono le species.yr (descritti nelle sezioni 3.5.4.1 e 3.5.4.2). Questa categoria è data dall'emissione di gas serra e viene espressa in kg di CO<sub>2</sub> eq., essendo CO<sub>2</sub> il gas serra preso come riferimento.

- Formazione di polveri sottili (Fine particulate matter formation): questo tipo di inquinante può essere emesso sia da fonte naturale che da fonte antropica, nel nostro caso analizzando impianti industriali la fonte sarà solo quella antropica. Il particolato può essere suddiviso in base alla grandezza del diametro delle particelle, le PM<sub>10</sub> hanno un diametro minore di 10 µm, mentre le PM<sub>2,5</sub> hanno un diametro minore di 2,5 µm. Le particelle con diametro minore sono quelle più pericolose in quanto penetrano più in profondità nell'apparato respiratorio (fino agli alveoli). L'unità di misura degli impatti di questa categoria è il kg di PM<sub>10</sub> eq.; tale categoria si riflette su quella di danno alla salute umana, misurata in DALY.
- Tossicità umana (Human toxicity): questa categoria è divisa in due sottocategorie: tossicità umana cancerogena e tossicità umana non cancerogena. Questo effetto è dato dalla persistenza nell'ambiente e nell'accumulo nella catena alimentare delle sostanze chimiche tossiche. Per la valutazione del destino delle sostanze chimiche il metodo ReCiPe 2016 impiega USES-LCA 2.0, un modello globale del destino degli inquinanti. Come unità di misura degli impatti si utilizza il kg di 1,4- diclorobenzene eq. (1,4DCB-eq), il cui danno viene espresso in DALY.
- Scarsità di risorse fossili (Fossil resource scarcity): con questa categoria si considerano i danni causati dal consumo di risorse non rinnovabili (petrolio, carbone e metano). L'unità di misura è il kg di petrolio eq./unità di risorsa, che si traduce in USD2013 quando si valuta il danno che esso provoca.
- Consumo di acqua (Water consumption): questa categoria, che a livello midpoint è espressa in m<sup>3</sup>, può provocare danni sia alla salute umana (Water consumption human health in DALY) che all'ecosistema (Water consumption terrestrial ecosystem e Water consumption aquatic ecosystems calcolati in species.yr). Per consumo di acqua si intende l'evaporazione, l'incorporazione in prodotti e il trasferimento in altri bacini idrografici (anche il mare) rispetto al luogo d'origine, quindi l'acqua che è stata consumata non è più disponibile nel bacino di origine né per l'uomo né per gli ecosistemi. [13]

## 8.3 PRIMO CONFRONTO

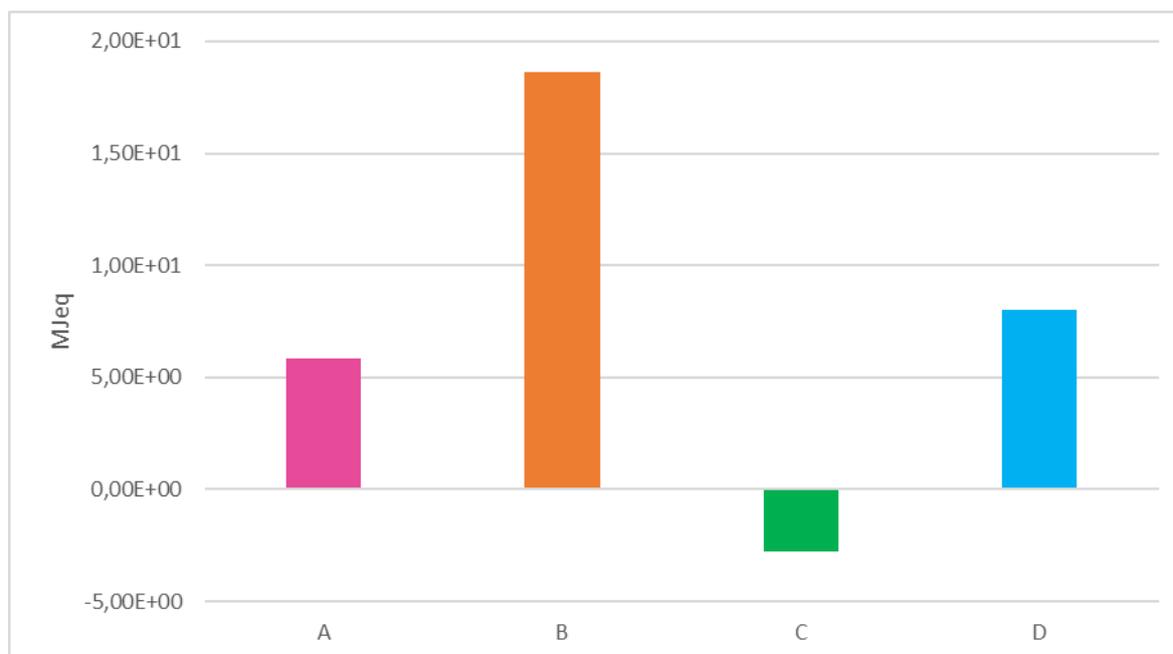
### 8.3.1 CED

Nell'analisi dei risultati è stato aggiunto un ulteriore Scenario (D) che rappresenta lo scenario C senza però tener conto dell'energia prodotta in eccesso.

Tabella 36. Valori categorie CED espressi in Mjeq.

<b>Categoria di impatto</b>	<b>Scenario (A)</b>	<b>Scenario (B)</b>	<b>Scenario (C)</b>	<b>Scenario (D)</b>
<b>Non renewable, fossil</b>	4,22E+00	1,55E+01	-4,67E+00	5,08E+00
<b>Non renewable, nuclear</b>	1,19E+00	2,23E+00	1,40E+00	2,18E+00
<b>Non renewable, biomass</b>	2,58E-05	8,93E-05	5,43E-06	3,29E-05
<b>Renewable, biomass</b>	9,54E-02	3,39E-01	1,09E-01	1,73E-01
<b>Renewable, wind, solar, geother</b>	8,85E-02	1,68E-01	9,91E-02	1,59E-01
<b>Renewable, water</b>	2,28E-01	4,16E-01	2,60E-01	4,04E-01
<b>TOTALE</b>	<b>5,82E+00</b>	<b>1,86E+01</b>	<b>-2,80E+00</b>	<b>7,99E+00</b>

Grafico 1. Rappresentazione grafica della somma totale delle categorie CED.



### 8.3.2 ReCiPe

Non sono mostrate tutte le categorie di impatto considerate ma solo quelle descritte nella sezione 8.1, inoltre come detto in precedenza la teoria culturale scelta è quella gerarchica.

Tabella 37. Categorie di impatto endpoint espresse in Pt.

CATEGORIE	Scenario (A)	Scenario (B)	Scenario (C)	Scenario (D)
<b>Global warming</b>	3,73E-03	2,74E-02	-6,22E-03	8,00E-03
<b>Fine particulate matter formation</b>	3,98E-03	1,20E-02	3,93E-03	6,64E-03
<b>Terrestrial acidification</b>	4,05E-04	1,31E-03	4,06E-04	6,98E-04
<b>Human toxicity</b>	1,37E-03	2,56E-03	1,47E-03	2,20E-03
<b>Fossil resource scarcity</b>	1,80E-02	7,07E-02	-2,64E-02	2,04E-02
<b>Water consumption</b>	4,47E-03	6,50E-03	9,77E-03	9,89E-03
<b>Others</b>	6,74E-04	1,49E-03	8,40E-04	1,22E-03
<b>TOTALE</b>	3,26E-02	1,22E-01	-1,62E-02	4,90E-02

Grafico 2. Rappresentazione grafica della somma totale degli impatti in Pt per ogni scenario.

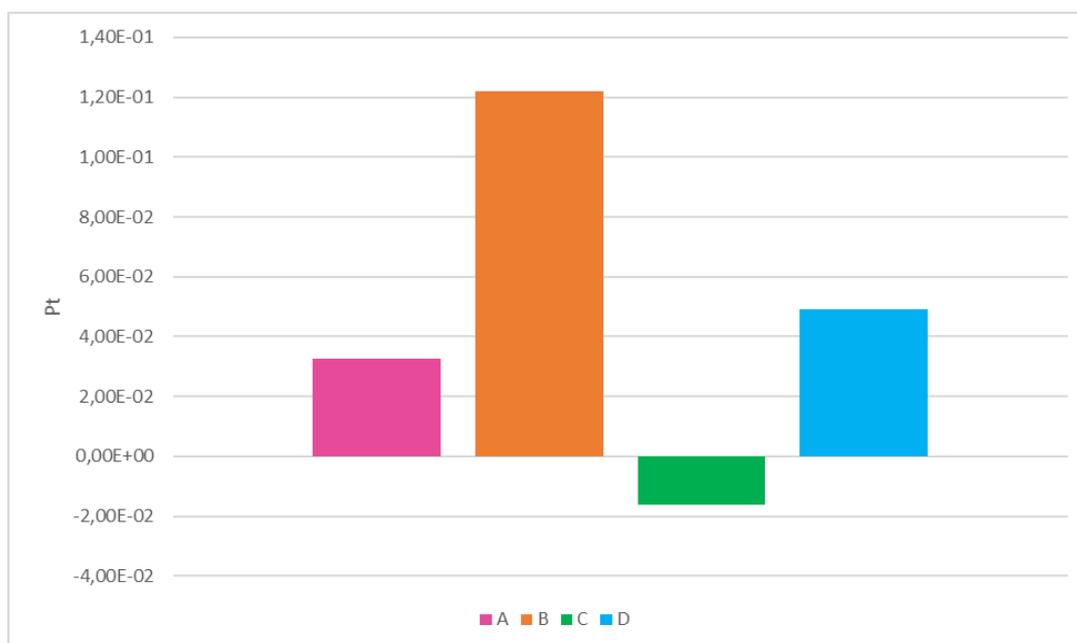


Grafico 3. Rappresentazione grafica delle singole categorie di impatto in single score ogni scenario.

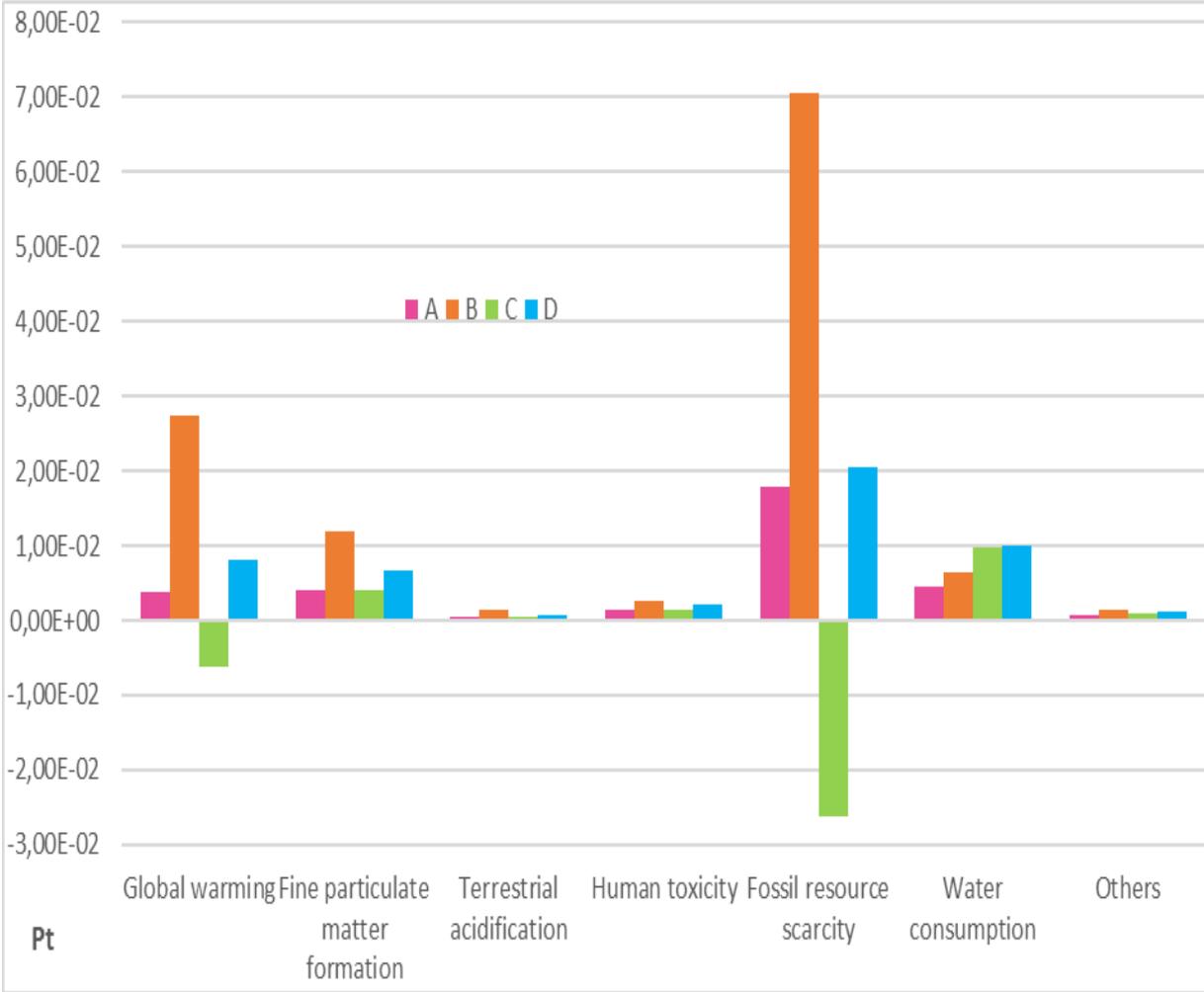
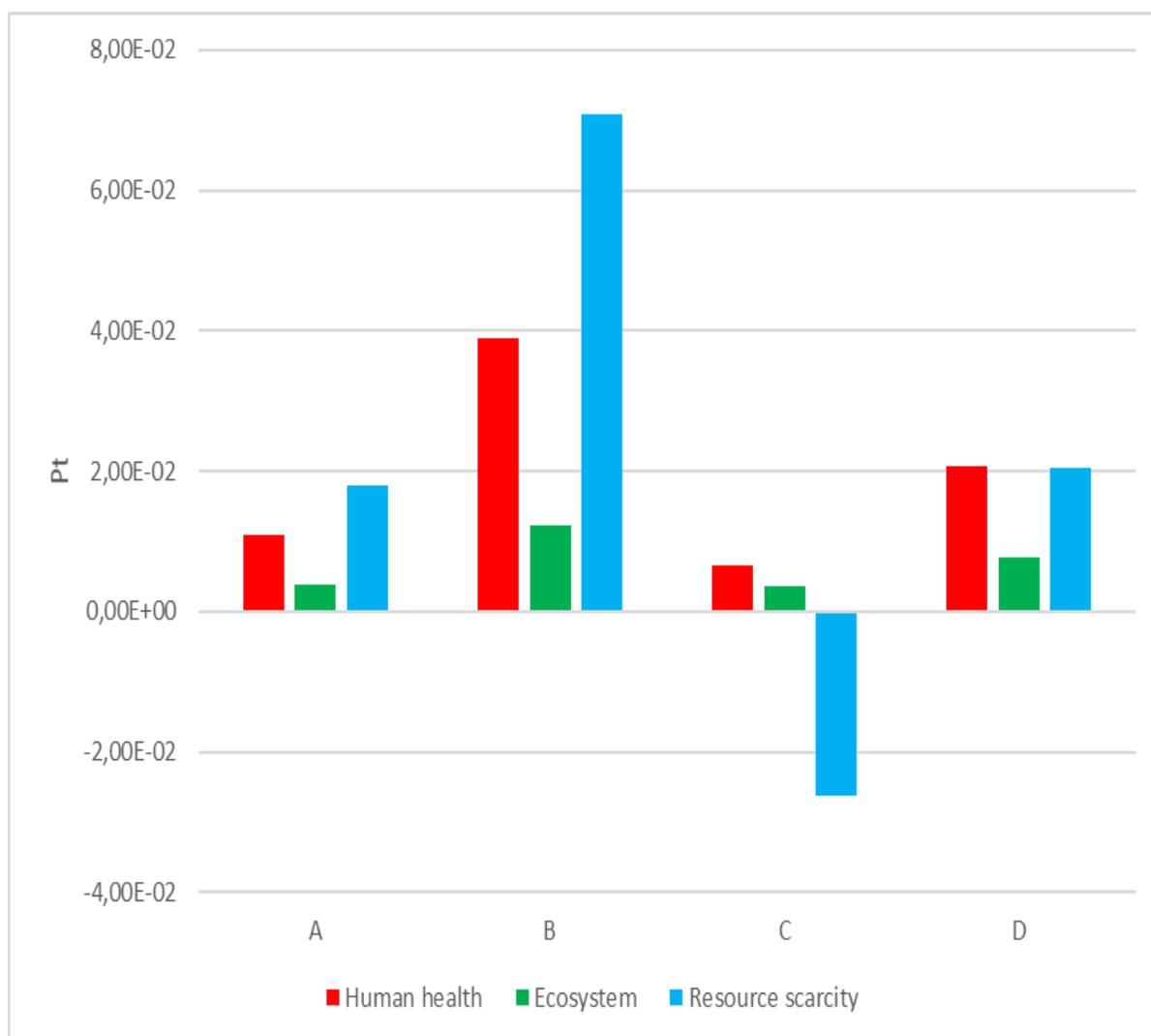


Tabella 38. Categorie di danno endpoint in Pt.

Categorie	Scenario A	Scenario B	Scenario C	Scenario D
<b>Human health</b>	1,08E-02	3,89E-02	6,60E-03	2,08E-02
<b>Ecosystem</b>	3,74E-03	1,22E-02	3,54E-03	7,79E-03
<b>Resource scarcity</b>	1,81E-02	7,08E-02	-2,63E-02	2,05E-02

Grafico 4. Rappresentazione grafica delle categorie di danno endpoint in Pt.



## 8.4 SECONDO CONFRONTO

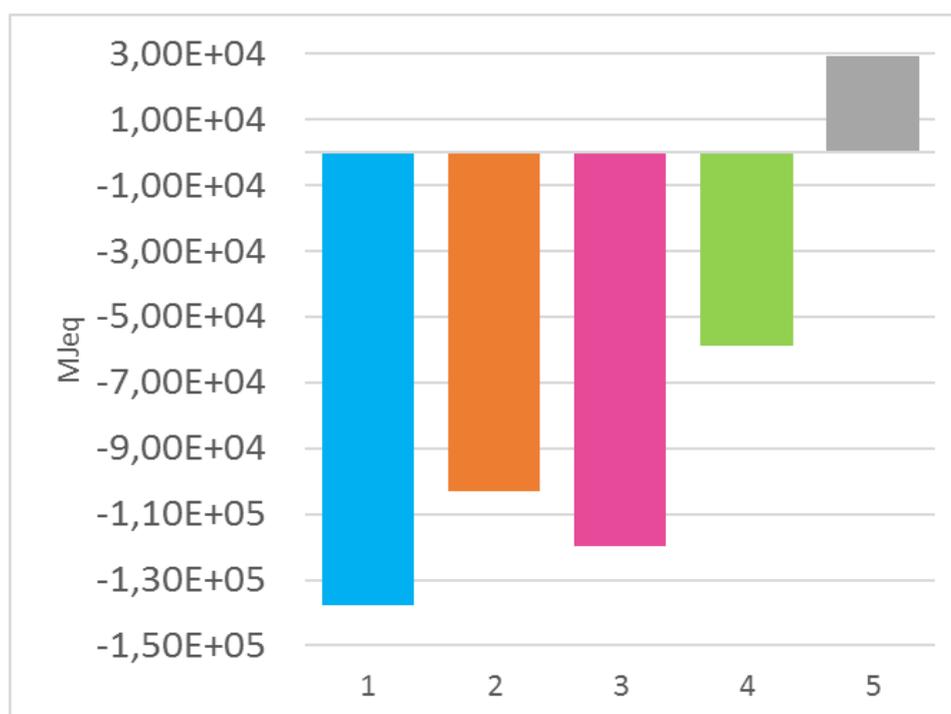
In aggiunta ai quattro scenari descritti, lo Scenario 5, consiste nello scenario 4 senza però considerare i recuperi energetici.

### 8.4.1 CED

Tabella 39. Valori categorie CED espressi in Mjeq.

<b>Categoria di impatto</b>	<b>Scenario (1)</b>	<b>Scenario (2)</b>	<b>Scenario (3)</b>	<b>Scenario (4)</b>	<b>Scenario (5)</b>
<b>Non renewable, fossil</b>	-6,66E+04	-1,38E+05	-1,03E+05	-7,44E+04	4,88E+03
<b>Non renewable, nuclear</b>	-5,33E+04	2,60E+04	-1,25E+04	1,17E+04	1,80E+04
<b>Non renewable, biomass</b>	-6,38E-01	2,96E-01	-1,58E-01	-9,16E-03	2,14E-01
<b>Renewable, biomass</b>	-4,37E+03	2,08E+03	-1,06E+03	9,09E+02	1,43E+03
<b>Renewable, wind, solar, geoth</b>	-4,09E+03	1,92E+03	-1,00E+03	8,37E+02	1,33E+03
<b>Renewable, water</b>	-9,57E+03	4,72E+03	-2,23E+03	2,26E+03	3,43E+03
<b>TOTALE</b>	-1,38E+05	-1,03E+05	-1,20E+05	-5,87E+04	2,91E+04

Grafico 5. Rappresentazione grafica della somma totale delle categorie CED.



### 8.4.2 ReCiPe

Tabella 40. Categorie di impatto endpoint espresse in Pt.

<b>CATEGORIE</b>	<b>Scenario (1)</b>	<b>Scenario (2)</b>	<b>Scenario (3)</b>	<b>Scenario (4)</b>	<b>Scenario (5)</b>
<b>Global warming</b>	-1,37E+02	8,39E+01	-2,33E+01	-6,35E+01	5,22E+01
<b>Fine particulate matter formation</b>	-4,16E+01	5,10E+01	6,03E+00	3,15E+01	5,35E+01
<b>Terrestrial acidification</b>	-3,51E+00	5,23E+00	9,82E-01	2,97E+00	5,36E+00
<b>Human toxicity</b>	-3,52E+01	2,15E+01	-6,08E+00	1,21E+01	1,81E+01
<b>Fossil resource scarcity</b>	-1,22E+02	-7,75E+02	-4,58E+02	-4,05E+02	-2,45E+01
<b>Water consumption</b>	7,14E+01	8,13E+01	7,65E+01	7,97E+01	8,06E+01
<b>Others</b>	-2,25E+00	1,12E+01	4,64E+00	6,75E+00	9,80E+00
<b>TOTALE</b>	-2,70E+02	-5,21E+02	-3,99E+02	-3,35E+02	1,95E+02

Grafico 6. Rappresentazione grafica della somma totale degli impatti in Pt per ogni scenario.

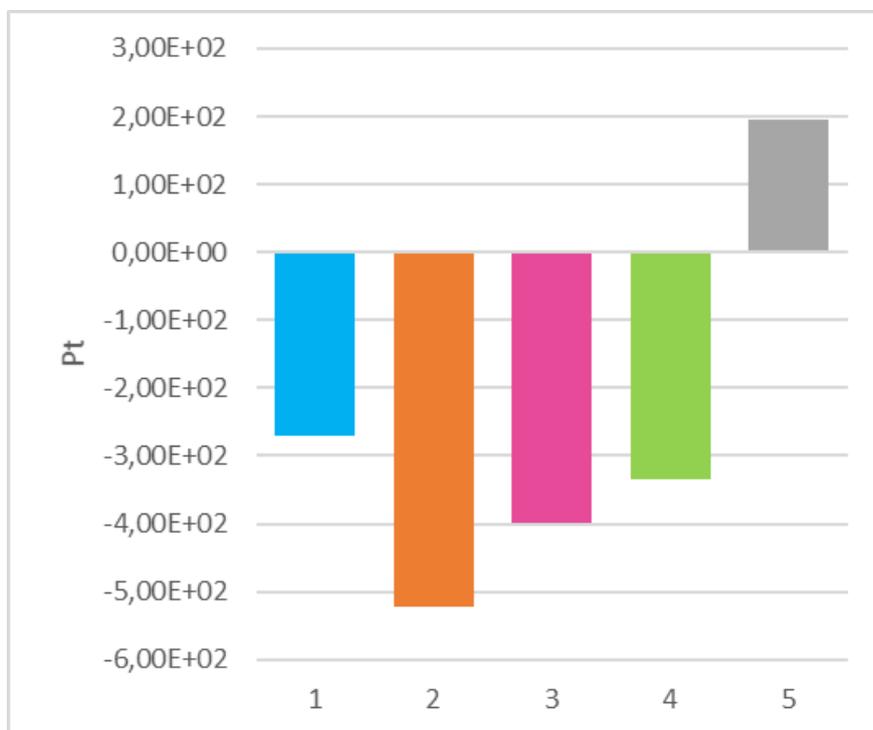


Grafico 7. Rappresentazione grafica delle singole categorie di impatto in single score per ogni scenario.

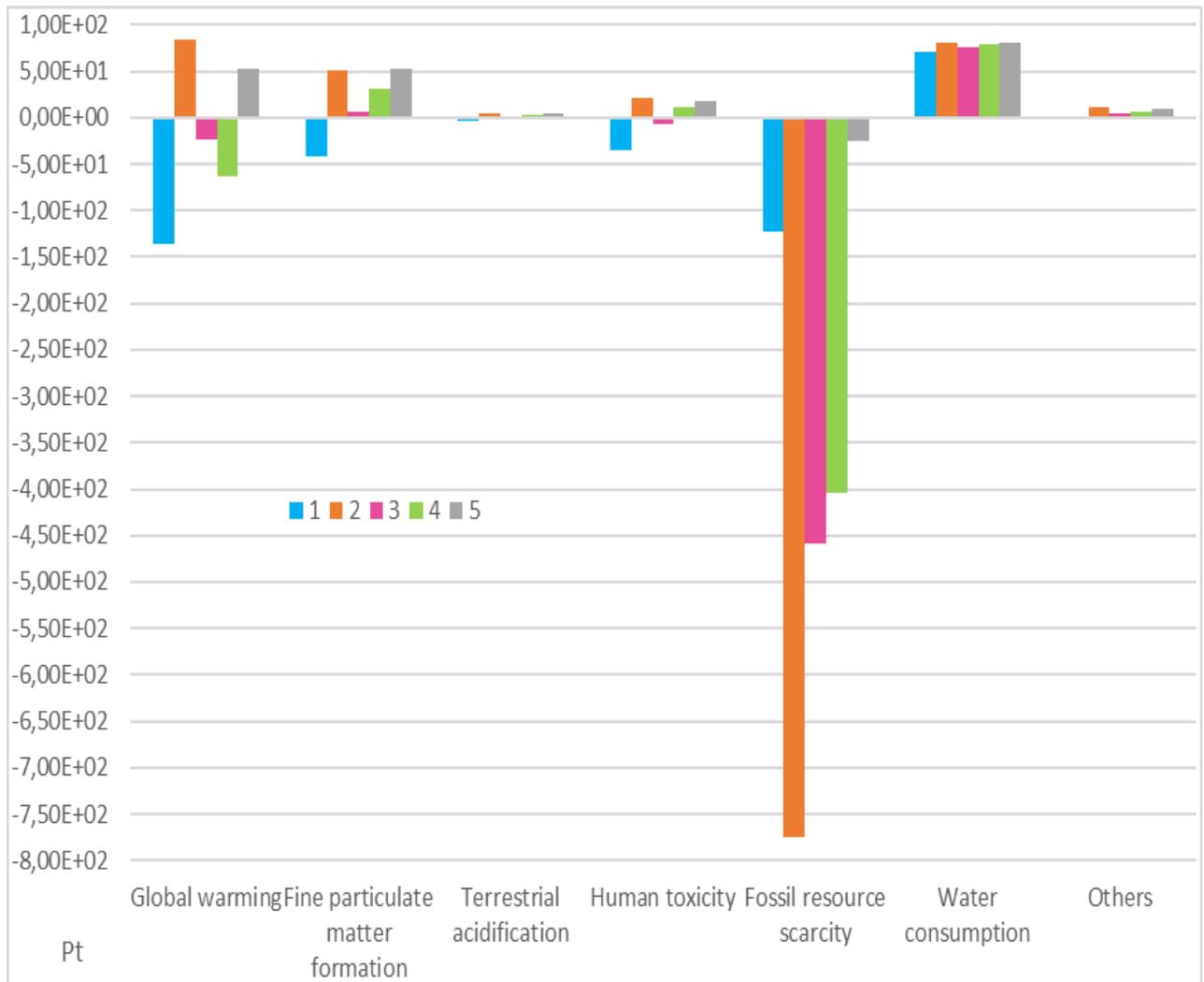
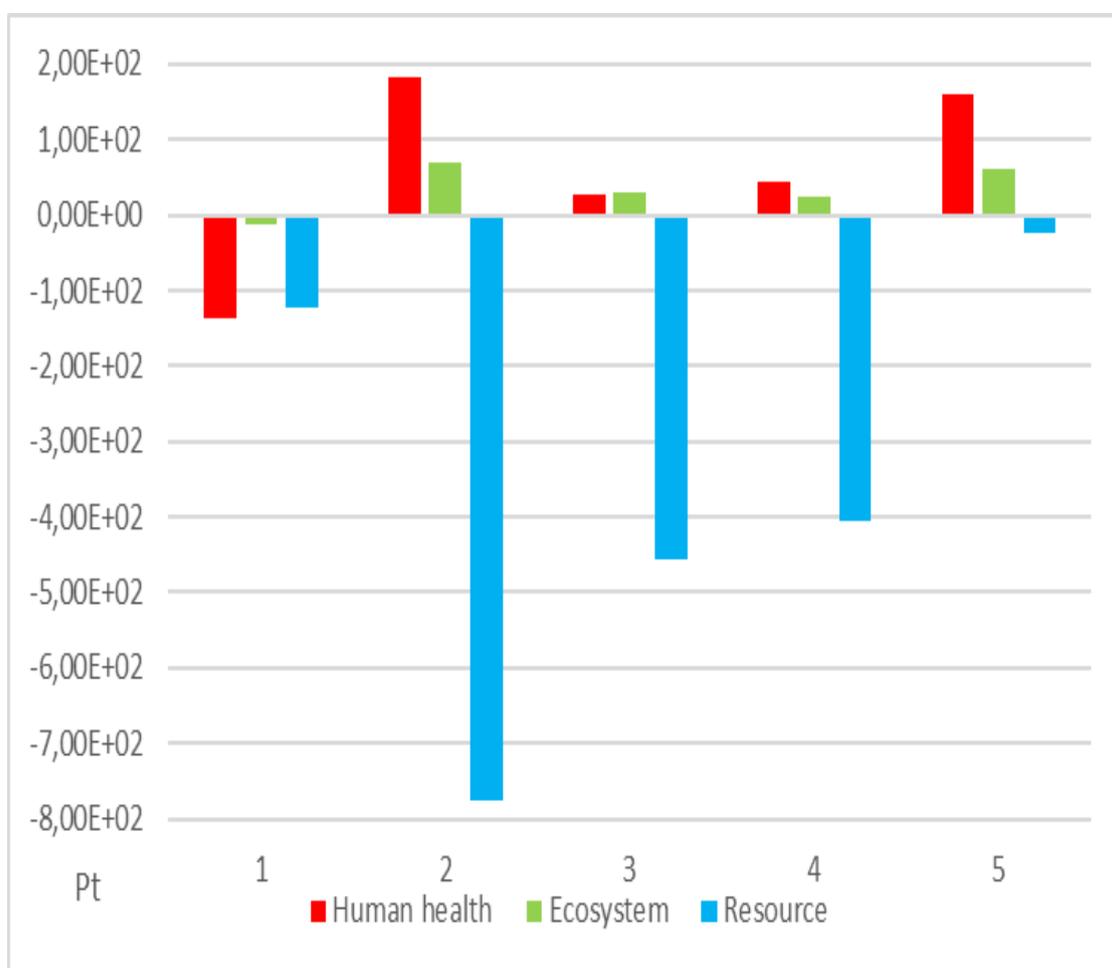


Tabella 41. Categorie di danno endpoint in Pt.

Categorie	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
<b>Human health</b>	-1,36E+02	1,84E+02	2,83E+01	4,37E+01	1,59E+02
<b>Ecosystem</b>	-1,10E+01	6,94E+01	3,03E+01	2,53E+01	5,98E+01
<b>Resource scarcity</b>	-1,23E+02	-7,75E+02	-4,58E+02	-4,04E+02	-2,38E+01

Grafico 8. Rappresentazione grafica delle categorie di danno endpoint in Pt.



## 8.5 QUALITÀ DEI DATI

Negli studi di simulazione si ha la necessità di determinare la rappresentatività del modello che dipende in parte anche dalla qualità dei dati impiegati. L'incertezza di un dato, ossia la sua deviazione standard, è un valore che utile per avere un'idea della qualità dello stesso. Il database Ecoinvent è stato realizzato in due versioni la unit processes e la system processes. Nella unit processes tutti i dati presenti in ecoinvent si assume che abbiano una distribuzione log-normale, possiedono quindi una deviazione standard con un intervallo di confidenza del 95%.

I dati presi da fonti esterne rispetto ai database del software non hanno un'incertezza, si ha quindi la necessità di determinarla. Per assegnare ad ogni dato la propria deviazione standard si è usufruito della quality pedigree matrix (Tabella 42), sviluppata da Weidema e Wesnaes nel 1996.

Tabella 42. Matrice Pedigree.

Punteggio indicatore					
Criteria	1	2	3	4	5
<b>Metodo di acquisizione</b> U1	Dati Misurati	Dati calcolati da misurazioni	Dati calcolati da approssimazioni	Dati stimati da esperti del settore	Dati approssimati non qualificati
	1,00	1,05	1,10	1,20	1,50
<b>Rappresentatività</b> U2	Dati rappresentativi da un numero adeguato di campioni, ottenuti in un lungo periodo	Dati rappresentativi da un numero minore di campioni, ottenuti in un lungo periodo	Dati rappresentativi da un numero adeguato di campioni, ottenuti in un breve periodo	Dati da un numero adeguato di campioni, ottenuti in un breve periodo	Rappresentatività sconosciuta o incompleta di dati ottenuti in un breve periodo
	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20
<b>Correlazione temporale</b> U3	Meno di 3 anni	Meno di 6 anni	Meno di 10 anni	Meno di 15 anni	Data dei dati sconosciuta o maggiore di 15 anni
	1,00	1,03	1,10	1,20	1,50
<b>Correlazione geografica</b>	Dati provenienti dall'area di	Media di dati da aree diverse,	Dati da aree con produzioni simili a quella di	Dati di aree con produzioni	Dati di aree sconosciute o con produzioni

<b>U4</b>	studio	compresa l'area di studio	interesse (esclusa)	approssimabili a quella di interesse	diverse da quella di studio
	1,00	1,01	1,02	1,05	1,10
<b>Correlazione tecnologica U5</b>	Dati da impianti, processi e materiali sotto studio	Dati da processi e materiali in esame, ma da impianti simili	Dati da processi e materiali in esame, ma da impianti diversi	Dati da processi e/o materiali simili ma di uguale tecnologia	Dati da processi e/o materiali simili, ma di tecnologia diversa
	1,00	1,05	1,20	1,50	2,00

Questo metodo vede l'attribuzione in modo soggettivo ad ogni dato di un valore per ogni categoria elencata. Più il valore è basso maggiore sarà la qualità del dato per la categoria valutata. I primi due indicatori non sono legati alle finalità dello studio, essi servono solo a determinare l'affidabilità dello studio, mentre gli ultimi tre sono collegati agli obiettivi dello studio. Scelti i cinque valori per ogni categoria, questi sono inseriti nella formula che segue, determinando così la deviazione standard con un intervallo di incertezza del 95%.

$$SDg95 = \exp^{\sqrt{[\ln(U1)]^2 + [\ln(U2)]^2 + [\ln(U3)]^2 + [\ln(U4)]^2 + [\ln(U5)]^2 + [\ln(Ub)]^2}} \quad [29]$$

Nella formula 29 si nota un ulteriore valore in aggiunta a quelli precedenti (Ub) che indica l'incertezza di base. Per determinare questo valore si usufruisce di un'altra tabella (43).

Tabella 43. valori Ub.

Input / output group	C	P	A
C= combustion emissions, P= process emissions, A= agricultural emissions			
<b>Demand of:</b>			
Thermal energy, electricity, semi-finished products, working material, waste treatment services	1,05	1,05	1,05
Transport services (tkm)	2,00	2,00	2,00
Infrastructure	3,00	3,00	3,00
<b>Resources:</b>			
Primary energy carriers, metals, salts	1,05	1,05	1,05
Land use, occupation	1,50	1,50	1,10
Land use, transformation	2,00	2,00	2,00

<b>Pollutants emitted to water:</b>			
BOD, COD, DOC, TOC, inorganic compounds (NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , Cl, Na etc)		1,50	
Individual hydrocarbons, PAH		3,00	
Heavy metals		5,00	1,80
Pesticides			1,50
NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub>			1,50
<b>Pollutants emitted to air:</b>			
CO <sub>2</sub>	1,05	1,05	
SO <sub>2</sub>	1,05		
NMVOG total	1,50		
NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub>	1,50		1,40
CH <sub>4</sub> , NH <sub>3</sub>	1,50		1,20
Individual hydrocarbons	1,50	2,00	
PM>10	1,50	1,50	
PM10	2,00	2,00	
PM2,5	3,00	3,00	
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)		3,00	
CO, heavy metals		5,00	
Inorganic emissions, others		1,50	
Radionuclides (e.g Radon-222)		3,00	
<b>Pollutions emitted soil:</b>			
Oil, hydrocarbon total		1,50	
Heavy metals		1,50	1,50
Pesticides			1,45

Determinata la deviazione standard di ogni dato, si utilizza il metodo Monte Carlo (già citato nella sezione 3.5.5.4) per valutazione delle incertezze dei risultati. In questa tesi l'analisi delle incertezze con il metodo Monte Carlo è stata effettuata sui migliori scenari di ogni confronto.

[14][15]

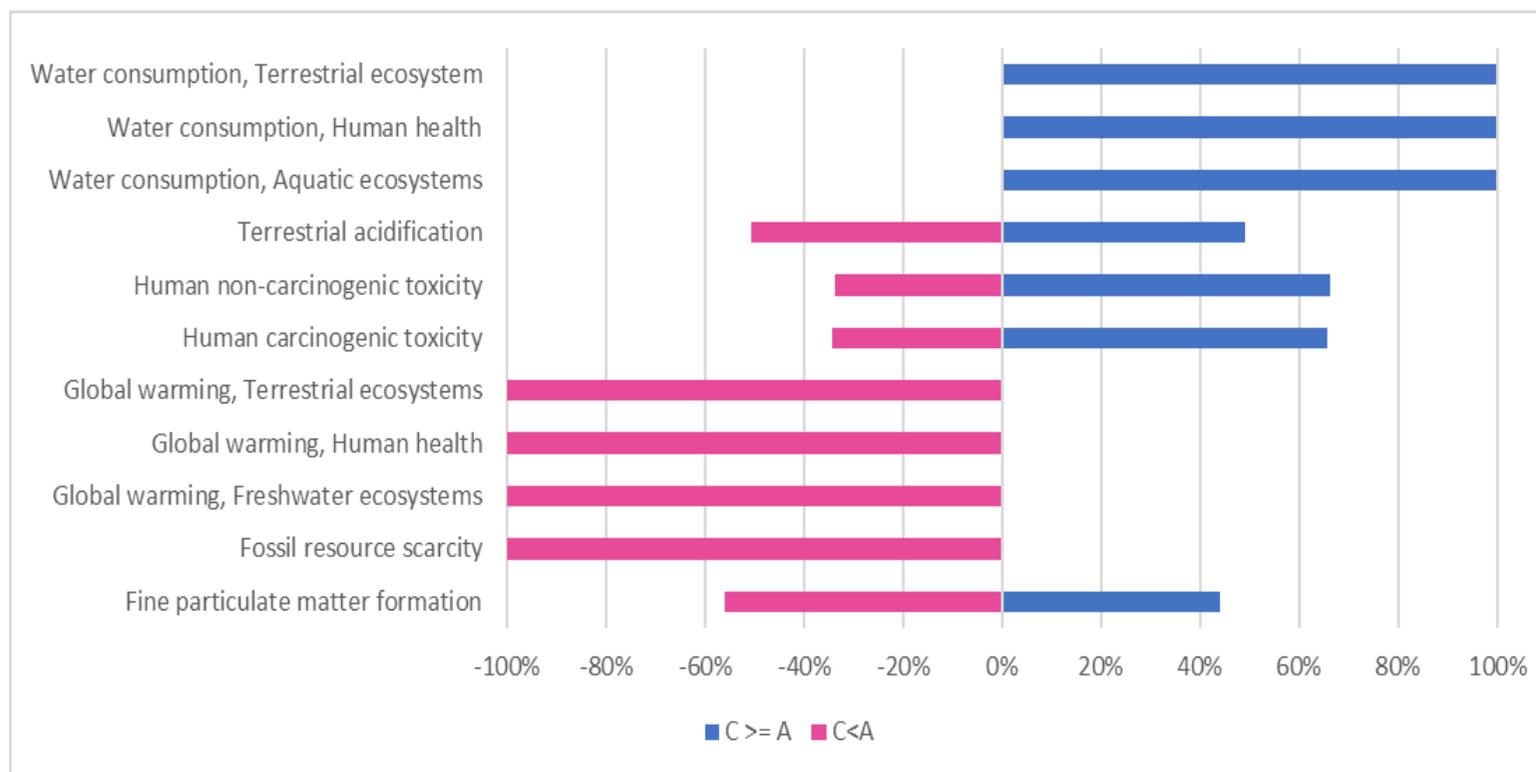
### 8.5.1 Primo confronto

In questo caso si è deciso di effettuare l'analisi delle incertezze tra gli scenari A e C (che sono quelli con il minor impatto ambientale come si nota dal grafico (2)) e tra gli scenari A e D. L'analisi è stata effettuata solo per le categorie che sono state prese in considerazione nell'ReCiPe.

Tabella 46. Analisi Monte Carlo: Scenario C vs Scenario A, caratterizzazione endpoint

<b>Categoria</b>	<b>C&gt;=A</b>	<b>C&lt;A</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>	<b>2,50%</b>	<b>97,50%</b>	<b>SEM</b>
<b>Water consumption, Terrestrial ecosystem</b>	99,88	-0,12	9,71E-10	9,27E-10	3,96E-10	4,08E+01	3,35E-10	1,89E-09	3,96E-12
<b>Water consumption, Human health</b>	99,88	-0,12	1,60E-07	1,52E-07	6,51E-08	4,08E+01	5,51E-08	3,11E-07	6,51E-10
<b>Water consumption, Aquatic ecosystems</b>	99,88	-0,12	4,35E-14	4,15E-14	1,77E-14	4,08E+01	1,50E-14	8,45E-14	1,77E-16
<b>Terrestrial acidification</b>	49,28	-50,72	9,18E-14	-2,60E-13	1,91E-11	2,08E+04	-3,63E-11	3,86E-11	1,91E-13
<b>Human non-carcinogenic toxicity</b>	66,2	-33,8	1,94E-09	2,16E-09	1,13E-08	5,80E+02	-1,97E-08	2,18E-08	1,13E-10
<b>Human carcinogenic toxicity</b>	65,87	-34,13	3,04E-09	1,66E-09	1,22E-08	4,00E+02	-7,46E-09	2,02E-08	1,22E-10
<b>Global warming, Terrestrial ecosystems</b>	0	-100	-1,13E-09	-1,11E-09	2,34E-10	-2,06E+01	-1,65E-09	-7,21E-10	2,34E-12
<b>Global warming, Human health</b>	0	-100	-3,75E-07	-3,69E-07	7,75E-08	-2,07E+01	-5,46E-07	-2,39E-07	7,75E-10
<b>Global warming, Freshwater ecosystems</b>	0	-100	-3,09E-14	-3,04E-14	6,39E-15	-2,07E+01	-4,50E-14	-1,97E-14	6,39E-17
<b>Fossil resource scarcity</b>	0	-100	-6,83E-02	-6,68E-02	1,54E-02	-2,26E+01	-1,03E-01	-4,23E-02	1,54E-04
<b>Fine particulate matter formation</b>	43,96	-56,04	-2,52E-09	-2,83E-09	1,94E-08	-7,69E+02	-3,92E-08	3,70E-08	1,94E-10

Grafico 11. Analisi Monte Carlo: Scenario C vs Scenario A, caratterizzazione endpoint.



Per  $C \geq A$  si intende la probabilità che è risultata in seguito alla simulazione Monte Carlo nel quale lo scenario C per la categoria considerata ha un valore appunto maggiore e uguale a quello dello scenario A.

Tabella 47. Analisi Monte Carlo: Scenario C vs Scenario A, endpoint.

<b>Categoria</b>	<b>C&gt;=A</b>	<b>C&lt;A</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>	<b>2,50%</b>	<b>97,50%</b>	<b>SEM</b>
<b>Ecosystems</b>	39,55	-60,45	-8,59E-11	-1,29E-10	4,96E-10	-5,77E+02	-9,54E-10	1,01E-09	4,96E-12
<b>Human health</b>	4,33	-95,67	-2,13E-07	-2,17E-07	1,20E-07	-5,63E+01	-4,40E-07	3,96E-08	1,20E-09
<b>Resources</b>	0	-100	-6,83E-02	-6,68E-02	1,55E-02	-2,26E+01	-1,03E-01	-4,23E-02	1,55E-04

Grafico 12. Analisi Monte Carlo: Scenario C vs Scenario A, endpoint.

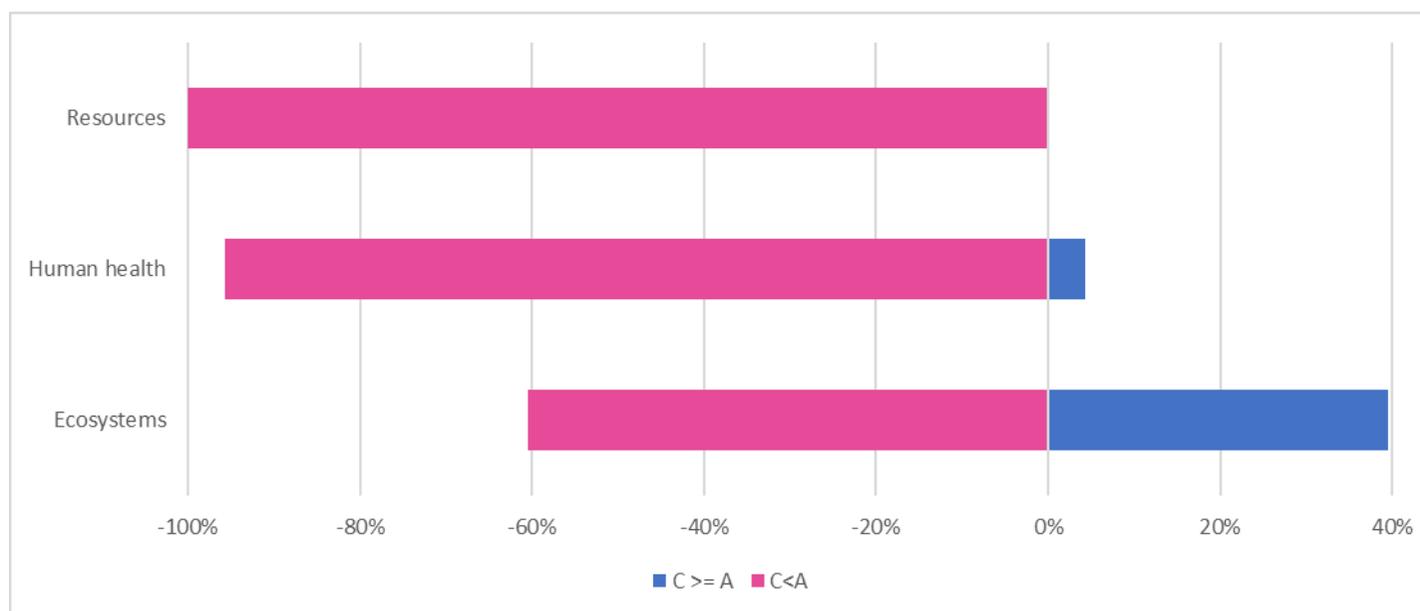


Tabella 44. Analisi Monte Carlo: Scenario D vs Scenario A, caratterizzazione endpoint.

<b>Categoria</b>	<b>D&gt;=A</b>	<b>D&lt;A</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>	<b>2,50%</b>	<b>97,50%</b>	<b>SEM</b>
<b>Water consumption, Terrestrial ecosystem</b>	84,45	-15,55	1,01E-09	1,05E-09	1,01E-09	1,00E+02	-1,07E-09	2,93E-09	1,01E-11
<b>Water consumption, Human health</b>	84,45	-15,55	1,66E-07	1,72E-07	1,67E-07	1,00E+02	-1,75E-07	4,82E-07	1,67E-09
<b>Water consumption, Aquatic ecosystems</b>	84,45	-15,55	4,52E-14	4,69E-14	4,54E-14	1,00E+02	-4,77E-14	1,31E-13	4,54E-16
<b>Terrestrial acidification</b>	100	0	1,33E-10	1,31E-10	1,42E-11	1,07E+01	1,09E-10	1,64E-10	1,42E-13
<b>Human non-carcinogenic toxicity</b>	96,85	-3,15	1,91E-08	1,51E-08	1,89E-08	9,90E+01	-1,35E-09	6,36E-08	1,89E-10
<b>Human carcinogenic toxicity</b>	99,82	-0,18	2,44E-08	1,40E-08	9,44E-08	3,87E+02	5,53E-09	9,54E-08	9,44E-10
<b>Global warming, Terrestrial ecosystems</b>	100	0	4,86E-10	4,80E-10	7,09E-11	1,46E+01	3,64E-10	6,42E-10	7,09E-13
<b>Global warming, Human health</b>	100	0	1,61E-07	1,59E-07	2,35E-08	1,46E+01	1,21E-07	2,13E-07	2,35E-10
<b>Global warming, Freshwater ecosystems</b>	100	0	1,33E-14	1,31E-14	1,94E-15	1,46E+01	9,93E-15	1,75E-14	1,94E-17
<b>Fossil resource scarcity</b>	88,63	-11,37	3,68E-03	3,34E-03	3,31E-03	9,01E+01	-1,97E-03	1,11E-02	3,31E-05
<b>Fine particulate matter formation</b>	100	0	1,34E-07	1,33E-07	1,41E-08	1,05E+01	1,10E-07	1,66E-07	1,41E-10

Grafico 9. Analisi Monte Carlo: Scenario D vs Scenario A, caratterizzazione endpoint.

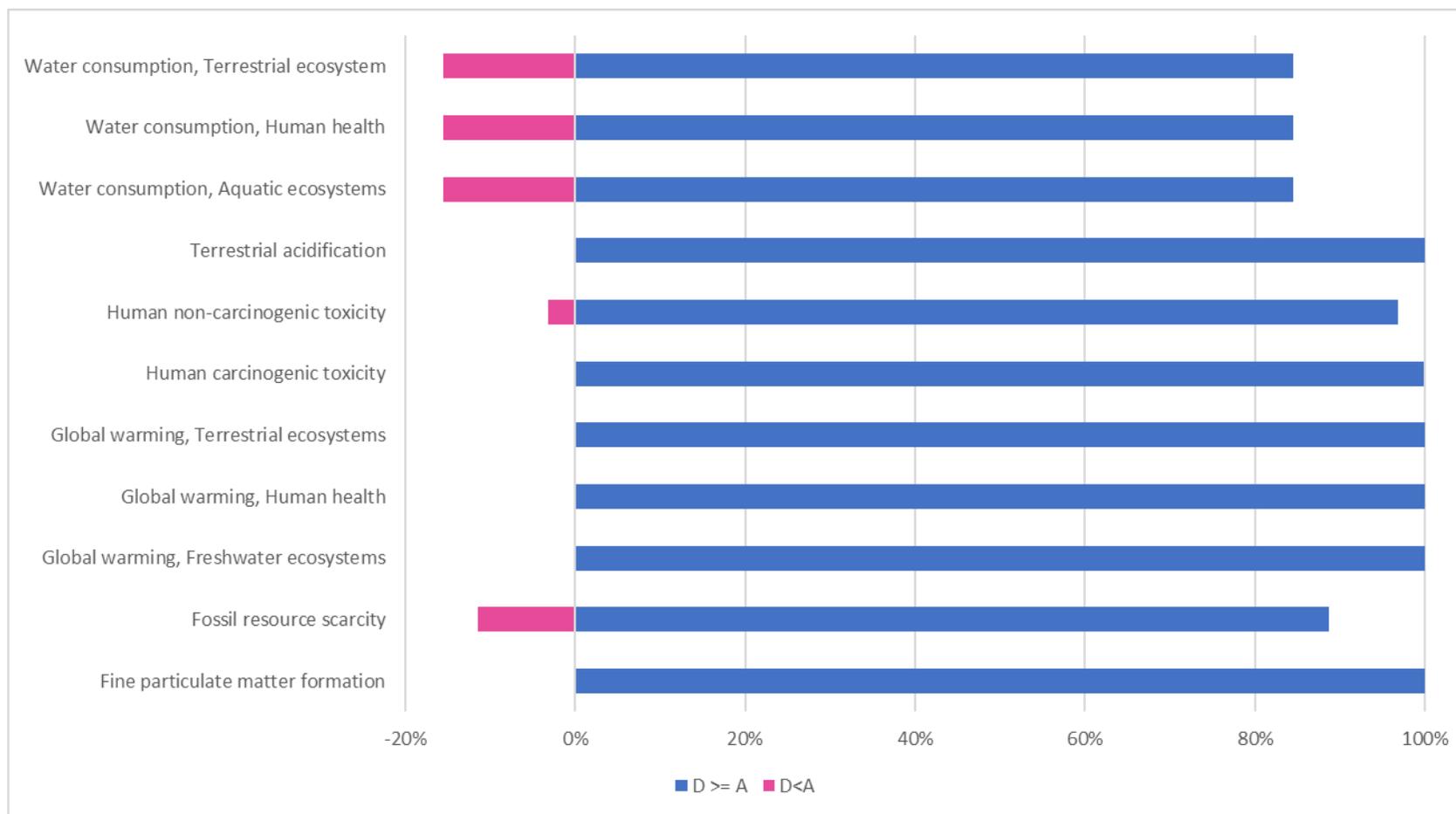


Tabella 45. Analisi Monte Carlo: Scenario D vs Scenario A, endpoint.

<b>Categoria</b>	<b>D&gt;=A</b>	<b>D&lt;A</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>	<b>2,50%</b>	<b>97,50%</b>	<b>SEM</b>
<b>Ecosystems</b>	96,04	-3,96	1,85E-09	1,89E-09	1,03E-09	5,58E+01	-2,44E-10	3,84E-09	1,03E-11
<b>Human health</b>	99,56	-0,44	5,06E-07	5,07E-07	2,02E-07	3,99E+01	1,46E-07	8,70E-07	2,02E-09
<b>Resources</b>	88,99	-11,01	3,72E-03	3,39E-03	3,32E-03	8,92E+01	-1,95E-03	1,11E-02	3,32E-05

Grafico 10. Analisi Monte Carlo: Scenario D vs Scenario A, endpoint

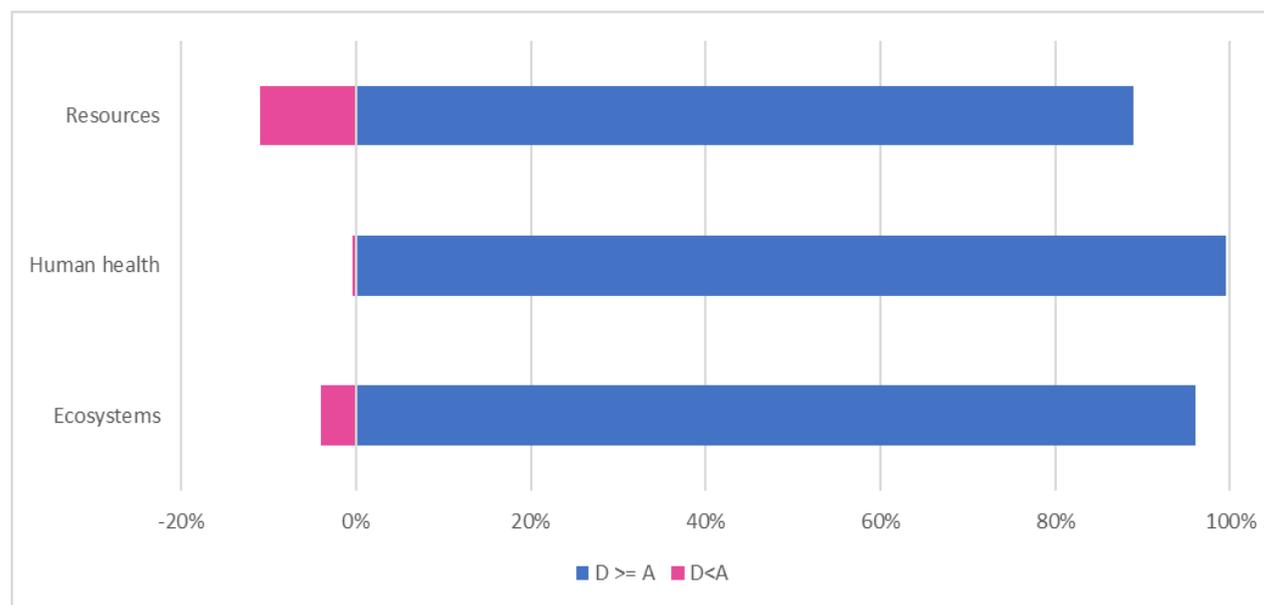


Tabella 48. Categorie di impatto endpoint Scenario D, Scenario A e Scenario C in Pt.

<b>Categoria</b>	<b>Scenario D</b>	<b>Scenario A</b>	<b>Scenario C</b>
<b>Water consumption, Terrestrial ecosystem</b>	4,00E-03	1,81E-03	3,95E-03
<b>Water consumption, Human health</b>	5,89E-03	2,66E-03	5,82E-03
<b>Water consumption, Aquatic ecosystems</b>	1,79E-07	8,09E-08	1,77E-07
<b>Terrestrial acidification</b>	6,98E-04	4,05E-04	4,06E-04
<b>Human non-carcinogenic toxicity</b>	1,10E-03	7,14E-04	7,54E-04
<b>Human carcinogenic toxicity</b>	1,11E-03	6,56E-04	7,14E-04
<b>Global warming, Terrestrial ecosystems</b>	2,02E-03	9,40E-04	-1,57E-03
<b>Global warming, Human health</b>	5,98E-03	2,79E-03	-4,65E-03
<b>Global warming, Freshwater ecosystems</b>	5,50E-08	2,57E-08	-4,28E-08
<b>Fossil resource scarcity</b>	2,04E-02	1,80E-02	-2,64E-02
<b>Fine particulate matter formation</b>	6,64E-03	3,98E-03	3,93E-03

### 8.5.2 Secondo confronto

Per il secondo confronto osservando il grafico (6) si nota che gli scenari con un minor impatto ambientale sono lo scenario 3 e lo scenario 2, perciò si è deciso di effettuare l'analisi Monte Carlo per questi due scenari.

Tabella 49. Analisi Monte Carlo: Scenario 3 vs Scenario 2, caratterizzazione endpoint.

<b>Categoria</b>	<b>3&gt;=2</b>	<b>2&gt;3</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>	<b>2,50%</b>	<b>97,50%</b>	<b>SEM</b>
<b>Water consumption, Terrestrial ecosystem</b>	0	-100	-2,27E-03	-2,26E-03	2,30E-04	-1,02E+01	-2,74E-03	-1,85E-03	2,30E-06
<b>Water consumption, Human health</b>	100	0	4,89E+02	4,86E+02	5,86E+01	1,20E+01	3,80E+02	6,08E+02	5,86E-01
<b>Water consumption, Aquatic ecosystems</b>	0	-100	-3,33E-10	-3,33E-10	2,06E-11	-6,18E+00	-3,74E-10	-2,92E-10	2,06E-13
<b>Terrestrial acidification</b>	0	-100	-4,04E-03	-4,04E-03	2,50E-04	-6,19E+00	-4,54E-03	-3,54E-03	2,50E-06
<b>Human non-carcinogenic toxicity</b>	0	-100	-1,22E-05	-1,22E-05	7,55E-07	-6,19E+00	-1,37E-05	-1,07E-05	7,55E-09
<b>Human carcinogenic toxicity</b>	0	-100	-6,95E-04	-3,19E-04	2,24E-03	-3,23E+02	-3,40E-03	-1,39E-04	2,24E-05
<b>Global warming, Terrestrial ecosystems</b>	0,07	-99,93	-6,70E-04	-4,64E-04	7,35E-04	-1,10E+02	-2,48E-03	-1,34E-04	7,35E-06
<b>Global warming, Human health</b>	0	-100	-1,92E-06	-1,91E-06	2,62E-07	-1,36E+01	-2,47E-06	-1,46E-06	2,62E-09
<b>Global warming, Freshwater ecosystems</b>	46,86	-53,14	-7,29E-11	-1,37E-10	1,76E-09	-2,42E+03	-3,37E-09	3,59E-09	1,76E-11
<b>Fossil resource scarcity</b>	46,86	-53,14	-2,68E-04	-5,02E-04	6,48E-03	-2,42E+03	-1,24E-02	1,32E-02	6,48E-05
<b>Fine particulate matter formation</b>	46,86	-53,14	-1,63E-06	-3,05E-06	3,94E-05	-2,42E+03	-7,53E-05	8,02E-05	3,94E-07

Grafico 13. Analisi Monte Carlo: Scenario 3 vs Scenario 2, caratterizzazione endpoint.

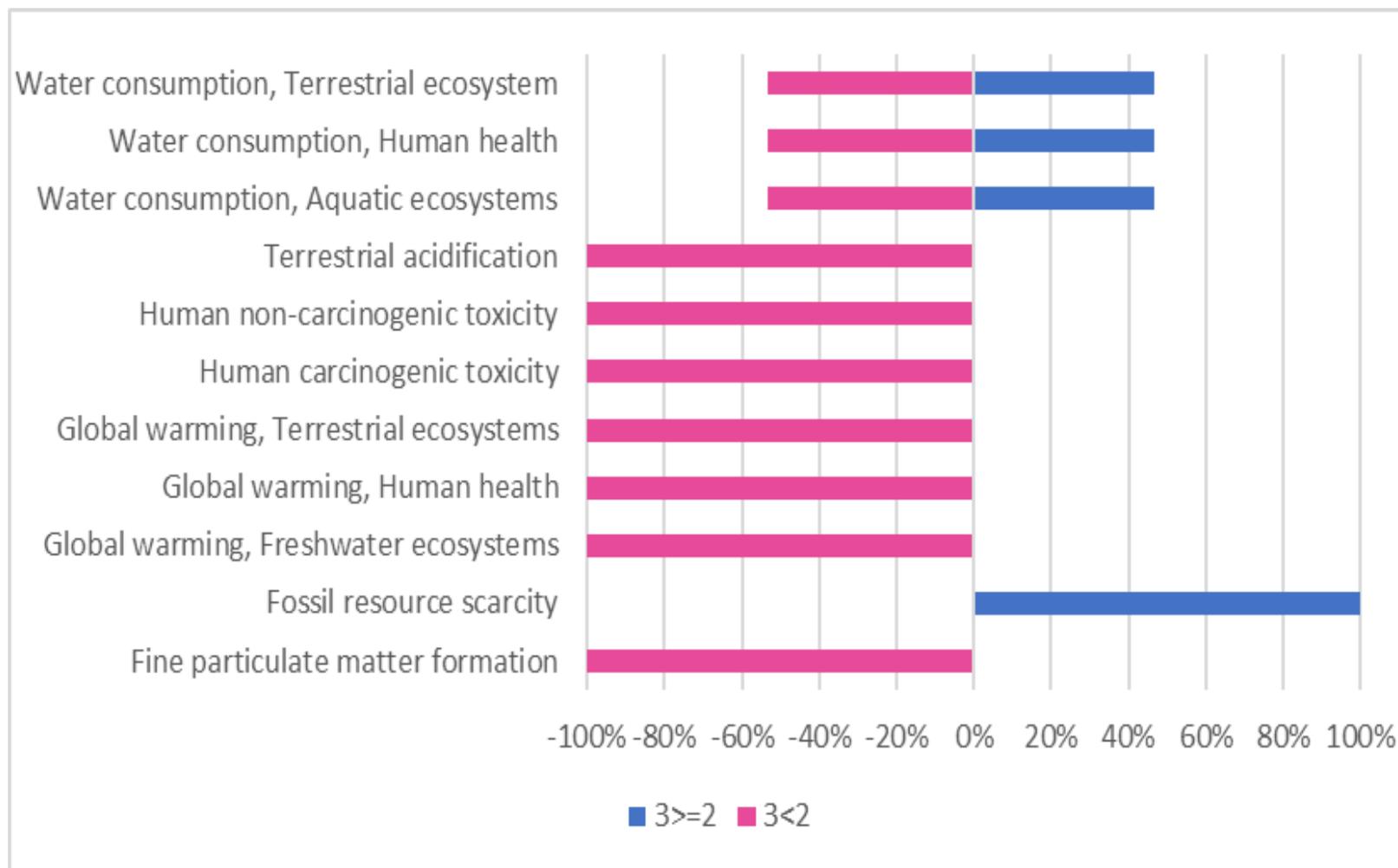


Tabella 50. Analisi Monte Carlo: Scenario 3 vs Scenario 2, endpoint.

<b>Categoria</b>	<b>3 &gt;= 2</b>	<b>3 &lt; 2</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>SD</b>	<b>CV</b>	<b>2,50%</b>	<b>97,50%</b>	<b>SEM</b>
<b>Ecosystems</b>	30,86	-69,14	-1,84E-05	-1,98E-05	3,95E-05	-2,15E+02	-9,22E-05	6,32E-05	3,95E-07
<b>Human health</b>	11,5	-88,5	-7,95E-03	-8,13E-03	6,90E-03	-8,68E+01	-2,06E-02	5,84E-03	6,90E-05
<b>Resources</b>	100	0	4,88E+02	4,85E+02	5,86E+01	1,20E+01	3,79E+02	6,07E+02	5,86E-01

Grafico 14. Analisi Monte Carlo: Scenario 3 vs Scenario 2, endpoint.

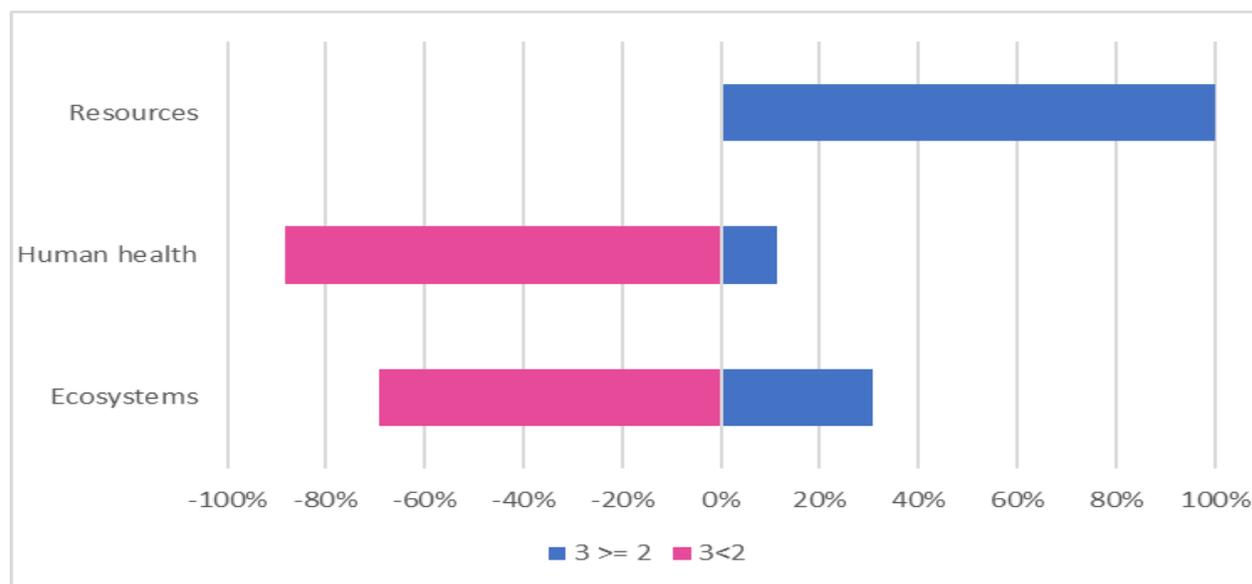


Tabella 51. Categorie di impatto endpoint Scenario 2 e Scenario 3 in Pt.

<b>Categoria</b>	<b>Scenario 2</b>	<b>Scenario 3</b>
<b>Water consumption, Terrestrial ecosystem</b>	3,29E+01	3,09E+01
<b>Water consumption, Human health</b>	4,84E+01	4,56E+01
<b>Water consumption, Aquatic ecosystems</b>	1,47E-03	1,38E-03
<b>Terrestrial acidification</b>	5,23E+00	9,82E-01
<b>Human non-carcinogenic toxicity</b>	1,04E+01	-3,03E+00
<b>Human carcinogenic toxicity</b>	1,10E+01	-3,05E+00
<b>Global warming, Terrestrial ecosystems</b>	2,11E+01	-5,88E+00
<b>Global warming, Human health</b>	6,28E+01	-1,74E+01
<b>Global warming, Freshwater ecosystems</b>	5,78E-04	-1,60E-04
<b>Fossil resource scarcity</b>	-7,75E+02	-4,58E+02
<b>Fine particulate matter formation</b>	5,10E+01	6,03E+00

## 9 INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI

In questa fase verranno discussi i risultati ottenuti dalle analisi CED e ReCiPe.

### 9.1 PRIMO CONFRONTO

I primi dati che si discutono sono quelli relativi al CED: come si può notare dal grafico (1) lo scenario con una minor domanda di risorse (energia e materia) è lo Scenario C ( $-2,80E+00$  MJeq), mentre quello con una maggiore domanda è lo Scenario B ( $1,86E+01$  MJeq). Lo Scenario C ha valore negativo in quanto la quantità di risorse evitate è maggiore della quantità di risorse impiegate, ciò è determinato dall'utilizzo di biogas per compensare alcuni consumi energetici e per la produzione di energia in eccesso (sia elettrica che termica). La conferma del fatto che il consumo di risorse negativo è dato dalla produzione di energia in eccesso è data dalla tabella (36), infatti nel caso dello Scenario C il valore della categoria "Non renewable, fossil" ha segno negativo ( $-4,67E+00$ ), mentre nello Scenario D il segno è positivo ( $5,08E+00$ ). Le categorie che hanno un maggiore peso sono le prime due: "Non renewable, fossil" e "Non renewable, nuclear", poiché a livello europeo l'energia prodotta deriva ancora per una maggior percentuale da fonte fossile e nucleare più che da fonte rinnovabile. L'energia termica prodotta dallo Scenario C è leggermente sovrastimata poiché non le è stata attribuita un'efficienza di conversione, ciò non è stato fatto in quanto non è ancora chiaro il possibile impiego di tale energia generata. Per tale motivo è stata condotta l'analisi sullo stesso sistema escludendo però l'energia prodotta in eccesso, andando quindi ad operare una sottostima (Scenario D). Sempre dal grafico (1) si può osservare che nonostante la sottostima lo scenario D ( $7,99E+00$  MJeq) rimane comunque migliore rispetto allo Scenario B e la sua richiesta di risorse diventa leggermente maggiore rispetto a quella dello Scenario A ( $5,82E+00$  MJeq). Elemento da tener presente è che la tecnologia dello Scenario A (SR e DR in reattori separati) ha una bassa fattibilità industriale perché durante la reazione di Dry reforming avviene la reazione parassita di Boudouard (equazione 25) che porta alla formazione di coke sul catalizzatore; questo comporterebbe la sostituzione del catalizzatore in tempi brevi e ciò non è pensabile in scala industriale [36]. Nello Scenario C questa reazione è evitata dalla presenza nel reattore di vapore, presente per far sì che avvenga la reazione di Steam reforming. Per quanto concerne il confronto con metodo ReCiPe, grafico (2), si osserva che nel totale lo scenario che ha un minore impatto ambientale è lo Scenario C ( $-1,62E-02$  Pt) seguito poi dallo Scenario A ( $3,26E-02$  Pt), dal D ( $4,90E-02$  Pt) e dal B ( $1,22E-01$  Pt). La tabella (37) e il grafico (3) mostrano i valori delle singole categorie espressi in single score già pesati e normalizzati. Andando ad osservare i singoli valori lo scenario B risulta quello con il maggior valore in tutte le categorie, a parte per la categoria "Water consumption" che risulta essere maggiore per lo Scenario C e D. Emerge perciò che il punto debole dell'impianto studiato a Bologna è il consumo di acqua. In generale le categorie

che hanno un peso maggiore sono il “Fossil resource scarcity”, il “Global warming”, “Fine particulate matter formation” e “Water consumption”. Le prime tre categorie sono legate principalmente ai consumi energetici (consumo di risorse fossili) in quanto si utilizzano poche materie prime dirette. La materia prima principale infatti è il rifiuto organico al quale, non essendo un prodotto, è stato attribuito solo il peso ambientale relativo al trasporto. Lo Scenario C è l’unico ad avere valore negativo nelle categorie “Fossil resource scarcity” e “Global warming” poiché ha come impatto evitato la produzione di energia, caratteristica che non hanno gli altri scenari. Per quanto concerne il “Global warming” lo Scenario B ( $2,74E-02$  Pt) ha un valore maggiore rispetto agli altri scenari in primo luogo perché ha un maggior consumo energetico ed in secondo luogo perché non ha CO<sub>2</sub> evitata. Infatti, gli scenari A e C hanno una quantità di CO<sub>2</sub> in uscita dal reattore minore rispetto all’entrata, al contrario lo Scenario B ha una maggiore quantità di CO<sub>2</sub> in uscita rispetto all’entrata, questo poiché le reazioni in gioco non portano ad un elevato utilizzo della CO<sub>2</sub>. La categoria “Water consumption” invece è legata al consumo di materie prime dirette poiché è un reagente fondamentale per la reazione di steam reforming. Per le tre categorie di danno endpoint (grafico 4) risulta il peggiore in tutte e tre le categorie lo Scenario B avendo, come detto precedentemente, punteggio maggiore in tutte le categorie di impatto endpoint. Lo Scenario C, avendo un dato negativo nella categoria “Resource” e con un valore abbastanza elevato ( $-2,64E-02$  Pt) (tabella 38), ha nel totale un impatto negativo. Lo scenario A e D hanno valori abbastanza simili per tutte e tre le categorie, predomina però, anche se per poco, sempre lo Scenario D. Concludendo, lo scenario migliore risulta il C, ciò è dimostrato sia dall’analisi CED che dall’analisi ReCiPe. A seguire, lo Scenario A, lo Scenario D ed infine lo Scenario B.

## 9.2 SECONDO CONFRONTO

Osservando i dati relativi al CED nel grafico (5) e nella tabella (39), lo scenario con un minor consumo di risorse risulta essere il primo ( $-1,38E+04$  MJeq), che è quello che ha come output solo energia, seguito poi dallo scenario 3 ( $-1,20E+05$  MJeq) che produce energia e biometano, dal 2 ( $-1,03E+05$  MJeq) che produce biometano, dal 4 ( $-5,87E+05$  MJeq) che genera metanolo e infine dal 5 ( $2,91E+04$  MJeq). Lo Scenario 5, come detto in precedenza, corrisponde allo Scenario 4 escludendo però l’energia prodotta in eccesso. L’andamento dell’analisi CED è anche collegato al consumo energetico (consumo di risorsa fossile) poiché in tutti e cinque gli scenari considerati non vengono impiegate particolari materie prime dirette, anzi la materia prima principale è rifiuto organico ed il suo impiego non è considerato come un consumo di risorsa. Prima di commentare i dati ottenuti dall’analisi si riportano i consumi (elettrici) di ogni scenario:

- Scenario 1: zero consumi;

- Scenario 2: 9,23E06 KJ;
- Scenario 3: 4,71E06 KJ;
- Scenario 4: 1,04E07 KJ;
- Scenario 5: 1,04E07 KJ.

I consumi riportati sopra non contengono quelli relativi al pre-trattamento poiché essendo uguali per tutti (trattando la stessa quantità entrante di rifiuto) non sono stati sommati. Osservando i consumi precedentemente citati la classifica degli scenari, da quello che consuma di meno a quello che consuma di più, è uguale alla classifica del CED, la grande differenza tra lo Scenario 4 e lo Scenario 5, nonostante i consumi siano gli stessi, è data dal fatto che non si considera l'energia prodotta in eccesso. La differenza tra lo Scenario 1 e lo Scenario 3 è che lo Scenario 3 produce il 48 % in meno di energia elettrica e termica e produce 2,34E03 Nm<sup>3</sup> di biometano. Per valutare il prodotto che porta ad un maggiore impatto evitato tra i vari scenari si può utilizzare la visualizzazione ad albero del sistema.

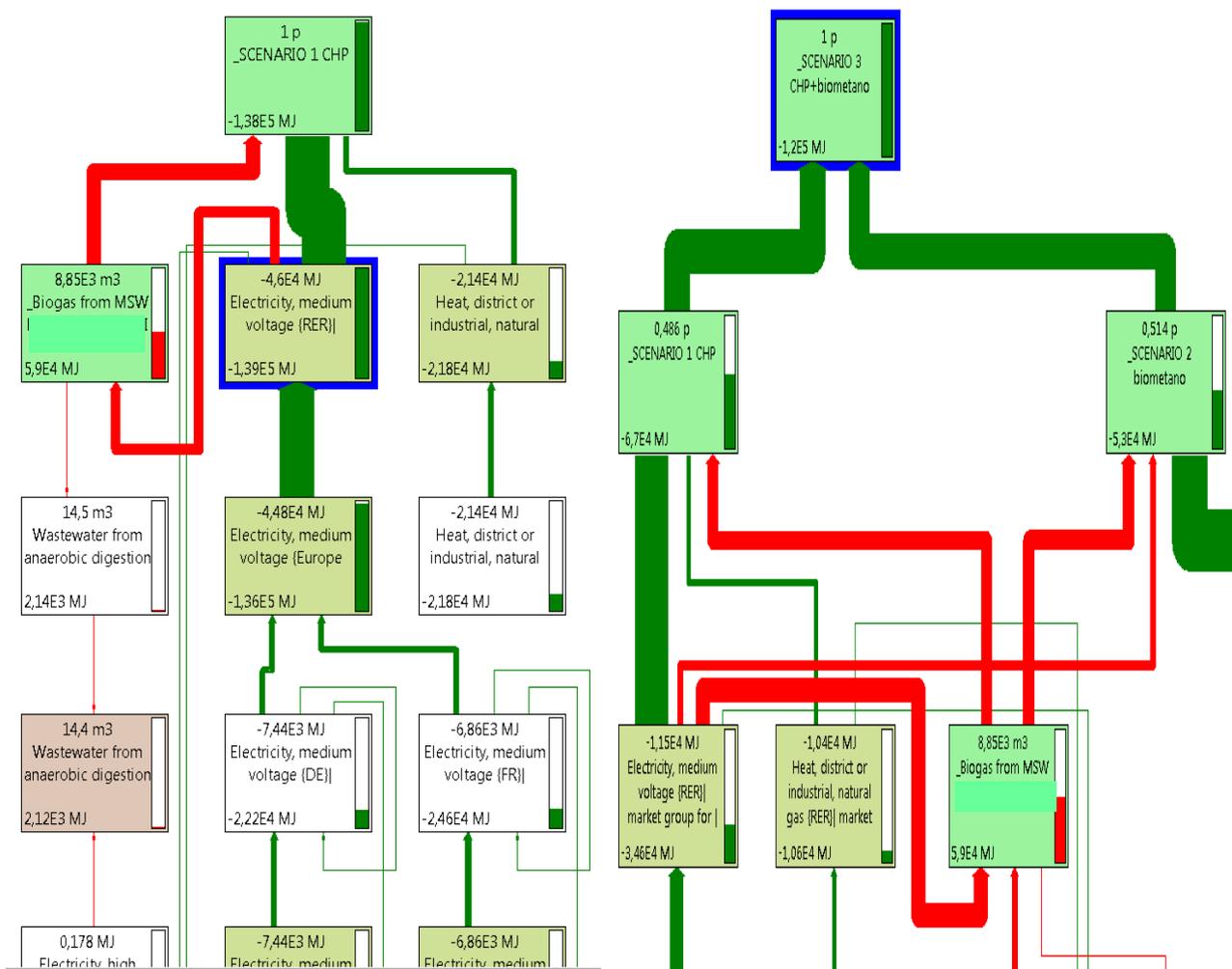


Figura 27. Rappresentazione ad albero: a sinistra Scenario 1 e a destra Scenario 3

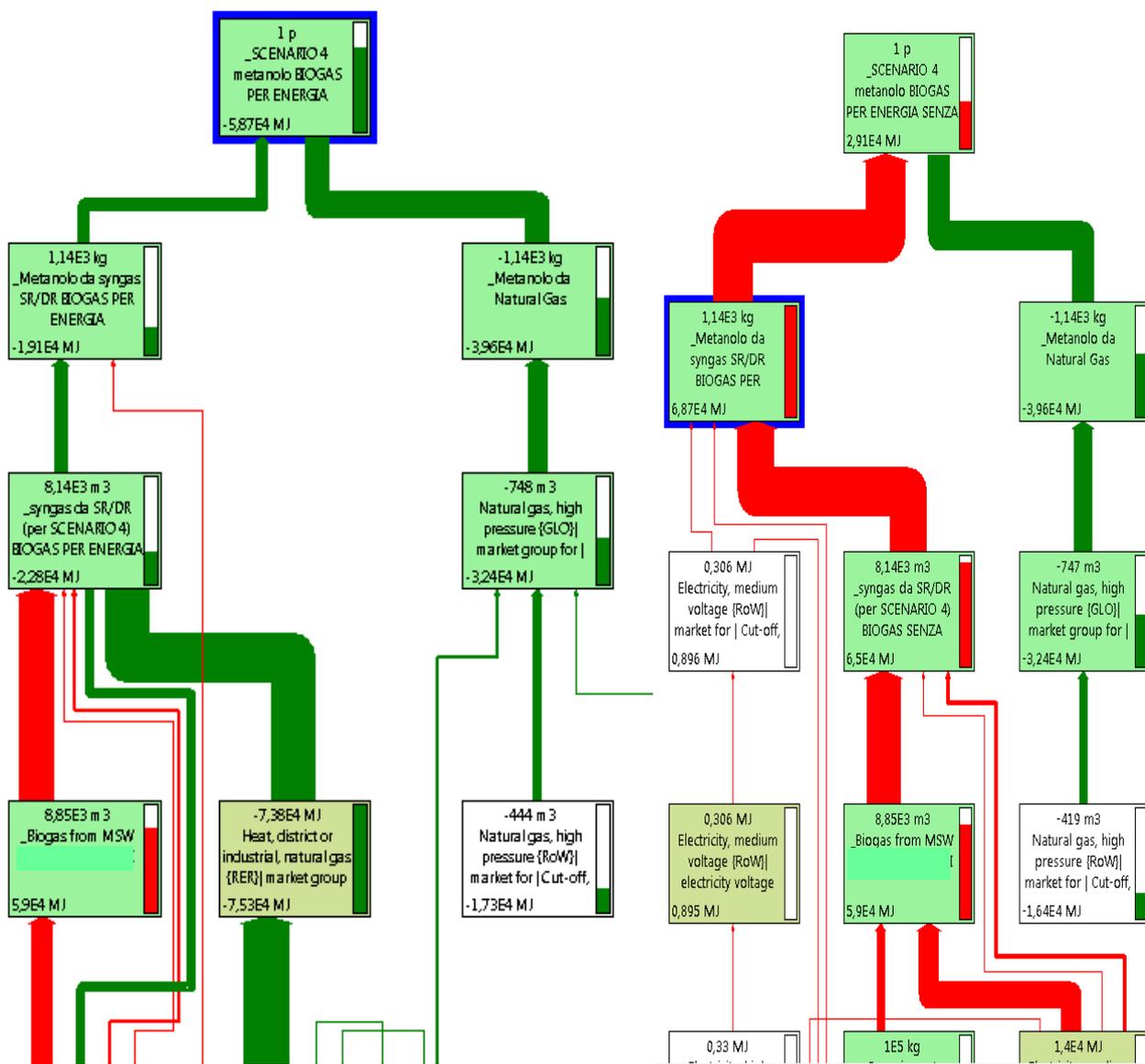


Figura 28. Rappresentazione ad albero: a sinistra Scenario 4, a destra Scenario 5

L'albero è caratterizzato da più livelli, ogni linea orizzontale coincide con un piano dell'analisi. I processi sono organizzati come scatole cinesi, in basso il sistema è più complesso, poi, salendo per i piani, i processi dei livelli inferiori entrano nei processi dei livelli superiori semplificando così il sistema. La grandezza delle frecce che collegano i vari processi è determinata dal contributo: maggiore è il contributo maggiore sarà lo spessore della freccia. Inoltre il colore verde indica l'impatto evitato, mentre il colore rosso gli impatti negativi per i recettori. Dall'analisi di contributo CED dello Scenario 1 (Figura 27, immagine a sinistra) si nota che l'energia che porta ad un maggiore consumo evitato è l'energia elettrica (con una differenza dell'84% rispetto all'energia termica). Osservando l'immagine a destra (sempre della Figura 27) si riscontra che nello Scenario 3 il prodotto che porta con sé un consumo di risorsa evitato maggiore è la produzione di energia con una differenza rispetto al prodotto biometano del 20%. Anche per lo Scenario 4 è stata svolta

l'analisi di contributo CED (Figura 28, immagine a sinistra) per vedere quale dei prodotti porta ad un consumo evitato maggiore. Analizzando la “punta” dell'albero sembra che la produzione di metanolo porti ad un impatto evitato maggiore rispetto alla produzione di energia in eccesso, ma in realtà non è così. Infatti se si scende nei livelli inferiori si nota che il valore in MJeq dell'energia prodotta in eccesso cala poiché va a contribuire ai consumi dei processi dei livelli inferiori. L'importanza dell'energia prodotta in eccesso si può anche rilevare dall'immagine a destra della Figura 27 che mostra l'analisi di contributo CED dello Scenario 5. Ricordiamo che l'energia prodotta dallo Scenario 4 probabilmente è leggermente in eccesso rispetto a quella che può essere prodotta realmente poiché non sono state considerate le efficienze energetiche non avendo deciso come utilizzare l'energia in eccesso. In tabella (40) invece sono riportati i risultati relativi all'analisi ReCiPe con i corrispondenti grafici (6 e 7). Nonostante lo Scenario 1 sia quello con un minor consumo di risorse, in una visione più completa non risulta essere lo scenario migliore, passando così dal primo posto per il CED al quarto posto nell'analisi ReCiPe. In questa nuova analisi quindi si ha al primo posto lo Scenario 2 (-5,21E+02 Pt), seguito dallo Scenario 3 (-3,99E+02 Pt), poi lo Scenario 4 (-3,35E+02), lo Scenario 1 (-2,70E+02 Pt) ed infine lo Scenario 5 (1,95E+02 Pt). I primi quattro scenari possiedono complessivamente un impatto negativo. La categoria che ha maggior peso è la “Fossil resource scarcity” ed ha valore negativo per tutti e cinque gli scenari, ciò è dato dal tipo di prodotto evitato generato da ciascun scenario: infatti l'energia, il natural gas e il metanolo derivano generalmente da fonte fossile. La seconda categoria con maggior peso è il “Water consumption” che per tutti gli scenari ha valore positivo, le differenze di valori per questa categoria tra i vari scenari sono minime. Per osservare le fasi dei sistemi che portano ad un maggior consumo di acqua è stata effettuata per ogni scenario un'analisi di contributo per la categoria “Fossil resource scarcity”. Dai risultati per lo Scenario 1 l'elemento ad un maggior danno evitato al consumo di risorse è la generazione di energia elettrica con una differenza di circa il 20% rispetto all'energia termica. Nello Scenario 3 la produzione di biometano ha un maggior danno evitato al consumo di risorse con una differenza rispetto alla produzione di energia dell'85%. Nello Scenario 4 la produzione di energia porta ad un minore danno al consumo di risorse. Attuando infine un'analisi di contributo sul “Water consumption” in tutti gli scenari la fase che porta a un maggior consumo di acqua è la produzione di biogas. La terza categoria che ha un peso maggiore è il “Global Warming”, questa categoria ha valore positivo per gli scenari che non producono energia (Scenario 2 e 5), mentre il valore è negativo per quelli che producono energia. In particolare si osserva che lo Scenario 1, quello che genera più energia elettrica ha il valore più negativo (-1,37E+02), seguito dallo Scenario 4 (-6,35E+01) e infine dallo Scenario 3 (-2,33E+01). Questo risultato ci dice che in questo caso il danno evitato alla categoria d'impatto endpoint “Global warming” è collegato alla

quantità di energia elettrica da fonte rinnovabile. Osservando le tre categorie di danno (grafico 8 e tabella 41), per le categorie “Resource” tutti gli scenari hanno valore negativo e quello con il punteggio più elevato è lo Scenario 5 (-2,38E+01 Pt), a seguire la categoria “Ecosystem” è positiva per tutti gli scenari (con un valore meno pesante rispetto alle altre due categorie). La categoria “Human health” ha punteggio negativo solo per lo Scenario 1. Nonostante lo Scenario 1 abbia punteggio negativo per tutte e tre categorie non risulta lo scenario migliore poiché i valori non sono particolarmente rilevanti. Concludendo, quindi, a livello di analisi ReCiPe lo scenario che ha un minore impatto ambientale risulta essere lo Scenario 2, seguito dallo Scenario 3, dal 4, dal 1 e infine dal 5. L’analisi CED a livello di consumo di risorse non dà la stessa risposta dell’analisi ReCiPe, ciò ci dimostra che il metodo CED non può essere utilizzato da solo per valutare l’impatto ambientale.

## 9.3 INTERPRETAZIONE E ANALISI DELLE INCERTEZZE

### 9.3.1 Confronto 1: Scenario C vs Scenario A

In questo primo confronto non c'è uno scenario che ha valore maggiore in tutte le categorie considerate. Per le tre categorie del “Water consumption” dalla tabella (48) si osserva che lo Scenario C ha valori maggiori rispetto allo Scenario A: dall'analisi Monte Carlo risulta che lo Scenario C ha valori maggiori dello Scenario A per una probabilità non inferiore al 99,9 % (grafico (11), tabella (46)). Per le categorie “Terrestrial acidification”, “Human non-carcinogenic toxicity”, “Human carcinogenic toxicity” e “Fine particulate matter formation”, la distinzione tra gli scenari è meno netta. Per entrambi gli scenari la “Terrestrial acidification” ha valori uguali; per questo nell'analisi delle incertezze la probabilità che uno scenario sia maggiore di un altro è pressoché uguale ( $\approx 50\%$ ). Per le due categorie sulla tossicità umana lo scenario con il valore maggiore risulta lo Scenario C, ma con una piccolissima differenza rispetto allo Scenario A. Dall'analisi Monte Carlo la probabilità che lo Scenario C sia maggiore dello Scenario A è del 66,2 % e 65,87 %. Infine per la categoria “Fine particulate matter formation” risulta per poco maggiore lo Scenario A rispetto allo Scenario C, la probabilità ottenuta dall'analisi delle incertezze risulta del 56,04 % per lo Scenario A. Per le tre categorie del “Global warming” lo Scenario A risulta nettamente maggiore rispetto allo Scenario C, infatti dalla Monte Carlo risulta che la probabilità che lo Scenario A sia maggiore del C è del 100 %. Per le categorie di danno endpoint (tabella 47 e grafico 12) lo Scenario A per le due categorie di danno “Resources” e “Human health” ha una probabilità di essere lo scenario con valore maggiore per una percentuale non inferiore al 95,67%; per la categoria “Ecosystem” la percentuale cala fino al 60,45% poiché hanno valori molto simili i due scenari (vedi tabella 38).

### 9.3.2 Confronto 1: Scenario D vs Scenario A

L'analisi delle incertezze tramite metodo Monte Carlo è stata effettuata anche tra lo Scenario D e lo Scenario A, tenendo in considerazione sia le categorie di impatto che quelle di danno. Dai dati ottenuti dall'analisi ReCiPe lo Scenario D risulta avere valori sempre maggiori dello Scenario A. Come si può vedere dal grafico (9) e tabella (44) anche in seguito all'analisi Monte Carlo lo Scenario D risulta sempre maggiore in tutte le categorie per una probabilità non inferiore all'84,45 %, questo sta ad indicare una bassa incertezza. Nel caso delle categorie di danno (grafico 10 e tabella 45) lo Scenario D sarà maggiore, l'analisi Monte Carlo ce lo riconferma per una probabilità non inferiore al 88,99 %.

### 9.3.3 Confronto 2: Scenario 4 vs Scenario 2

Infine l'analisi Monte Carlo è stata effettuata nel secondo confronto tra gli Scenari 3 e 2, ossia quelli che risultano avere un minore impatto ambientale. I punteggi delle categorie di impatto considerate sono riportati nella tabella (51). Da tale tabella si osserva che per tutte le categorie considerate a parte "Fossil resource scarcity" lo Scenario 2 ha valori sempre maggiori dello Scenario 3, nonostante ciò lo Scenario con un minor impatto ambientale rimane lo Scenario 2. Con l'analisi Monte Carlo (tabella 49, grafico 13) si nota una maggiore incertezza per le tre categorie del "Water consumption", infatti la probabilità che lo Scenario 2 abbia valori maggiori dello Scenario 3 è di circa il 53%, ciò può essere dovuto alla vicinanza dei tre valori tra i due scenari e da una elevata deviazione standard. Per le restanti categorie l'incertezza è molto bassa, infatti le probabilità variano dal 99,9 al 100 %, ciò al contrario di quello che abbiamo detto precedentemente, può essere dato dalla differenza dei valori tra i due scenari e da una bassa deviazione standard. Osservando infine le tre categorie di danno endpoint dai risultati del ReCiPe è risultato che lo Scenario 2 ha punteggio maggiore dello Scenario 3 per le categorie "Ecosystem" e "Human health", mentre lo Scenario 3 ha punteggio maggiore dello Scenario 2 per la categoria "Resources". Dall'analisi Monte Carlo (tabella 50 e grafico 14) la maggiore incertezza si ha per la categoria "Ecosystem" nel quale lo Scenario 2 ha valore maggiore dello Scenario 3 per una probabilità del 69 %, per le altre due categorie la probabilità sono dell'88 e del 100%.

## 10 CONCLUSIONI

Il fine di questa tesi è stata l'applicazione della metodologia LCA (Life Cycle Assessment) al campo dell'industria chimica per la determinazione dell'impatto ambientale dell'intero ciclo di vita di un processo industriale. Il processo di cui sono state valutate le performance ambientali è un'innovativa soluzione proposta da ricercatori dell'Università di Bologna per la produzione di syngas a partire da biogas. Il syngas è un importante intermedio impiegato nel processo di Fischer Tropsch, come combustibile e come fonte di idrogeno. Il processo studiato prevede che le reazioni di dry reforming e di steam reforming necessarie per ottenere il syngas avvengano all'interno del medesimo reattore. I vantaggi di questa soluzione sono l'impiego di biogas (derivato dalla digestione anaerobica di rifiuti) come reagente, con conseguente sfruttamento dell'anidride carbonica in esso contenuto, e la possibilità di prevedere un solo reattore invece che due per le reazioni. L'analisi ambientale è stata quindi condotta da due prospettive differenti: dapprima il processo in esame è stato confrontato con tecnologie che generano il medesimo prodotto (una già presente a livello industriale mentre l'altra in fase di sviluppo), poi è stato valutato quale tra i possibili impieghi del biogas (produzione di syngas, energia e biometano) è quello con i minori carichi ambientali.

Nel primo confronto le tecnologie prese in considerazione sono l'Autothermal reforming (già presente a livello industriale) e il sistema di reazione dry reforming e steam reforming in reattori separati. Da questo primo confronto è scaturito che il processo che ha un minor consumo di risorse ed un minore impatto ambientale è il processo sviluppato dall'Università di Bologna, mentre il peggiore è l'autothermal reforming. Al processo in esame è stato attribuito un recupero energetico leggermente più elevato rispetto alla realtà: questo poiché non essendo stato definito come utilizzare l'energia in eccesso, non le è stata attribuita un'efficienza di conversione, in una forma o in un'altra. Per detrarre questa possibile sovrastima, è stato creato un altro scenario (Scenario D), uguale allo scenario studiato però senza considerare l'energia prodotta in eccesso. Lo Scenario D rimane comunque migliore rispetto all'ATR.

Nel secondo confronto le tecnologie considerate sono la produzione di energia termica ed elettrica per mezzo di un sistema CHP, la produzione di biometano tramite un sistema di upgrading del biogas, un sistema misto CHP/upgrading ed infine la produzione di metanolo utilizzando come processo per produrre syngas quello sviluppato dall'Università di Bologna. Dal punto di vista del consumo di risorse lo scenario che ha un maggiore impatto evitato (evita un maggior consumo di risorse) è lo scenario che produce energia, seguito dal sistema misto energia-biometano, dallo scenario che produce biometano ed infine da quello che produce metanolo. Anche in questo caso è

stato creato uno scenario (Scenario 5) uguale allo Scenario 4, che non considera l'energia in eccesso prodotta. Dal punto di vista invece dell'impatto ambientale, in questa circostanza il risultato del metodo ReCiPe si discosta dalla graduatoria ottenuta con il CED: ciò sta ad indicare che anche se un sistema consuma meno risorse energetiche, non vuol dire che è anche quello con un minore impatto ambientale complessivo. Dal metodo ReCiPe risulta che lo scenario con il minore impatto ambientale è quello che produce biometano, seguito dal sistema misto, da quello che produce metanolo, da quello che produce energia ed infine dallo Scenario 5. Le categorie di impatto endpoint che hanno un maggior peso sono: "Fossil resource scarcity", "Global warming" e "Water consumption". Le prime due categorie sono legate al tipo di prodotto che si genera in tutti i processi: infatti sono tutti parametri che derivano da fonte fossile e quindi la loro produzione da biogas evita l'estrazione di fonte fossile ed emissione di gas serra. Queste due categorie hanno un peso elevato anche nel confronto precedente, sempre per lo stesso motivo.

Le informazioni sono state prese da diverse fonti; i dati che risalgono ad impianti realmente esistenti sono quelli relativi al digestore anaerobico. In questo genere di studi infatti l'analisi di inventario è lunga e faticosa poiché è difficile trovare una elevata qualità e quantità di dati. Per ottenere risultati il più veritieri possibile sarebbe necessario instaurare una comunicazione più diretta con le aziende in modo da compiere analisi che rappresentino al meglio la realtà e per rendere questo strumento sempre più affidabile sia in ambito preventivo che in un'ottica di innovazione continua.

## **BIBLIOGRAFIA**

- [1] Dennis Rodwell, “Conservation and Sustainability in Historic Cities”, Wiley-Blackwell; (2007), first edition, Chapter 3.
- [2] Joseph P. Greene, “Sustainable Plastics: Environmental Assessments of Biobased, Biodegradable, and Recycled Plastics”, Wiley; (2014), first edition, Chapter 1.
- [3] Anne E. Marteel-Parrish, Martin A. Abraham, “Green Chemistry and Engineering: A Pathway to Sustainability”, Wiley-AIChE, (2014). First edition, Chapter 2.
- [4] Kamelia Boodhoo and Adam Harvey, “Process Intensification Technologies for Green Chemistry: Engineering Solutions for Sustainable Chemical Processing”, John Wiley & Sons, Incorporated; (2012), first edition, Chapter 2.
- [5] Paul T. Anastas, Julie B. Zimmerman, “Design of thought the 12 Principles green engineering”, Environmental Science & Technology, (2003).
- [6] Leslie Jacquemin, Pierre-Yves Pontalier, Caroline Sablayrolles, (2012) “Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review”, Springer-Verlag, DOI: 10.1007/s11367-012-0432-9.
- [7] Gian Luca Baldo, Massimo Marino, Stefano Rosii, “Analisi del ciclo di vita LCA, gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi”, Edizione Ambiente, (2008).
- [8] Walter Klöpffer, and Birgit Grahl, “Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice”, John Wiley & Sons, Incorporated, (2014).  
<https://ebookcentral.proquest.com/lib/unibo/detail.action?docID=1658826>
- [9] ISO 14040:2006 -Principles and Framework.
- [10] ISO 14044:2006-Requirements and guidelines.
- [11] Allan Astrup Jensen, Leif Hoffman, Birgitte T. Møller, Anders Schmidt, “Life Cycle Assessment (LCA) A guide to approaches, experiences and information sources”, European environment agency, (1997).
- [12] Jeroen B. Guinée, Reinout Heijungs, Gjalte Huppes, Alessandra Zamagni, Paolo Masoni, Roberto Buonamici, Tomas Ekvall, Tomas Rydberg, (2010), “Life cycle assessment: past, present, and future”, environmental science & technology / vol. 45, no.

- [13] M.A.J. Huijbregts et al., “ReCiPe 2016, A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization”, National Institute for Public Health and the Environment, RIVM Report 2016-0104.
- [14] Prè, “Introduction to LCA with SimaPro”, (2016), versione 5.2.
- [15] <https://simapro.com/databases/ecoinvent/>
- [16] Samir Kumar Khanal, “Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production Principles and Applications”, Wiley-Blackwell, (2008), first edition.
- [17] Shang-Tian Yang, Hesham A. El-Enshasy, Nuttha Thongchul, “Bioprocessing Technologies in Biorefinery for Sustainable Production of Fuels, Chemicals, and Polymers”, Wiley-AIChE, (2013), first edition. Chapter 15.
- [18] Ke Liu, Chunshan Song, Velu Subramani, “Hydrogen and Syngas Production and Purification Technologies”, American Institute of Chemical Engineers, (2009), first edition, chapter one. (<https://ebookcentral.proquest.com/lib/unibo/detail.action?docID=468763>)
- [19] Robert C., Brown, “Thermochemical Processing of Biomass: Conversion into Fuels, Chemicals and Power”, John Wiley & Sons, (2011), first edition, chapter four. (<https://ebookcentral.proquest.com/lib/unibo/detail.action?docID=675226>)
- [20] Sergio Piccinini, Giuseppe Bonazzi, Claudio Fabbri, Daniela Sassi, Magda C. Schiff, Mariangela Soldano, Fabio Verzellesi (CRP), Marino Berton (AIEI), “Energia dal biogas; prodotto da affluenti zootecnici, biomasse dedicate e di scarto”, AIEI - Associazione Italiana Energie Agroforestali.
- [21] Sergio Piccinini, (2004), “Biogas: produzione e prospettiva italiana”, convegno nazionale sulla bioenergia.
- [22] Vita Tedesco, Palma Urso, (2015), “Valutazioni sulla scelta della tecnologia per la riqualificazione dell’impianto di compostaggio di Druento”, ATOR Associazione d’ambito Torinese per il governo dei rifiuti.
- [23] Maria Adelaide Corvaglia, Giovanna Biagi, 2011, “Documento divulgativo sulle problematiche delle emissioni in atmosfera convogliate e diffuse (odori)”, ARPA, sezione provinciale di Bologna.

- [25] Liwen C., Preeti G., Helen H. Lou, (2017), “Sustainability assessment of combined steam and dry reforming versus tri-reforming of methane for syngas production”, Wiley Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering, DOI: 10.1002/apj.2168.
- [26] Wahab M., Euy S. L., (2014), “Syngas Production Process Development and Economic Evaluation for Gas-to-Liquid Applications”, Chemical Engineering Tecnology, DOI: 10.1002/ceat.201300579.
- [27] Ardolino F., Parillo F., Arena U., (2017), “Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste”, Elsevier.
- [28] A. D. Patel, K. Meesters, H. Den Uil, E. De Jong, K. Blok, M. K. Patel, (2012), “Sustainability assessment of novel chemical processes at early stage: application to biobased processes”, Energy Environ. Sci., DOI: 10.1039/c2ee21581k.
- [29] Gabriel David Oreggioni, Stefano Brandani, Mauro Luberti, Yusuf Baykan, Daniel Friedrich, Hyungwoong Ahn, (2015), “CO<sub>2</sub> capture from syngas by an adsorption process at a biomassgasification CHP plant: Its comparison with amine-based CO<sub>2</sub> capture”, Elsevier.
- [30] Sito: Course Hero, “Capital cost estimates were obtained by using hysys”.  
<https://www.coursehero.com/file/p7bl0k9/Capital-cost-estimates-were-obtained-by-using-HYSYS-economic-analyzer-and/>
- [31] F.J. Gutiérrez Ortiz, A. Serrera, S. Galera, P. Ollero, (2012), “Methanol synthesis from syngas obtained by supercritical water reforming of glycerol”, Elsevier.
- [32] Mark A. J. Huijbregts, Stefanie Hellweg, Rolf Frischknecht, Harrie W. M. Hendriks, Konrad Hungerbuhler and A. Jan Hendriks, (2010), “Cumulative Energy Demand As Predictor for the Environmental Burden of Commodity Production”, ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY, vol. 44.
- [33] Pun-hon Ng, Siu-ling Wong<sup>2</sup> and Se-yuen Mak, (2009),” Efficiency measurement using a motor–dynamo module”, Physics Education.
- [34] N.Schiaroli, C. Lucarelli, G. Sanghez de Luna, G. Fornasari, A. Vaccari, Applied Catalysis A: General, 582 (2019) 117087.
- [35] A. Crimaldi, A. Vaccari, N. Schiaroli, C. Lucarelli, 2019, Tesi di laurea sperimentale in “Nuovi processi catalitici per la produzione di syngas”, dipartimento di Chimica industriale “Tosi Montanari”.



## **RINGRAZIAMENTI**

Desidero ringraziare il Professor Fabrizio Passarini, il Dottor. Mirco Volanti e il Dottor. Luca Ciacci per avermi seguito e supportato durante tutto il periodo di tirocinio. Ringrazio Ros, Paolins e Nuri per aver animato i pranzi al Tecnopolo con Live Quiz e per aver vinto 0,19 centesimi e tutte le persone passate di lì. A malincuore ringrazio la mia coinquilina “Eco” per aver condiviso con me oltre che la stanza, i momenti di gioia, rabbia, tristezza e tensione che ci sono stati durante la nostra convivenza a Bologna e ringrazio il suo moroso Luca per avermi aiutato a domarla. Ringrazio, come in triennale, le “Socette” che nonostante non abbiamo seguito lo stesso corso universitario abbiamo cercato di rimanere in contatto trovandoci o a Bologna o a metà strada. Ringrazio “Le asciugapozzanghere”, “Le Vipere”, “Lingua usata con rispetto” e Bullo che nonostante periodi di assenza per via dello studio e per il trasferimento a Bologna mi sono stati vicini e mi hanno sostenuto. Ringrazio il mio moroso che mi sprona ad avere fiducia in me stessa e nelle mie capacità. Un sentito grazie alla mia famiglia che mi ha dato la possibilità di studiare, mi ha supportato, consolato, sgridato e mi ha riempito di cibo la valigia quando ripartivo per Bologna, ringrazio in particolare mia sorella per avermi distratto dalle ore intense di studio giocando a badminton in giardino e mio fratello per lo stimolo continuo (e assillante) per dare sempre il meglio. Da questa esperienza di vita ho imparato a non vedere solo il lato negativo nelle difficoltà ma di cogliere gli insegnamenti e le gioie che vengono in seguito e ho avuto la conferma che l’aiuto degli altri è fondamentale.