



UNIVERSITA' DELLA CALABRIA

Dipartimento di Ingegneria Meccanica, Energetica e Gestionale

Dottorato di Ricerca in

Scienze ed Ingegneria per l'Ambiente, le Costruzioni e l'Energia

CICLO

XXXIII

Fattibilità tecnica, sostenibilità ambientale ed economica di un piccolo impianto di digestione anaerobica installato in Calabria

Settore Scientifico Disciplinare ING/IND 33

Coordinatore: Ch.mo Prof. Salvatore Critelli

Firma _____

Supervisore/Tutor: Ch.mo Prof.ssa Anna Ketty Pinnarelli

Firma _____

Co-Tutor: Ing. Francesco Petracchini

Firma _____

Dottorando: Dott. Marco Segreto

Firma

Fattibilità tecnica, sostenibilità ambientale ed economica di un piccolo impianto di digestione anaerobica installato in Calabria

Dottorando: Marco segreto

Ciclo: XXXIII

Tutor: Prof.ssa Anna Pinnarelli

Co-tutor: Ing. Francesco Petracchini

DIMEG – Dipartimento Ingegneria Meccanica, Energetica e Gestionale

UNICAL – Università della Calabria

Sommario

Introduzione	4
1. Il contesto – stato dell’arte	9
1.1 Produzione, gestione e trattamento dei rifiuti in Europa.....	9
1.2 I rifiuti urbani in Europa ed in Italia.....	14
1.3 La situazione dei rifiuti in Calabria	20
1.4 Il biogas in Europa	24
1.5 Biometano in Europa	26
1.6 il biogas in Italia.....	26
1.7 Il biometano in Italia.....	30
1.8 Superamento dello stato dell’arte	32
2. Tecnologie di produzione del biogas	33
2.1 La biomassa	33
2.2 Digestione anaerobica	36
2.3 Il biogas e le tecnologie di produzione	40
2.4 Il biometano	46
2.5 Compostaggio.....	50
3. Analisi sperimentale	53
3.1 Protocollo di analisi	55
3.2 Solidi Totali o Sostanza Secca.....	56
3.3 Solidi Volatili e Ceneri.....	57
3.4 Composizione Biogas	58
3.5 Potenziale metanigeno	60
3.6 Rapporto biomassa di prova e inoculo	61
3.7 Calcolo dell’errore	64
3.8 Risultati	66
4. L’impianto pilota.....	68
4.1 Realizzazione dell’impianto pilota.....	68

4.2 Rendering.....	75
5. Simulazione di processo	77
5.1 Il modello del processo di digestione anaerobica tramite Aspen Plus.....	77
5.2 Impostazioni del modello	79
5.3 Dimensionamento dell'impianto	86
6. Analisi ambientale	91
6.1 Impatto ambientale.....	91
6.2 LCA – Life Cycle Assessment.....	94
6.3 LCA impianto biogas	103
6.4 Analisi degli scenari	108
7. Analisi economica	120
7.1 Il contesto di riferimento	120
7.2 I costi.....	121
7.3 I ricavi.....	125
Conclusioni	135
Bibliografia e sitografia	141

Introduzione

La pandemia scoppiata ad inizio 2020 ha rivoluzionato il nostro modo di vivere e pensare la vita, la società, i rapporti interpersonali. Un virus che ha colpito a Maggio 2021 oltre 150 milioni di persone nel mondo, con oltre 3 milioni di decessi;¹ in Europa 50 milioni di contagiati e un milione di deceduti; in Italia oltre 4 milioni di contagiati e purtroppo oltre 120 mila morti.²

La crisi sanitaria, economica e sociale dovuta al virus Sars-Cov2 ha spinto l'Unione Europea a varare un pacchetto di norme mai visto prima nell'intera storia dell'Unione Europea: il cosiddetto "Next Generation EU". Next Generation EU è uno strumento temporaneo per la ripresa da 750 miliardi di euro, che nei piani della Commissione Europea contribuirà a riparare i danni economici e sociali immediati causati dalla pandemia di coronavirus per creare un'Europa post COVID-19 più verde, digitale, resiliente e adeguata alle sfide presenti e future. Gli stati membri sono stati invitati a realizzare i propri PNRR (Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza), e ciascun piano dovrebbe contribuire alle quattro dimensioni delineate nella strategia annuale per la crescita sostenibile 2021:

- Sostenibilità ambientale
- Produttività
- Equità
- Stabilità macroeconomica

Temi principali sono la transizione ecologia e la digitalizzazione. Per quanto riguarda la prima, la lotta contro la crisi climatica e ambientale è la sfida principale del nostro tempo e offre l'opportunità di rilanciare le economie europee in modo sostenibile. Tutti i piani nazionali di ripresa e resilienza dovranno concentrarsi fortemente sia sulle riforme che sugli investimenti a sostegno della transizione verde. Per rispettare l'impegno del Consiglio europeo di conseguire un obiettivo del 30% per l'integrazione delle questioni climatiche sia per il quadro finanziario pluriennale che per Next Generation EU, ciascun piano per la ripresa e la resilienza dovrà includere almeno un 37% di spesa per il clima.³

L'Europa punta alla neutralità climatica entro il 2050 e dovrà aumentare in misura significativa il suo obiettivo di riduzione delle emissioni di gas a effetto serra per il 2030. Per realizzare l'ambizioso obiettivo in materia di clima di ridurre le emissioni del 55% rispetto ai

¹ Worldometer 2021

² Ministero Salute 2021

³ Commissione Europea 2020

livelli del 1990, gli Stati membri dovranno presentare riforme e investimenti a sostegno della transizione verde nei settori dell'energia, dei trasporti, della decarbonizzazione dell'industria, dell'economia circolare, della gestione delle risorse idriche e della biodiversità. E' richiesta una forte accelerazione nella diffusione di energie rinnovabili per ridurre le emissioni, in linea con il quadro normativo degli ultimi anni. E' infatti in corso, da parte dell'Europa, una politica di spinta verso le energie rinnovabili, con l'approvazione prima della direttiva "RED II" nel Giugno 2018, che includeva un ambizioso obiettivo vincolante per le energie rinnovabili per l'UE per il 2030 di 32%, ed il green deal europeo del 2019 poi, ovvero "una nuova strategia di crescita mirata a trasformare l'UE in una società giusta e prospera, dotata di un'economia moderna, efficiente e competitiva sotto il profilo delle risorse, che nel 2050 non genererà emissioni nette di gas a effetto serra e in cui la crescita economica sarà dissociata dall'uso delle risorse".⁴

Un altro punto fondamentale toccato da direttive comunitarie è senz'altro quello della produzione e gestione dei rifiuti con la direttiva 2008/98/CE,⁵ laddove per rifiuto si intende "qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'obbligo o l'intenzione di disfarsi", l'Unione europea ha innanzitutto stabilito una gerarchia dei rifiuti:

- prevenzione;
- riutilizzo;
- riciclaggio;
- recupero di altro tipo, per esempio il recupero di energia;
- smaltimento.

Inoltre, la stessa ha assunto alcuni punti fondamentali, quali:

- il principio di prevenzione: ridurre al minimo ed evitare per quanto possibile la produzione di rifiuti;
- la responsabilità del produttore ed il principio del "chi inquina paga", in base al quale i costi della gestione dei rifiuti sono sostenuti dal produttore iniziale;
- precauzione, ovvero prevedere i problemi potenziali;
- prossimità: smaltire i rifiuti il più vicino possibile al luogo di produzione

Nell'ordinamento italiano la Direttiva Europea sui rifiuti è stata recepita nel 2010 nella parte IV del D. Lgs 152/06/CE (Stato Italiano 2006), la quale definisce "le misure volte a proteggere

⁴ Unione Europea 2019

⁵ Unione Europea 2008

l'ambiente e la salute umana prevenendo o riducendo gli impatti negativi della produzione e della gestione dei rifiuti”.

La Direttiva Europea 2008 sui rifiuti ha subito delle modifiche nel 2018, quando, in un’ottica di economia circolare, ci si è concentrati tra le altre cose sul rafforzamento delle norme di prevenzione e sul riciclaggio dei rifiuti con nuovi, ambiziosi obiettivi: entro il 2025 almeno il 55% dei rifiuti urbani in peso dovrà essere riciclato. Tale obiettivo salirà al 60 % entro il 2030 e al 65 % entro il 2035.⁶

Per giungere gli obiettivi prefissati, c’è però bisogno di un cambio di paradigma, bisogna passare dai processi *business-as-usual* di economia lineare ad un’economia circolare, per arrivare ad una corretta gestione dei rifiuti, e a delle strategie integrate di recupero, riciclo, riutilizzo.

L’Italia, nel Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza presentato a fine Aprile 2021 nell’ambito del Next Generation EU, ha previsto una strategia nazionale per l’economia circolare, che riprende e rivede quella del 2017.⁷ La strategia nazionale, in coerenza con il piano d’azione ed il quadro normativo europeo, da adottare entro Giugno 2022, integrerà nelle aree di intervento l’ecodesign, ecoprodotto, blue economy, bioeconomia, materie prime critiche, e si focalizzerà su strumenti, indicatori e sistemi di monitoraggio per valutare i progressi nel raggiungimento degli obiettivi prefissati. Della strategia nazionale farà parte anche un nuovo sistema di tracciabilità a sostegno degli organi di controllo. Non solo, il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza prevede anche un programma nazionale per la gestione dei rifiuti, dopo le evidenze emerse dalla Commissione Europea sull’assenza di una rete integrata di impianti di raccolta e trattamento rifiuti attribuibile all’insufficiente capacità di pianificazione delle regioni e, in generale, alla debolezza della governance. Il programma, oltre ad evitare procedure di infrazione sui rifiuti, dovrà permettere di colmare le lacune impiantistiche e gestionali. Inoltre, permetterà di migliorare significativamente i dati medi nazionali e di raggiungere gli obiettivi previsti dalla nuova normativa europea e nazionale. Ulteriore punto toccato dal PNRR riguarda la realizzazione di nuovi impianti di gestione dei rifiuti e l’ammodernamento di quelli esistenti. Gli investimenti previsti mirano ad un miglioramento della rete di raccolta differenziata dei rifiuti urbani, alla realizzazione di nuovi impianti di trattamento/riciclaggio di rifiuti organici, tra gli altri.

⁶ Unione Europea 2018

⁷ Interministeriale 2017

Nello specifico, gli investimenti proposti mirano a colmare i divari di gestione dei rifiuti relativi alla capacità impiantistica e agli standard qualitativi esistenti tra le diverse regioni e aree del territorio nazionale, ed è per questo motivo che circa il 60% dei progetti si focalizzerà sui comuni del Centro-Sud Italia. L'obiettivo è quello di recuperare i ritardi, per raggiungere gli attuali e nuovi obiettivi previsti dalla normativa europea e nazionale (es., 65% di raccolta differenziata al 2035, max 10% di rifiuti in discarica, riutilizzo, recupero, ecc.).⁸

Il recupero, nel Decreto Legislativo 152 del 2006 è definito come: “qualsiasi operazione il cui principale risultato sia di permettere ai rifiuti di svolgere un ruolo utile sostituendo altri materiali che sarebbero stati altrimenti utilizzati per assolvere una particolare funzione, o di prepararli ad assolvere tale funzione, all’interno dell’impianto o nell’economia generale”.

Il decreto prevede tre tipi di Recupero: la preparazione per il riutilizzo, il riciclaggio ed il recupero energetico. Nella preparazione per il riutilizzo il rifiuto viene trattato senza modifiche e viene poi re-immesso sul mercato.

Il riciclaggio, invece, prevede una trasformazione fisico-chimica del rifiuto al fine di ottenere un nuovo prodotto nuovo.

Terza opzione è quella del recupero energetico, ovvero l’utilizzo del rifiuto come materia prima per produrre energia. Tra le metodologie usate per il recupero energetico c’è la termovalorizzazione. La definizione che la Treccani dà di termovalorizzatore è la seguente: “impianto nel quale si bruciano gli scarti e i rifiuti urbani (incenerimento), ottenendo come risultato la produzione di energia da destinarsi ad altri usi, come riscaldamento, elettricità ecc”. Oltre alla termovalorizzazione, in realtà, il recupero energetico può avvenire anche con la gassificazione e la pirolisi, o anche attraverso la digestione anaerobica, accoppiata, in molti casi, al processo di compostaggio.

Proprio la digestione anaerobica, e la conseguente produzione di biogas (e biometano), si pone come valida alternativa al fine di combattere i cambiamenti climatici utilizzando energie rinnovabili e in particolare l'energia da biomasse. La produzione e l'uso di biogas e biometano come combustibile sostenibile e alternativo ai combustibili fossili presenta numerosi vantaggi ambientali. Insieme a una riduzione delle emissioni di gas a effetto serra, il biogas può migliorare la sicurezza energetica dell'Europa, grazie al suo elevato potenziale energetico. Come fonte di energia rinnovabile, consente di sfruttare i sottoprodotti agrozootecnici e i rifiuti urbani, con un impatto inferiore sulla qualità dell'aria rispetto alle

⁸ PNRR 2021

strategie di combustione di queste biomasse. Inoltre, il sottoprodotto della digestione anaerobica è il digestato, un materiale che se correttamente gestito può essere utilizzato come ammendante per usi agricoli. Un altro importante vantaggio della tecnologia del biogas è la sua facile scalabilità, che consente di sfruttare il potenziale energetico delle fonti decentralizzate di biomassa. Infine, il biogas può essere convertito in biometano, adatto per l'uso come carburante per veicoli o iniezione in reti nazionali di gas naturale.

La presente tesi di dottorato vuole approfondire alcuni aspetti tecnici ambientali ed economici legati all'installazione di un impianto di piccola taglia di produzione di biogas da FORSU (Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani) installato in Calabria. Dalla valutazione della migliore tecnologia alla realizzazione del prototipo (purtroppo mai messo in funzione a causa della pandemia da Covid-19 che ci ha colpito a Marzo 2020), alla simulazione del processo tramite software di processo "Aspen Plus", all'analisi ambientale tramite LCA (Life Cycle Assessment) effettuata con il software OpenLCA ed infine ad un'analisi economica costi ricavi per verificare la sostenibilità di un progetto del genere.

1. Il contesto – stato dell’arte

1.1 Produzione, gestione e trattamento dei rifiuti in Europa

Come accennato nell’introduzione, la gestione e lo smaltimento dei rifiuti possono avere impatti ambientali importanti, per cui le politiche dell’Unione Europea si sono concentrate sulla riduzione di questi ultimi a favore di una gestione più efficiente delle risorse. L’obiettivo a lungo termine di queste politiche è la riduzione della quantità di rifiuto generata e, quando non è possibile evitarne la produzione, la promozione dello stesso a risorsa, per raggiungere livelli più alti di riciclo e smaltimento sicuro dei rifiuti.

Waste generation by economic activities and households, 2018

(% share of total waste)

	Mining and quarrying	Manufacturing	Energy	Construction and demolition	Other economic activities	Households
EU-27	26.3	10.6	3.5	36.0	15.4	8.2
Belgium	0.1	24.9	1.2	33.5	33.1	7.2
Bulgaria	82.4	2.0	10.0	0.1	3.1	2.4
Czechia	0.3	18.2	1.8	41.6	24.8	13.3
Denmark	0.0	4.7	5.1	56.0	17.8	16.3
Germany	2.2	13.9	2.3	55.6	16.8	9.2
Estonia	29.5	18.8	32.3	9.5	7.6	2.4
Ireland	14.2	24.7	1.1	13.6	35.1	11.4
Greece	56.4	11.8	7.6	5.0	9.2	10.1
Spain	8.6	10.8	4.6	29.8	28.5	17.7
France	0.4	6.6	0.4	70.2	13.7	8.7
Croatia	12.0	8.9	1.3	22.7	31.7	23.3
Italy	0.8	16.5	1.3	35.3	28.7	17.5
Cyprus	6.6	16.3	0.1	45.8	14.5	16.8
Latvia	0.1	21.7	2.5	17.5	25.7	32.6
Lithuania	1.6	37.2	2.1	8.8	30.3	20.0
Luxembourg	0.0	6.9	0.1	81.2	9.7	2.1
Hungary	1.0	14.6	11.2	33.2	25.1	14.9
Malta	1.6	1.1	0.0	79.3	10.9	7.2
Netherlands	0.0	9.6	1.1	70.0	13.3	6.0
Austria	0.1	8.7	0.8	74.4	9.3	6.7
Poland	36.7	17.0	10.7	9.7	20.6	5.3
Portugal	0.2	19.0	1.1	8.8	38.1	32.8
Romania	87.9	4.0	3.4	0.3	2.4	2.1
Slovenia	0.2	20.2	11.8	8.1	51.9	7.8
Slovakia	2.2	27.5	7.9	4.4	39.8	18.2
Finland	74.9	6.7	1.0	12.3	3.5	1.6
Sweden	74.7	3.7	1.4	8.9	8.0	3.2
United Kingdom	5.2	4.0	0.2	48.8	32.4	9.4
Iceland	0.0	24.4	0.0	3.9	31.5	40.2
Liechtenstein (*)	3.0	2.3	0.0	87.9	1.5	5.4
Norway	1.2	12.8	1.5	40.0	27.4	17.1
Montenegro	27.4	3.7	27.6	11.3	8.6	21.4
North Macedonia	14.2	46.6	0.5	3.1	35.6	0.0
Serbia	75.6	3.0	14.7	1.1	2.1	3.6
Turkey	22.3	:	32.6	0.0	8.9	36.1
Bosnia and Herzegovina	8.2	28.1	48.1	1.8	0.2	13.6
Kosovo*	93.5	2.0	3.4	0.1	0.0	1.0

Tabella 1 - Produzione di rifiuti in Europa nel 2018 (fonte: Eurostat 2018)

In Europa nel 2018 il totale dei rifiuti prodotto da tutte le attività economiche e domestiche, come visibile in Tabella 1, ammonta a 2 317 milioni di tonnellate.

La quota delle diverse attività economiche e domestiche sulla produzione totale di rifiuti nel 2018 è presentata in figura 1. Nell'UE a 27, le costruzioni hanno contribuito per il 36% del totale nel 2018, seguite da estrazione mineraria e in cava (26,2%), produzione (10,6%), dai rifiuti e dei servizi idrici (9,9%) e dalle attività domestiche (8,2%); il restante 9,1% è rappresentato da rifiuti generati da altre attività economiche, principalmente servizi (4,2%) ed energia (3,5%).

Waste generation by economic activities and households, EU-27, 2018

(% share of total waste)

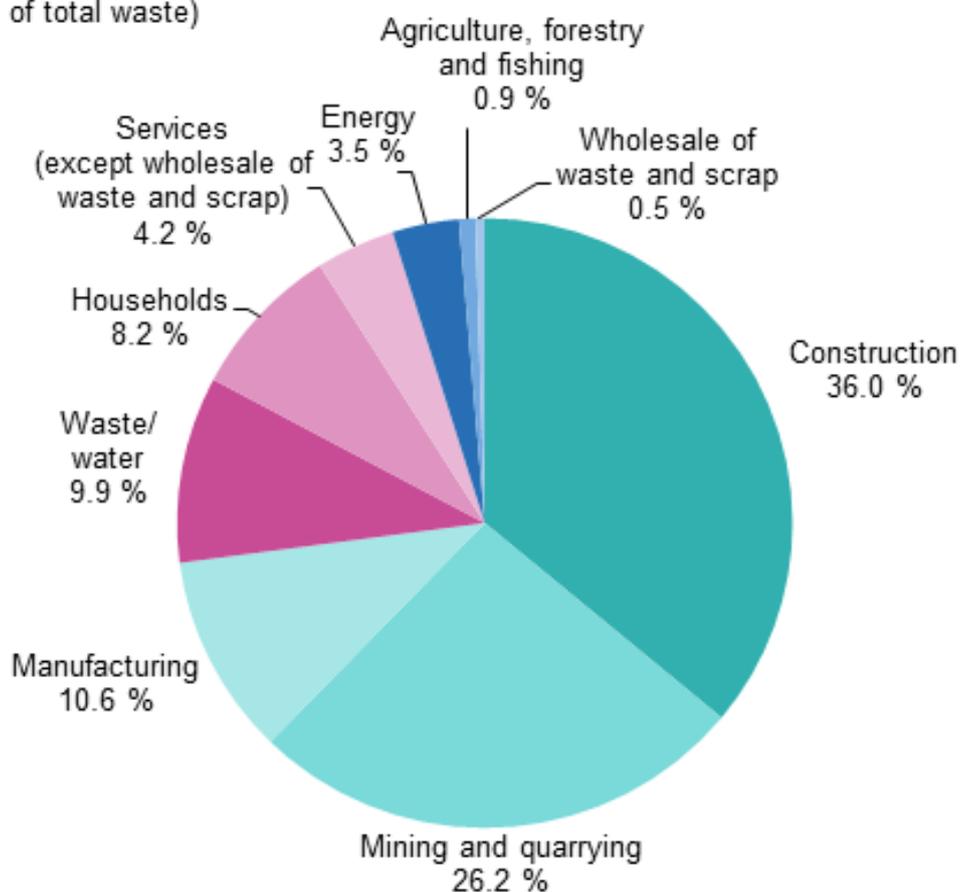


Figura 1 - Produzione di rifiuti da attività economiche e domestiche nei 27 Stati membri dell'Unione Europea, 2018 (fonte: Eurostat 2018)

Escludendo i rifiuti minerali principali (provenienti cioè da estrazione mineraria e da attività di costruzione e demolizione), nell'Europa a 27 nel 2018 sono stati 812 i milioni di tonnellate di rifiuti prodotti, pari al 35% del totale. In media, 1,8 tonnellata per abitante (Figura 2). Tra i vari Stati membri, ci sono differenze evidenti. Le 9,7 tonnellate per abitante in Estonia, ad

esempio, a cui fanno da contraltare Lettonia, Croazia e Cipro con meno di una tonnellata. In Estonia una cifra così alta è dovuta all'utilizzo di energia prodotta tramite olio di scisto.

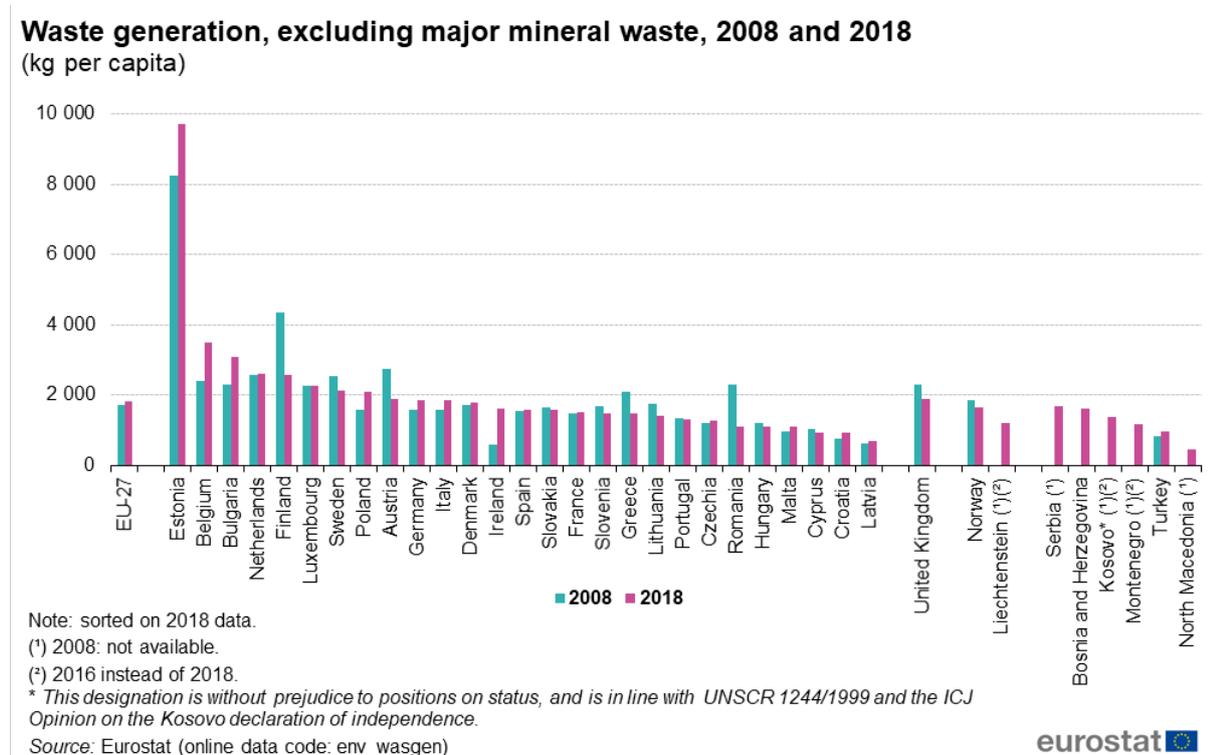


Figura 2 - Produzione di rifiuti esclusi i rifiuti minerali principali in kg/persona (fonte: Eurostat 2018)

La Tabella 2 mostra lo sviluppo della produzione di rifiuti, al netto dei rifiuti minerali principali, suddiviso per attività economiche. Nel 2018, i livelli maggiori di produzione si hanno per rifiuti e servizi legati all'acqua, attività domestiche e manifatturiere (rispettivamente 207, 184 e 180 milioni di tonnellate). Il loro sviluppo ha seguito percorsi differenziati nel tempo: tra il 2004 ed il 2008 rifiuti e servizi legati alle acque hanno avuto un incremento del 175,7%, quelle da attività domestiche del 5,9%, mentre i rifiuti da attività manifatturiere sono diminuiti del 24,9%.

Waste generation, excluding major mineral waste, EU-27, 2004-2018
(million tonnes)

	2004	2006	2008	2010	2012	2014	2016	2018	Change 2018/2004 (%)
Total	779.5	789.9	760.5	758.7	758.3	769.0	785.9	811.7	4.1
Agriculture, forestry and fishing	62.3	56.7	45.5	20.2	20.4	17.7	19.9	19.3	-69.0
Mining and quarrying	10.4	7.1	10.0	7.9	7.5	7.7	7.0	8.1	-22.5
Manufacturing	239.9	225.8	216.8	190.5	176.5	176.0	179.9	180.2	-24.9
Energy	85.4	93.3	84.1	78.6	88.8	87.4	75.0	78.4	-8.3
Waste/water	75.2	83.3	98.9	129.9	155.4	180.7	195.7	207.5	175.7
Construction	34.4	33.4	34.8	42.1	39.8	38.6	37.7	41.2	19.7
Other sectors	97.7	111.2	88.8	102.3	88.9	85.1	89.4	92.7	-5.1
Households	174.1	179.2	181.6	187.2	181.0	175.9	181.4	184.4	5.9

Tabella 2 - Produzione di rifiuti, esclusi i minerali principali, divisi per attività (fonte: Eurostat 2018)

Quando si parla di trattamento dei rifiuti nel 2018 in Europa sono stati trattati circa 2.149 milioni di tonnellate di rifiuti. Questo non include i rifiuti esportati ma include il trattamento dei rifiuti importati.

In Figura 3 viene mostrato l'andamento del trattamento dei rifiuti in Europa per quanto riguarda le due principali categorie di trattamento - recupero e smaltimento - durante il periodo 2004-2018. La quantità di rifiuti recuperati, ovvero riciclati, utilizzati per il riempimento (utilizzo di rifiuti in aree scavate a scopo di bonifica di pendii o messa in sicurezza o per scopi ingegneristici in paesaggistica) o inceneriti con recupero energetico (termovalorizzati) è cresciuta del 33,9% da 870 milioni di tonnellate nel 2004 a 1.165 milioni di tonnellate nel 2018; di conseguenza, la quota sul trattamento totale dei rifiuti è passata dal 45,9% nel 2004 al 54,2% nel 2018. La quantità di rifiuti oggetto di smaltimento è diminuita da 1.027 milioni di tonnellate nel 2004 a 984 milioni di tonnellate nel 2018, diminuzione del 4,2%. La quota di smaltimento sul totale del trattamento dei rifiuti è diminuita dal 54,1% nel 2004 al 45,8% nel 2018.

Waste treatment, EU-27, 2004-2018

(Index 2004 = 100)

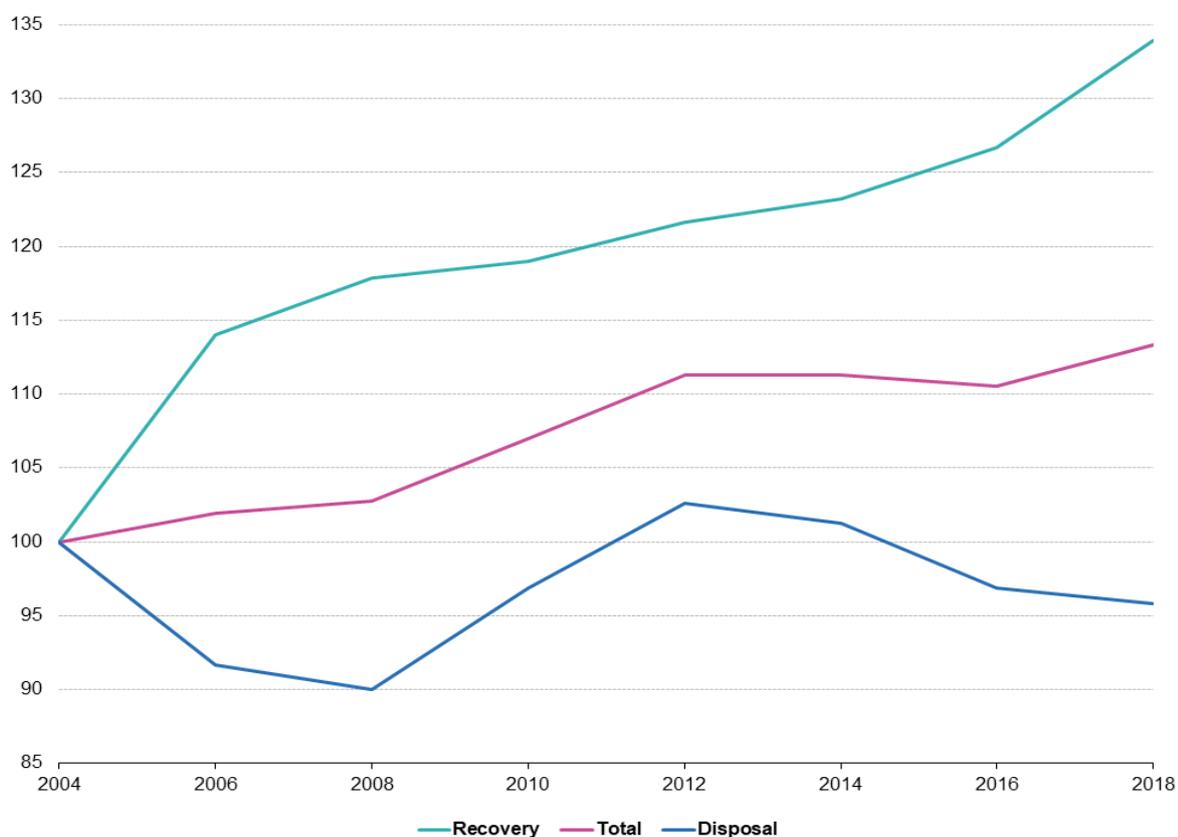


Figura 3 - Trattamento dei rifiuti in Europa, 2004-2018 (fonte: Eurostat 2018)

Nel 2018 più della metà (54,2%) dei rifiuti è stata trattata in operazioni di recupero: riciclaggio (38,1% del totale rifiuti trattati), riempimento (10,1%) o recupero energetico (6,0%). Il restante 45,8% è stato interrato (38,7%), incenerito senza recupero energetico (0,7%) o smaltito diversamente (6,3%). Si potrebbero osservare differenze significative tra gli Stati membri dell'UE-27 riguardo all'uso che hanno fatto di questi vari metodi di trattamento. Ad esempio, alcuni Stati membri avevano tassi di riciclaggio molto elevati (Italia e Belgio), mentre altri erano favorevoli alle discariche (Grecia, Bulgaria, Romania, Finlandia e Svezia), come da Figura 4.

Waste treatment by type of recovery and disposal, 2018
(% of total treatment)

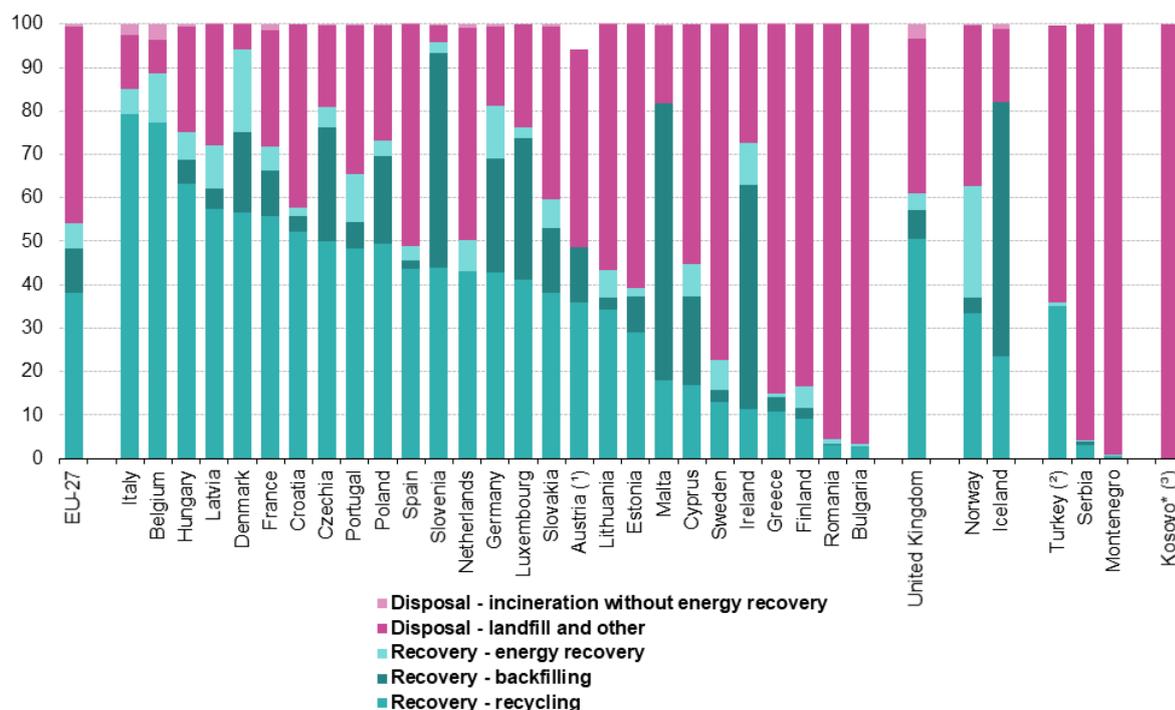


Figura 4 - Rifiuti in base alla tipologia di trattamento e smaltimento, 2018 (fonte: Eurostat 2018)

1.2 I rifiuti urbani in Europa ed in Italia

I dati Eurostat riferiti al periodo 2005-2019 ci permettono di verificare il chiaro trend europeo verso un sempre maggiore riciclo dei rifiuti urbani e sempre meno utilizzo del conferimento in discarica⁹. I rifiuti urbani coprono circa il 10% di tutti i rifiuti prodotti, ma rivestono un profilo importante a causa della loro complessità, composizione, distribuzione.

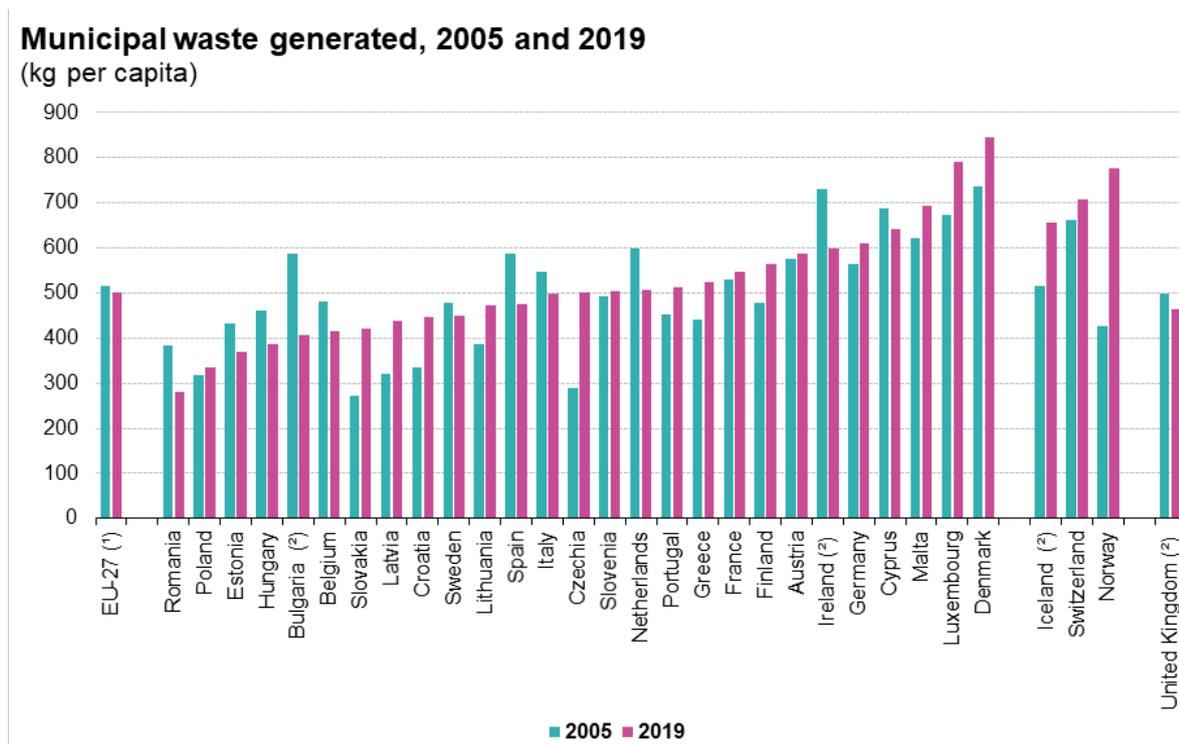


Tabella 3 - Produzione per abitante di rifiuti urbani, 2005-2019 (fonte: Eurostat 2021)

Per il 2019 la produzione totale di rifiuti urbani varia notevolmente, da 280 kg pro capite in Romania a 844 kg pro capite in Danimarca. Le variazioni riflettono le differenze nei modelli di consumo e nella ricchezza economica, ma dipendono anche da come vengono raccolti e gestiti i rifiuti urbani. Esistono differenze importanti tra i paesi per quanto riguarda il grado di raccolta e gestione dei rifiuti derivanti da attività commerciali e dai rifiuti domestici.¹⁰

Per quel che riguarda il trattamento dei rifiuti urbani, la Tabella 4 mostra la variazione delle diverse modalità di trattamento dei rifiuti urbani in Europa, ovvero il conferimento in discarica, incenerimento e termovalorizzazione, riciclaggio, compostaggio, e infine la categoria altro che racchiude tutto quanto non rientri nelle categorie precedenti (compresi i

⁹ Eurostat 2021

¹⁰ Eurostat 2021

trattamenti meccanico-biologici o TMB). Sebbene più rifiuti vengano prodotti a livello europeo, con differenze significative per singolo paese, si può notare come il totale conferito in discarica sia diminuito del 56% dai 121 milioni di tonnellate del 1995 ai 54 milioni di tonnellate del 2019. Questa riduzione può certamente essere attribuita all'implementazione di direttive europee, come la Direttiva 62/1994¹¹, che prevedeva che ogni Stato membro recuperasse almeno il 50% di tutti gli imballaggi immessi sul mercato; la Direttiva 31/1999¹² sulle discariche ha previsto l'obbligo di ridurre il conferimento dei rifiuti municipali biodegradabili al 75% nel 2006, al 50% nel 2009 ed al 35% nel 2016 rispetto ai livelli del 1995. La direttiva ha portato i paesi ad adottare strategie diverse per evitare di inviare in discarica la frazione organica dei rifiuti urbani, vale a dire il compostaggio (compresa la fermentazione), l'incenerimento e il pretrattamento, come il trattamento meccanico-biologico (compresa la stabilizzazione fisica). Di conseguenza, la quantità di rifiuti riciclati è passata da 37 milioni di tonnellate nel 1995 a 107 milioni di tonnellate nel 2019. La quota di rifiuti urbani riciclati complessivamente è passata dal 19% al 48%.

Municipal waste landfilled, incinerated, recycled and composted, EU-27, 1995-2019

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Change 2019/1995 (%)
million tonnes																										
Landfill	121	117	117	114	113	112	107	104	99	93	88	88	87	83	82	79	74	67	63	59	57	54	53	52	54	-56
Incineration	30	30	33	33	34	36	37	39	39	41	45	48	49	51	52	53	55	54	56	57	57	58	59	59	60	102
Material Recycling	23	26	30	32	37	38	40	43	43	43	46	47	52	53	54	55	56	58	56	59	63	65	66	67	68	195
Composting	14	16	17	18	19	23	23	24	24	26	26	27	28	30	30	29	29	30	31	33	33	36	38	38	39	176
Other	10	13	12	11	12	11	12	12	12	13	16	13	11	10	7	6	6	6	5	4	4	5	6	6	4	-59
kg per capita																										
Landfill	286	276	276	266	263	262	250	241	229	215	202	202	199	190	186	178	167	153	142	134	127	121	118	116	120	-58
Incineration	70	71	77	78	79	84	87	90	90	95	103	111	112	116	117	121	125	122	127	128	128	131	132	132	134	91
Material Recycling	54	62	69	75	85	87	92	100	100	100	105	109	119	120	123	125	128	130	128	134	141	146	148	149	152	182
Composting	33	38	41	42	45	53	54	57	57	59	59	61	64	69	67	66	66	69	71	73	75	82	85	84	87	162
Other	24	31	29	26	28	27	26	27	26	31	37	30	23	23	17	13	13	14	10	9	9	10	13	13	9	-62

Note: estimated by Eurostat.

Source: Eurostat (online data code: env_wasmun)

eurostat 

Tabella 4 - Trattamento dei rifiuti urbani in europa, 1995-2019 (fonte: Eurostat 2021)

Relativamente al recupero energetico dei rifiuti urbani, nel triennio 2016-2018 le quantità avviate verso questa modalità di recupero, in Europa, aumentano dell'8,6% (circa 5,4 milioni di tonnellate). Leader europeo per quantitativi avviati a recupero energetico la Germania, con un incremento del 10,1% (1,4 milioni di tonnellate). L'Italia vede un aumento del 44,2% pari a 1,7 milioni di tonnellate¹³.

¹¹ Unione Europea 1994

¹² Unione Europea 1999

¹³ ISPRA 2020

Paesi/ Raggruppamento	2016		2017		2018	
	t*1.000	Kg pro capite	t*1.000	Kg pro capite	t*.1000	Kg pro capite
UE28	63.794	125	68.864	135	69.264	135
UE27	53.157	119	57.586	129	57.555	129
Albania	19	7	23	8	37	13
Austria	1.855	212	1.944	221	1.977	224
Belgio	2.065	182	1.964	173	1.983	174
Bosnia Erzegovina	0	0	0	0	n.a.	n.a.
Bulgaria	109	15	103	15	208	30
Cipro	0	0	2	2	n.a.	n.a.
Croazia	1	0	1	0	1	0
Danimarca	2.402	419	2.429	421	2.302	397
Estonia	242	184	217	165	221	167
Finlandia	1.515	276	1.646	299	1.732	314
Francia	12.065	181	12.173	182	12.278	183
Germania	14.260	173	15.946	193	15.699	189
Grecia	27	3	58	5	n.a.	n.a.
Irlanda	811	170	881	183	n.a.	n.a.
Islanda	1	2	2	5	n.a.	n.a.
Italia	3.866	64	5.378	89	5.576	92
Kosovo	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Lettonia	19	10	21	11	15	8
Lituania	221	77	236	83	163	58
Lussemburgo	161	276	159	266	162	266
Macedonia del Nord	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Malta	1	1	0	0	0	0
Montenegro	0	0	0	0	0	0
Norvegia	2.113	404	2.088	396	2.006	378
Paesi Bassi	3.900	229	3.777	220	3.671	213
Polonia	2.114	56	2.724	72	2.822	74
Portogallo	950	92	988	96	936	91
Regno Unito	10.637	162	11.278	171	11.710	176
Rep. Ceca	584	55	630	59	611	57
Romania	220	11	227	12	241	12
Serbia	0	0	0	0	0	0
Slovacchia	197	36	197	36	157	29
Slovenia	169	82	74	36	98	47
Spagna	2.589	56	2.804	60	2.898	62
Svezia	2.263	228	2.400	239	2.362	232
Svizzera	2.876	342	2.846	335	2.856	334
Turchia	0	0	0	0	0	0
Ungheria	554	56	608	62	501	51

Tabella 5 - Rifiuti avviati a recupero energetico in EU, 2016-2018 (fonte: Ispra 2020)

Per quanto riguarda la situazione italiana, il Centro Nazionale dei Rifiuti e dell'Economia circolare dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – ISPRA, ogni anno stila un report sulla situazione dei rifiuti urbani a livello nazionale, così come previsto dall'art. 3 del Decreto Legislativo 152 del 2006.¹⁴

¹⁴ Stato Italiano 2006

Nel 2019, secondo il “Rapporto rifiuti 2020” dell’ISPRA¹⁵, la produzione nazionale di rifiuti urbani è stata di circa 30,1 milioni di tonnellate, registrando un lieve calo di 80.000 tonnellate rispetto al 2018 (- 0,3%).

Se prendiamo come riferimento un arco temporale più lungo, si può notare come tra il 2006 ed il 2010 la produzione si sia mantenuta sopra i 32 milioni di tonnellate, e dopo il calo del 2011-2012 (relativo alla crisi ed al concomitante calo nelle spese delle famiglie italiane, fino al 2015 abbiamo valori inferiori i 30 milioni di tonnellate. Poi, come si vede in tabella 6, tranne che nel 2017, i valori di produzione si attestano intorno ai 30,1 milioni di tonnellate.

Regione	2015	2016	2017	2018	2019
	(t)				
Piemonte	2.051.368	2.065.818	2.063.581	2.162.096	2.143.652
Valle d'Aosta	72.463	72.685	73.721	75.056	75.825
Lombardia	4.625.449	4.781.845	4.685.489	4.810.952	4.843.570
Trentino Alto Adige	488.477	510.477	519.034	543.626	546.636
Veneto	2.191.064	2.389.216	2.334.794	2.363.232	2.403.335
Friuli Venezia Giulia	562.443	582.052	589.018	595.729	603.107
Liguria	872.416	845.407	830.036	832.333	821.949
Emilia Romagna	2.855.593	2.904.852	2.859.763	2.945.291	2.960.609
Nord	13.719.273	14.152.352	13.955.436	14.328.313	14.398.682
Toscana	2.275.793	2.306.696	2.243.820	2.284.143	2.277.254
Umbria	462.962	470.603	450.830	460.610	454.254
Marche	793.004	810.805	816.984	810.118	796.289
Lazio	3.023.402	3.025.528	2.961.867	3.026.441	3.038.263
Centro	6.555.161	6.613.633	6.473.502	6.581.313	6.566.059
Abruzzo	593.894	601.991	596.745	603.838	600.278
Molise	121.864	120.445	116.658	116.491	111.241
Campania	2.567.347	2.627.865	2.560.999	2.602.769	2.595.166
Puglia	1.895.076	1.909.340	1.876.335	1.898.348	1.871.828
Basilicata	198.933	201.946	196.315	199.425	197.214
Calabria	802.978	793.893	772.518	785.414	767.220
Sicilia	2.350.191	2.357.112	2.300.196	2.292.421	2.233.279
Sardegna	719.624	733.503	723.472	749.947	737.730
Sud	9.249.907	9.346.094	9.143.237	9.248.654	9.113.955
Italia	29.524.341	30.112.079	29.572.175	30.158.280	30.078.697

Tabella 6 - Produzione totale di rifiuti urbani in Italia divisi per regione, 2015-2019 (fonte: Ispra 2020)

L’Italia è un paese virtuoso relativamente alla raccolta differenziata. Nel 2019 la percentuale di raccolta differenziata è pari al 61,3% della produzione nazionale, in crescita del 3,1%

¹⁵ ISPRA 2020

rispetto all'anno precedente. In valori assoluti, la raccolta differenziata si attesta a poco meno di 18,5 milioni di tonnellate.

La raccolta pro capite è pari a 306 chilogrammi per abitante, con evidenti differenze tra il settentrione (361 kg), il centro (318kg) ed il sud (225kg).

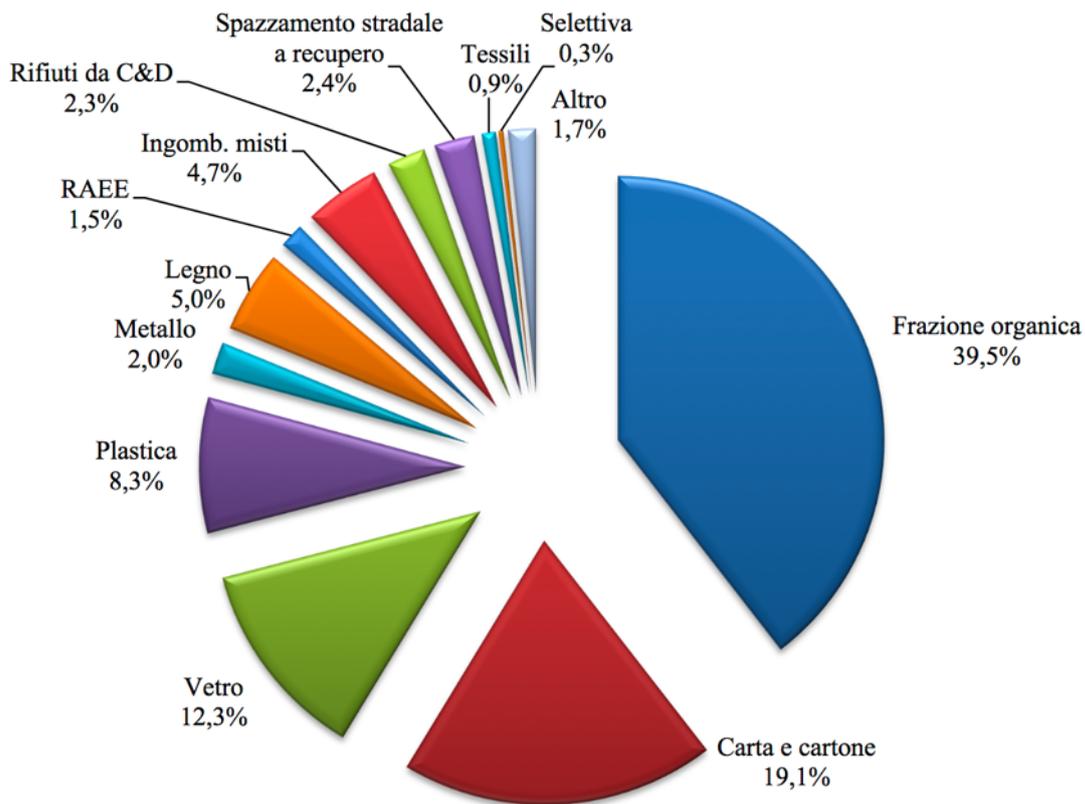


Figura 5 – Ripartizione percentuale della raccolta differenziata nel 2019 (fonte: Ispra 2020)

La frazione organica dei rifiuti urbani è una percentuale molto significativa della quantità totale: in effetti, con 7,3 milioni di tonnellate di rifiuti organici la percentuale rispetto ai rifiuti recuperati si attesta al 39,5% di rifiuti urbani raccolti separatamente e inviati al recupero (Figura 5).

I rifiuti organici, ovvero quei rifiuti biodegradabili prodotti da cucine e mense, dalla manutenzione di giardini e parchi, dalla raccolta presso mercati e dai rifiuti biodegradabili destinati alla pratica del compostaggio domestico è così ripartita: il 67,7% è costituito dalla frazione umida da cucine e mense (circa 4,9 milioni di tonnellate), il 27,8% (oltre 2 milioni di tonnellate) dai rifiuti biodegradabili provenienti dalla manutenzione di giardini e parchi, il

3,7% (267mila tonnellate) dai rifiuti avviati al compostaggio domestico e lo 0,8% (circa 60mila tonnellate) dai rifiuti dei mercati.

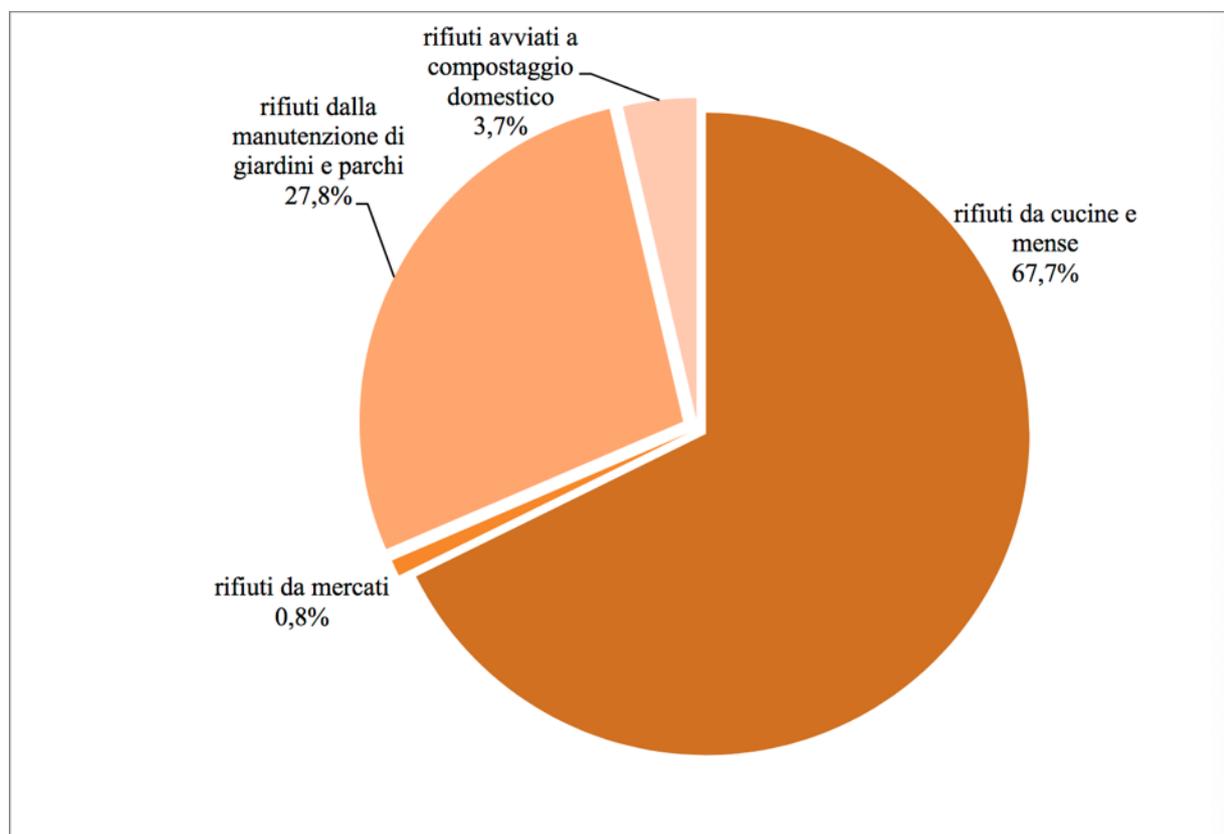


Figura 6 - Ripartizione della frazione organica, 2019 (fonte: Ispra 2020)

Nel 2019 in Italia sono risultati operativi 656 impianti di gestione de rifiuti urbani. Di questi, 345 sono dedicati al trattamento della frazione organica della raccolta differenziata (281 impianti di compostaggio, 41 impianti per il trattamento integrato aerobico/anaerobico e 23 impianti di digestione anaerobica), 130 sono impianti per il trattamento meccanico o meccanico-biologico dei rifiuti, 131 sono impianti di discarica a cui si aggiungono 37 impianti di incenerimento e 13 impianti industriali che effettuano il co-incenerimento dei rifiuti urbani.¹⁶

¹⁶ ISPRA 2020

1.3 La situazione dei rifiuti in Calabria

In Calabria, nel 2019 si è visto un calo di produzione dei rifiuti urbani (-2,3%). Purtroppo, però, la percentuale di raccolta differenziata si attesta sotto il 50% (nello specifico al 47,9%), tra le più basse d'Italia, con una raccolta pro capite intorno ai 191 chilogrammi.

Per quanto riguarda la frazione organica, in Calabria la percentuale rispetto al totale della raccolta differenziata è di poco maggiore del 44%, con 163 mila tonnellate.

Provincia	Popolazione 2019	Produzione RU		Raccolta differenziata			
		2018	2019	2018	2019	2018	2019
		(tonnellate)		(tonnellate)		(%)	
Cosenza	700.385	293.393	285.902	165.988	167.577	56,6%	58,6%
Catanzaro	354.851	145.547	144.579	75.614	78.520	52,0%	54,3%
Reggio di Calabria	541.278	211.790	203.281	71.010	73.865	33,5%	36,3%
Crotone	170.718	72.188	72.506	19.707	22.347	27,3%	30,8%
Vibo Valentia	157.469	62.495	60.951	23.005	25.234	36,8%	41,4%
CALABRIA	1.924.701	785.414	767.220	355.324	367.543	45,2%	47,9%

Tabella 7 - Produzione di rifiuti urbani per provincia, 2018-2019 (fonte: Ispra 2020)

Come si può vedere in Tabella 7, tutte le province calabresi hanno aumentato la percentuale di raccolta differenziata tra il 2018 ed il 2019. Tra esse, la provincia di Cosenza è la più virtuosa, con una percentuale di raccolta differenziata che si attesta sul 58,6%.

Il numero di impianti di trattamento dei rifiuti urbani calabresi è abbastanza limitato, ed è il seguente:¹⁷

¹⁷ Catasto rifiuti 2019

Compostaggio:

Provincia	Comune	Frazione umida	Verde	Tot. RU	Altro	Totale
		(t)	(t)	(t)	(t)	(t)
CROTONE	Crotone	7.862,00	1.116,00	8.978,00	0	8.978,00
VIBO VALENTIA	Vazzano	20.734,00	603	21.337,00	48	21.385,00
COSENZA	Corigliano-Rossano	6.209,00	941	7.150,00	0	7.150,00
COSENZA	Rende	0	20.644,00	20.644,00	0	20.644,00
CATANZARO	Lamezia Terme	16.444,00	859	17.303,00	0	17.303,00
REGGIO CALABRIA	Siderno	9.040,00	530	9.570,00	0	9.570,00
Calabria	n.:6	60.289,00	24.693,00	84.982,00	48	85.030,00

Tabella 8 - Impianti di compostaggio in Calabria

Integrato anaerobico/aerobico:

Provincia	Comune	Frazione umida	Verde	Tot. RU	Altro	Totale
		(t)	(t)	(t)	(t)	(t)
COSENZA	Rende	72.749,0	11.402,0	84.151,0	0,0	84.151,0

Tabella 9 - Impianti di digestione anaerobica e compostaggio in Calabria

Trattamento meccanico-biologico TMB:

Provincia	Comune	RU indiff. (t)	Rif. da trattamento RU (t)	Altri RU (t)	Tot. RU e tratt. RU (t)	RS (t)
CROTONE	Crotone	49.399,0	0,0	0,0	49.399,0	0,0
COSENZA	Celico	0,0	17.848,0	0,0	17.848,0	0,0
COSENZA	Rende	78.437,0	15.712,0	20.644,0	114.793,0	287,0
COSENZA	Rossano	39.369,0	0,0	0,0	39.369,0	0,0
CATANZARO	Catanzaro	39.299,0	4.287,0	0,0	43.586,0	0,0
CATANZARO	Lamezia Terme	55.533,0	0,0	0,0	55.533,0	0,0
REGGIO CALABRIA	Gioia Tauro	43.889,0	0,0	0,0	43.889,0	0,0
REGGIO CALABRIA	Reggio di Calabria	59.362,0	0,0	0,0	59.362,0	0,0
REGGIO CALABRIA	Siderno	33.071,0	0,0	0,0	33.071,0	0,0
Calabria	N.:9	398.359,0	37.847,0	20.644,0	456.850,0	287,0

Tabella 10 - Impianti di trattamento meccanico-biologico in Calabria

Incenerimento:

Provincia	Comune	RU (t)	Da trattamento RU (t)	Tot. RU e tratt. RU (t)	RS non pericolosi (t)	RS pericolosi (t)
		(t)	(t)	(t)	(t)	(t)
REGGIO CALABRIA	Gioia Tauro	0,0	106.755,0	106.755,0	3.040,0	0,0

Tabella 11 - Impianti di incenerimento in Calabria

Coincenerimento:

Provincia	Comune	RU (t)	Da trattamento RU (t)	Tot. RU e tratt. RU (t)	RS non pericolosi (t)	RS pericolosi (t)
		(t)	(t)	(t)	(t)	(t)
Catanzaro	Marcellinara	0,0	1.183,0	1.183,0	0,0	13.587,0

Tabella 12 - Impianti di coincenerimento in Calabria

Smaltimento in discarica:

Provincia	Comune	RU (t)	Rif. da trattamento RU (t)	Tot. RU e tratt. RU (t)	RS (t)
COSENZA	Cassano allo Jonio	0,0	24.098,0	24.098,0	0,0
COSENZA	Celico	6,0	54.109,0	54.115,0	6.541,0
COSENZA	Scala Coeli	0,0	6.095,0	6.095,0	1.997,0
CATANZARO	Lamezia Terme	0,0	2.066,0	2.066,0	0,0
CROTONE	Crotone	0,0	222.978,0	222.978,0	57.636,0
Calabria	N.:5	6,0	309.346,0	309.352,0	66.174,0

Tabella 13 - Discariche presenti in Calabria

Come si evince dalle tabelle riportate, i rifiuti urbani avviati a compostaggio nel 2019 sono 84.982 tonnellate, 84.151 tonnellate vengono trattate nell'unico impianto integrato anaerobico/aerobico, 456.850 tonnellate in impianti TMB, 106 tonnellate vanno ad incenerimento, poco più di 1.000 a coincenerimento e 309.346 tonnellate vengono conferite in discarica, la quasi totalità a valle di pretrattamenti. Fortunatamente, il trend del conferimento in discarica è in diminuzione costante negli ultimi anni (dalle quasi 480 mila tonnellate nel 2015).¹⁸

¹⁸ Catasto rifiuti 2019

1.4 Il biogas in Europa

Il report della European Biogas Association – EBA del 2020 ci dà una panoramica sugli impianti presenti in Europa nel 2019.¹⁹

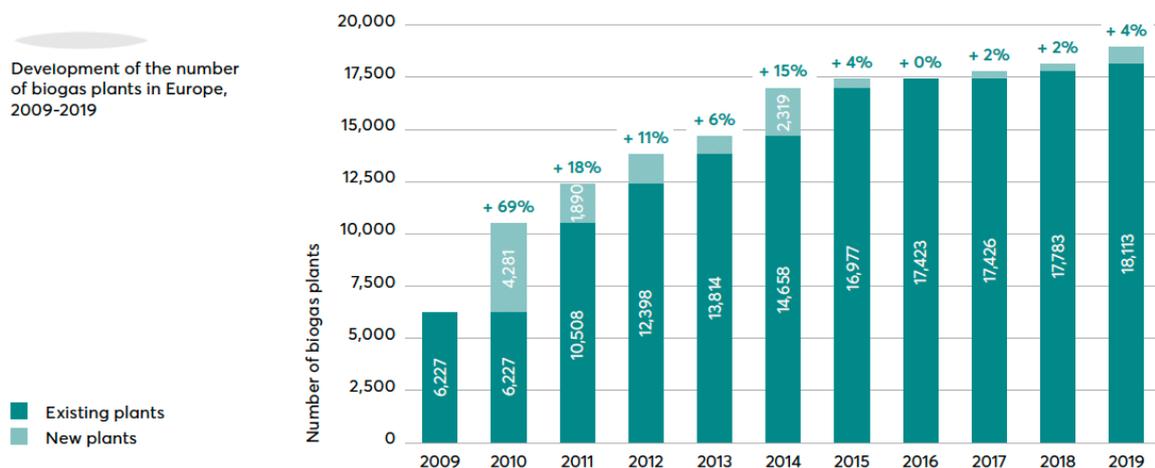
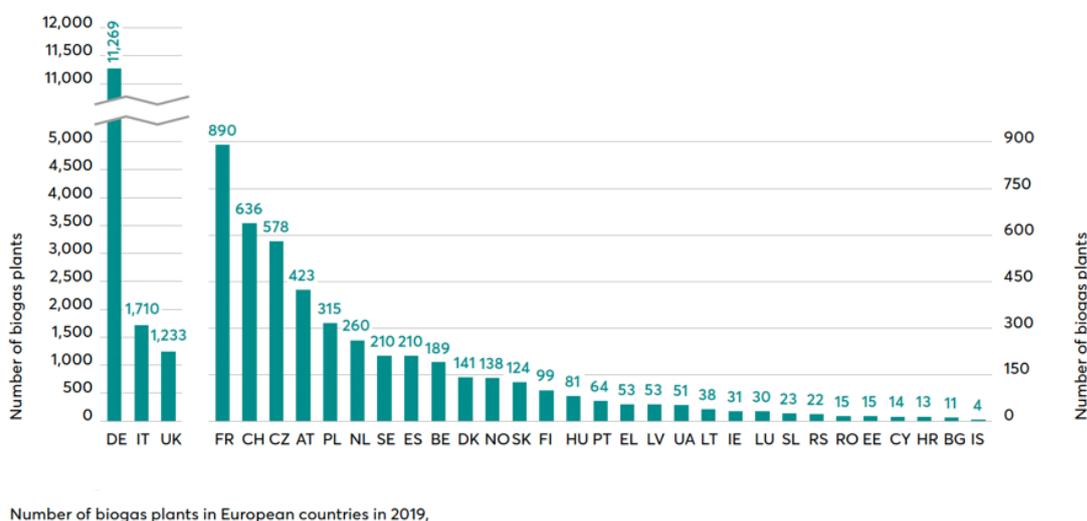


Figura 7 - Crescita degli impianti a biogas in Europa, 2009-2019 (fonte: EBA 2020)

In Figura 7 si vede l'evoluzione del numero di impianti a biogas in Europa nel decennio 2009-2019. E' evidente l'impennata dal 2010 al 2014, per poi frenare arrivando a crescite minime quando non a zero (nel 2016). Questo dipende molto dalle politiche incentivanti dei vari paesi. Nell'ultimo anno gli incrementi più significativi si riscontrano in Uk, Germania, Italia e Francia.



Number of biogas plants in European countries in 2019,

Figura 8 - Numero di impianti a biogas in Europa nel 2019, divisi per nazione (fonte: EBA 2020)

¹⁹ EBA 2020

Come si vede in Figura 8 la Germania è leader indiscussa, con oltre 11 mila impianti. Subito a seguire l'Italia, con 1.710 impianti, e la Gran Bretagna, con 1.233.

Per quel che riguarda le biomasse utilizzate e la produzione relativa (Figura 9), la parte più significativa di energia prodotta in impianti a biogas in Europa deriva da scarti agricoli, seguita da biogas da discarica, altri tipi di impianti (compresi quelli da FORSU), acque reflue.

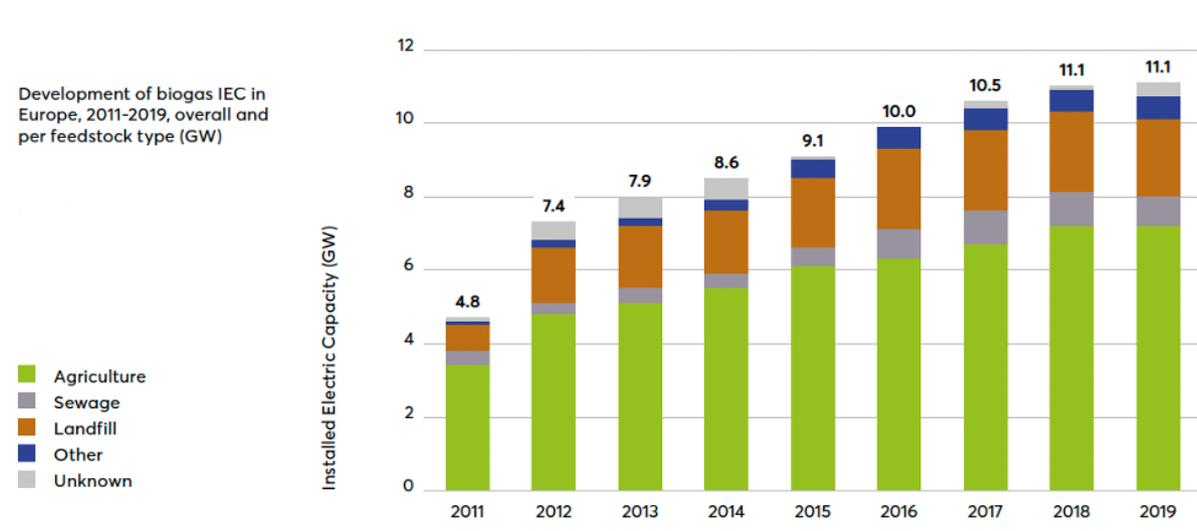


Figura 9 - Elettricità prodotta in base alla biomassa (fonte: EBA 2020)

Relativamente alla capacità installata, dopo l'impennata del 2012 con un più 52%, la crescita è a ritmo lento ma costante fino al 2018, per poi rallentare e quasi fermarsi nel 2019 (+1%, Figura 10).



Figura 10 - Capacità elettrica installata in Europa, 2010-2019 (fonte: EBA 2020)

1.5 Biometano in Europa

Per quanto riguarda il biometano, in Europa il mercato è in continua crescita, ed ha fatto registrare un 16% in più di impianti installati nel 2019 rispetto all'anno precedente. Un totale di 725 impianti attivi è ora in funzione, con una capacità produttiva di 26TWh o 2.43 miliardi di metri cubi. Anche in questo caso, il biometano prodotto dall'agricoltura la fa da padrone con un 60%, seguito da quello prodotto da rifiuti municipali ed industriali (23%), reflui (7%) e da discarica (1%).²⁰ La tendenza, dal 2013, è quella della diminuzione dell'utilizzo di colture dedicate per la produzione di biometano, fino al 2017 in cui praticamente nessun nuovo impianto utilizzava quel tipo di biomassa, a favore di rifiuti municipali o acque reflue (Figura 11). Questo ha anche spostato la crescita del maggior numero di nuovi impianti da paesi come la Germania, che di colture dedicate faceva largo uso, ad altre nazioni quali Francia, Olanda, Danimarca ed Italia.

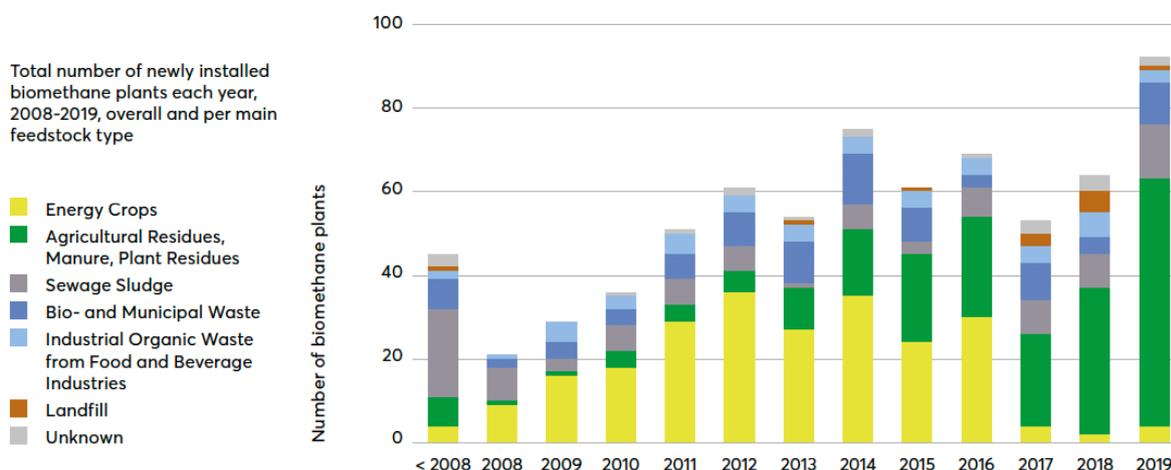


Figura 11 - Nuovi impianti di biometano per tipologia di biomassa, 2008-2019 (fonte: EBA 2020)

1.6 il biogas in Italia

²⁰ EBA 2020

In Italia dal 2008 al 2012 si è assistito ad una rapida crescita del numero di impianti biogas realizzati principalmente grazie alla “tariffa omnicomprensiva” di 280 € / MWh, pagata per l'energia rinnovabile immessa in rete. Il settore è cresciuto notevolmente raggiungendo una consistenza di oltre mille impianti con una capacità installata di 900 MW.

Da Gennaio 2013 è cambiato il sistema di supporto alla produzione di biogas: il dm 07/06/2012, infatti, ha cambiato le modalità di accesso all'impianto e le tariffe.

La definizione di questo nuovo schema di sistema di supporto, considerato meno redditizio dall'industria, ha spinto alla realizzazione di un gran numero di impianti entro la fine del 2012. Durante il quadriennio 2013-2016 il settore del biogas in Italia ha diminuito il proprio sviluppo.

REGIONE	Impianti biogas totali	Capacità installata (MW)	Capacità media (MW)	Capacità installata totale
Abruzzo	16	14.9	0.93	
Basilicata	11	7.0	0.64	
Calabria	19	16.9	0.89	
Campania	29	35.8	1.24	
Emilia Romagna	205	180.8	0.88	
Friuli Venezia Giulia	71	52.1	0.73	
Lazio	41	57.7	1.41	
Liguria	9	25.7	2.86	
Lombardia	498	400.4	0.80	
Marche	35	34.0	0.97	
Molise	4	3.1	0.78	
Piemonte	197	164.3	0.83	
Puglia	32	30.6	0.96	
Sardegna	24	29.1	1.21	
Sicilia	14	28.6	2.04	
Toscana	51	47.2	0.93	
Trentino	35	16.1	0.46	
Umbria	29	18.7	0.65	
Valle D'Aosta	2	1.2	0.59	
Veneto	233	181.3	0.78	
TOTAL	1555	1345.6	1.16	

Tabella 14 - Impianti biogas in Italia, 2016

Proprio al 2016 fa riferimento la Tabella 14, quando in Italia erano in esercizio 1555 impianti con una capacità installata totale di 1345,6 MWel e una capacità media di impianto di 1156 kW per ogni impianto.²¹ Sulla base di questi numeri l'Italia conferma la sua posizione privilegiata in Europa e nel mondo rappresenta il secondo mercato del biogas in Europa dopo solo la Germania e il terzo al mondo dopo Germania e Cina. Lo sviluppo del settore del biogas è stato caratterizzato da un netto predominio delle regioni del Nord Italia: in quattro regioni del Nord Italia sono presenti il 73% del totale degli impianti di biogas in Italia. La regione più importante per numero di impianti biogas e capacità installata è la Lombardia, con 498 impianti biogas e 40,4 MWel, seguita dal Veneto, con 233 impianti biogas e 181,3 MWel, Emilia-Romagna con 205 impianti biogas e 180,8 MWel e il Piemonte con 197 impianti a biogas aggiungono 164,3 MWel di capacità installata. È importante sottolineare che i dati descritti nella Tabella 14 rappresentano gli impianti di biogas in esercizio alimentati da prodotti agricoli, discariche, fognature e rifiuti solidi urbani.

Gli impianti biogas alimentati con rifiuti solidi urbani sono 46,²² gli impianti biogas agricoli sono 1255; considerando anche 180 impianti biogas da discarica, gli impianti biogas agricoli rappresentano l'80% del totale degli impianti biogas in Italia. C'è un grande divario tra le regioni del nord e le regioni del sud in Italia. Il motivo principale che potrebbe spiegare questo evento è che di solito gli impianti di biogas sono stati costruiti vicino a bestiame di grandi dimensioni e il bestiame più grande si trova nella parte settentrionale dell'Italia. Comunque anche la parte meridionale dell'Italia ha un enorme potenziale, perché ricca di altre tipologie di biomasse come sottoprodotti dell'agricoltura o dell'agroindustria.

²¹ GSE 2017

²² CIC 2017

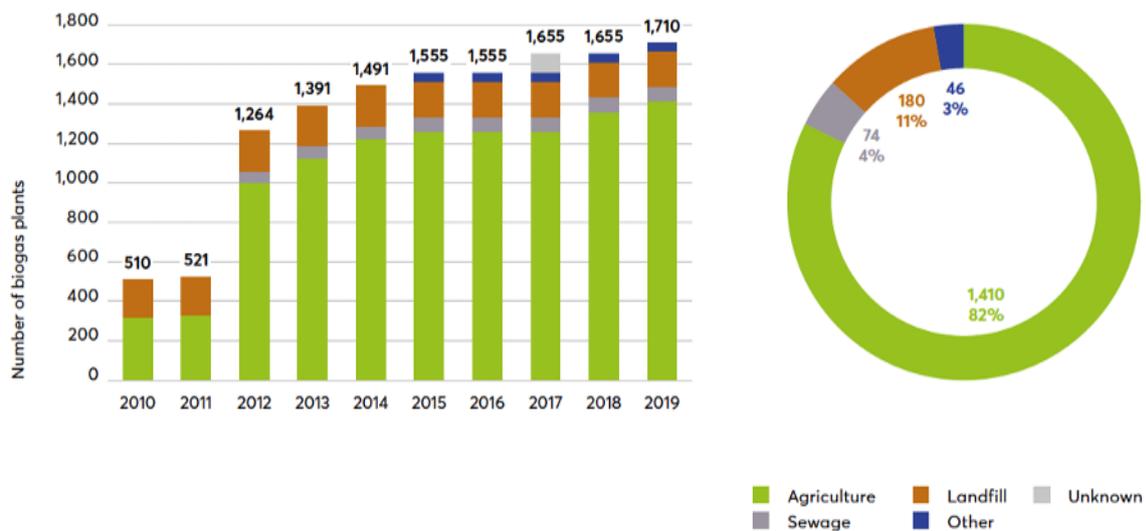


Figura 12 - Numero di impianti a biogas in Italia in base alla biomassa (fonte: EBA 2020)

Nel 2019 la cifra si attesta sui 1710 impianti attivi, con una produzione di 23 TWh. L'Italia ha una capacità produttiva totale di 3.158 MW che corrispondono a 1.200 MW di capacità elettrica installata. Come si vede in figura 7 oltre l'80% della produzione italiana di biogas deriva da scarti agricoli, seguita da biogas da discarica (11%), acque reflue (4%) e da altro (tra cui i rifiuti organici al 3%).²³

²³ EBA 2020

1.7 Il biometano in Italia

Il primo impianto di upgrading a biometano in Italia è stato completato nel 2012, seguito da vari impianti pilota. Ma è con il cosiddetto “decreto biometano”²⁴ del 2 Marzo 2018, che prevede la “Promozione dell’uso del biometano e degli altri biocarburanti avanzati nel settore dei trasporti” e rappresenta un provvedimento strategico che mira a favorire l’utilizzo delle fonti rinnovabili nei trasporti, che lo Stato Italiano ha incoraggiato tramite incentivi per la produzione e distribuzione di carburanti avanzati. L’incentivo è calcolato sulla quantità di biometano immesso in rete, ed equivale alla differenza tra il doppio della media annuale del prezzo del gas naturale e la media del prezzo mensile del gas naturale, per ogni mese in cui il biometano è immesso in rete. Anche questo incentivo, come la tariffa omnicomprensiva legata al biogas, dura 20 anni.²⁵

Nel 2019 sono nati 11 impianti, ed altri 8 ne erano previsti nel 2020. Alla fine del 2019 in Italia c’erano 12 impianti a biometano, la maggior parte dei quali trattava bio-waste e rifiuti urbani. Da un’analisi di Legambiente abbiamo un’idea dei principali impianti italiani che producono biometano:

Il primo è stato quello della Montello Spa (Montello, BG) dove vengono prodotti annualmente circa 32 milioni di metri cubi di biometano. Il primo impianto realizzato nel centro sud è quello della Calabria Maceri a Rende (CS), dove il trattamento di 40mila tonnellate di rifiuti organici all’anno produce 4,5 milioni di metri cubi di biometano immesso in rete. Il metano prodotto presso il Polo Ecologico Acea a Pinerolo (TO) viene impiegato per alimentare i veicoli aziendali per la raccolta dei rifiuti. L’impianto di Sant’Agata Bolognese (BO), che appartiene al Gruppo Hera, è il primo realizzato da una multiutility ed è in grado di trattare circa 100 mila tonnellate annue di rifiuti organici da raccolta differenziata e circa 35 mila tonnellate di residui di verde e di potature. L’impianto di Aimag a Finale Emilia (MO) consente, invece, di trattare ogni anno 50 mila tonnellate di frazione organica, da cui si ricavano tre milioni di metri cubi di biometano e 17 mila tonnellate di compost. In Trentino, l’impianto di Faedo (TN) è realizzato da BioEnergia Trentino ed è in grado di trattare il 75% dei rifiuti organici della provincia, pari a 40 mila tonnellate all’anno di frazione organica di rifiuti solidi urbani e 14.500 tonnellate all’anno di verde e ramaglie, producendo energia elettrica e circa 450 metri cubi standard di biometano all’ora, immesso in rete e trasportato

²⁴ Decreto biometano 2018

²⁵ Commissione Europea 2017

fino alla sottostazione di rifornimento di Trentino Trasporti, per l'alimentazione una flotta di 42 autobus. L'impianto del gruppo Caviro a Faenza (RA) è interamente dedicato al trattamento di scarti agricoli e dell'industria agroalimentare, con una produzione di circa 12 milioni di metri cubi annui.²⁶

²⁶ Legambiente 2019

1.8 Superamento dello stato dell'arte

Nel contesto calabrese non sono presenti impianti di piccola taglia che trattano la frazione organica dei rifiuti solidi urbani per la produzione di biogas e di compost. L'unico impianto ad oggi in funzione che utilizza la digestione anaerobica per sfruttare il potenziale energetico della FORSU è quello di Calabria Maceri a Rende (CS), impianto di grande taglia (> 70mila tonnellate/anno) che prevede non soltanto la produzione di biogas ma anche l'upgrading a biometano per l'immissione in rete.

Un impianto di questo tipo, dalle dimensioni importanti, prevede altresì dei costi notevoli sia di investimento iniziale che di manutenzione. Costi che piccoli comuni farebbero difficoltà a sostenere. Nel resto della Regione, invece, non sono presenti altri impianti di digestione anaerobica per il trattamento della FORSU.

L'idea trainante del presente elaborato è quella di un cambio di paradigma non solo legato al trattamento dei rifiuti in loco, ma anche ad una gestione e fruizione dell'impianto, e dei benefici che da esso derivano, da parte della comunità interessata, comprensiva sia delle municipalità che dei cittadini che la compongono. Una visione che restituisca potere al territorio, in termini di sfruttamento delle potenzialità derivanti dalla tecnologia, e anche di risorse reinvestite localmente per aumentare la qualità della vita di quel territorio. La vera innovazione è l'applicazione della tecnologia all'interno di un territorio in cui non è stato mai tentato un approccio "bottom-up" - dal basso – nell'ambito della gestione dei rifiuti riciclabili ed utilizzabili come risorsa, un contesto nel quale, attraverso una gestione virtuosa del ciclo dei rifiuti, si possa arrivare a dei benefici concreti. Qualcosa di mai "tentato" finora in Calabria. I dati presenti nell'elaborato di tesi dimostrano la fattibilità tecnica, e la sostenibilità ambientale ed economica di un impianto del genere, sfruttando possibilmente anche delle partnership pubblico-privato per aumentare le competenze specifiche sopperendo ad eventuali lacune di expertise che dovessero venirsi a creare.

2. Tecnologie di produzione del biogas

2.1 La biomassa

La digestione anaerobica utilizza come materia prima la “biomassa”, o scarto organico. Le biomasse potenzialmente utilizzabili per la digestione anaerobica sono varie e comprendono un ampio spettro di materiali, dalla frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU), agli olii esausti e grasso di animale, colture dedicate e scarti agricoli, reflui zootecnici, fanghi di depurazione.²⁷

Per quanto riguarda la degradazione dei vari substrati, o biomasse, dipende dal contenuto di solidi totali o sostanza secca, da cui derivano i solidi volatili (percentuale di materia organica calcolata dopo un passaggio in muffola a 550°C della sostanza secca). Il contenuto di solidi volatili è il parametro normalmente utilizzato per caratterizzare la biomassa per la digestione anaerobica. La produzione di metano è direttamente correlata alla degradazione dei solidi volatili.²⁸

La scelta della materia prima ha un'elevata influenza in diversi aspetti del processo di digestione anaerobica, inclusi i pretrattamenti (separazione, dimensione di riduzione, miscelazione); pretrattamenti che vengono eseguiti per migliorare la digeribilità di alcune materie prime e potrebbero contribuire in modo significativo al costo del processo;²⁹ al tempo di ritenzione, che dipende dalla digeribilità del materiale; alla resa del biogas ed economia complessiva del processo; ed alla composizione del digestato.³⁰

Biomassa	Caratteristiche	Produzione	Solidi	Rapporto
----------	-----------------	------------	--------	----------

²⁷ Appels et al. 2011

²⁸ Muzondiwa Jingura e Kamusoko 2017

²⁹ Carlsson et al., 2012

³⁰ Weiland, 2010

		di biogas (m ³ /kg VS)	Totali TS%	C/N
Deiezioni animali	<ul style="list-style-type: none"> - di solito In co-digestione con Di solito codigerato con materiale da lettiera (paglia) o altra biomassa ad alto contenuto di carbonio. - risorsa completa di nutrienti ed elementi in tracce 	0,1-0,6	2-20	3-15
FORSU	<ul style="list-style-type: none"> - Necessità separazione all'inizio del processo - Serve riduzione delle dimensioni - Molto variabile nella composizione 	0,3-0,6	5-30	15-30
Scarti alimentari	<ul style="list-style-type: none"> - Prodotti da hotel, ristoranti, mercati, e processi aziendali - Serve riduzione delle dimensioni - Molto variabile nella composizione - Favilmente digeribile, può generare inibizione con acidificazione 	0,3-0,8	5-30	15-30
Residui agricoli e colture dedicate	<ul style="list-style-type: none"> - Molta disponibilità - composti principalmente da cellulosa, emicellulosa e lignina, e/o amido - I residui includono foglie, paglia, ecc. - necessitano di pre-trattamenti per migliorare la digeribilità 	0,2-0,5	20-80	40-150
Fanghi di depurazione	<ul style="list-style-type: none"> - residuo del trattamento delle acque reflue - Alto valore in solidi, patogeni e nutrienti - molto contaminante: necessità stabilizzazione - bassa digeribilità: pre-trattamenti o co-digestione con altre biomasse potrebbe migliorarla 	0,8-1,2	20-35	40-70
Alghe	<ul style="list-style-type: none"> - Marcoalghe o microalghe - Bassa digeribilità, potrebbe migliorare con il pretrattamento 	0,5-0,8	2-30	5-25

Tabella 15 - Biomasse più comuni utilizzate per la digestione anaerobica³¹

³¹ Vasco-Correa et al. 2017

La maggior parte delle materie prime utilizzate per la digestione anaerobica ha una variabilità che potrebbe influenzare in modo significativo il processo. Il contenuto di solidi totali (TS) delle materie prime più comuni varia dal 2% nel letame e altri rifiuti liquidi all'80% nei residui agricoli. L'AD può essere eseguito a basso contenuto di TS per acque reflue o materie prime altamente diluite, a un contenuto di TS moderato inferiore al 15% per la maggior parte delle materie prime, o a contenuto di TS superiore al 15% in "digestione a secco" per la frazione organica di RSU, residui dell'agricoltura e colture energetiche. L'aumento del contenuto di TS fino al 15-20% aumenta la produttività volumetrica, ma ulteriori incrementi ne riducono la produttività volumetrica a causa delle limitazioni del trasferimento di massa.³² La composizione della materia prima e la digeribilità sono i principali fattori che influenzano la resa del biogas.

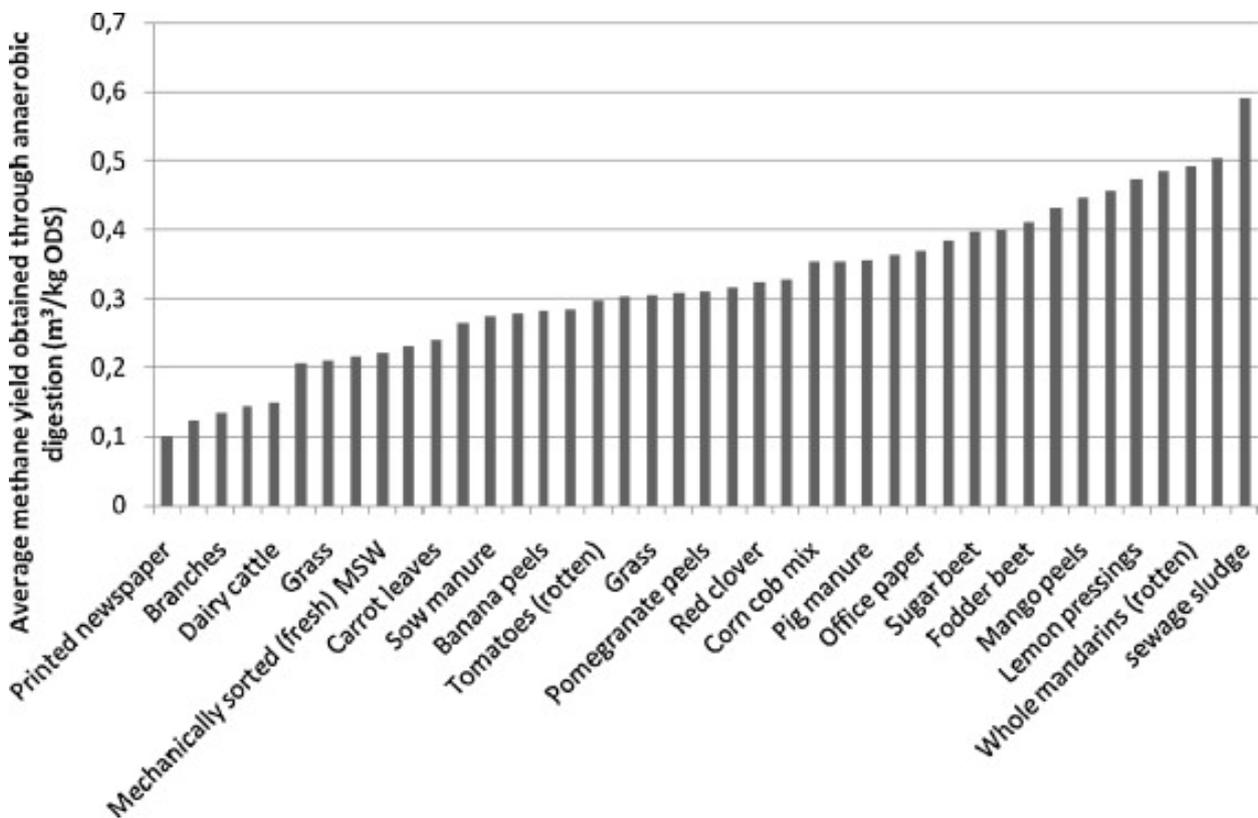


Figura 13 - Produzione di metano da vari substrati (in % VS³³)

³² Li e Khanal, 2016
³³ Appels et al. 2011

2.2 Digestione anaerobica

La digestione anaerobica è un processo di conversione biochimica in assenza di ossigeno che consente di ottenere biogas da un substrato organico (biomassa) come fanghi zootecnici, fanghi di depurazione, frazione di rifiuti organici, colture domestiche, industriali ed energetiche.³⁴ La conversione della biomassa in biogas può avvenire spontaneamente in discariche o in ambienti controllati chiamati digestori ad opera di microorganismi, batteri.

Il processo di digestione anaerobica della biomassa si divide in quattro fasi:³⁵ Idrolisi; acidogenesi; acetogenesi; Metanogenesi.

1. Grandi macromolecole proteiche, grassi e polimeri di carboidrati (come cellulosa e amido) vengono scomposti attraverso l'idrolisi in amminoacidi, acidi grassi a catena lunga, e zuccheri.

2. Questi prodotti vengono poi fermentati durante l'acidogenesi per formare acidi grassi volatili a tre, quattro e cinque atomi di carbonio, come l'acido lattico, butirrico, propionico e valerico.

3. Nell'acetogenesi, i batteri consumano questi prodotti di fermentazione e generano acido acetico, anidride carbonica e idrogeno.

4. Infine, gli organismi metanigeni consumano l'acetato, l'idrogeno e parte dell'anidride carbonica per produrre metano.^{36 37}

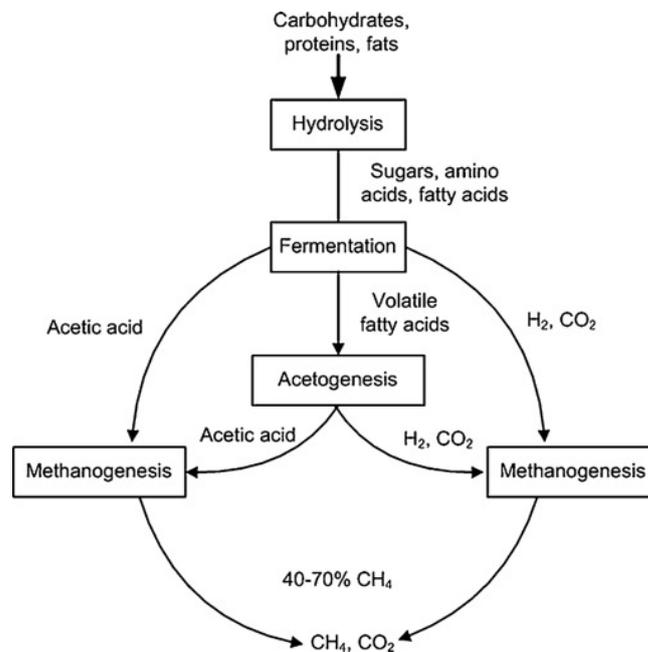


Figura 14 - Fasi della digestione anaerobica³⁸

³⁴ Montanari et al. 2011

³⁵ De Baere 2000

³⁶ Rapport et al. 2008

³⁷ Pavlostathis et al. 1991

La digestione anaerobica può avvenire con substrati liquidi (con una concentrazione di solidi tra lo 0,5% ed il 15%), o solidi (concentrazione > 15%).³⁹ L'utilizzo di un singolo substrato potrebbe comportare problemi per il non perfetto bilanciamento nutrizionale, per la mancanza di diversificazione dei microorganismi, e per la produzione di biogas in percentuale minore. Studi dimostrano che la co-digestione di più substrati può portare risultati migliori in termini di produzione, superando gli ostacoli legati al singolo substrato.⁴⁰ Diversi fattori e parametri operativi possono influenzare il processo di digestione anaerobica,⁴¹ che devono dunque essere tenuti sotto controllo. Tra questi, i principali sono: pH, tempo di ritenzione idraulica, temperatura, carico organico, rapporto C/N, oltre al substrato ed all'inoculo.

PH: il pH ottimale per un processo stabile di digestione anaerobica ed una buona resa di biogas è compreso tra 6,5 e 7,5, dovuto al fatto che durante la digestione i processi di idrolisi e acidogenesi avvengono a livelli di pH acido (pH 5,5 - 6,5) rispetto alla fase di metanogenesi (pH 6,5 - 8,2).⁴²

Tempo di ritenzione idraulica (HRT): è il tempo in cui il substrato rimane nella camera di fermentazione del reattore. Un HRT minimo riduce i costi⁴³ ottimizzando il processo, ed ha maggiore impatto specialmente nei processi in continuo o semi-continuo.⁴⁴

Temperatura: influenza la crescita della colonia batterica e dunque l'efficienza di conversione dei substrati in biogas. La digestione anaerobica può avvenire a temperature psicrofile inferiori a 20°C⁴⁵ ma la maggior parte dei reattori opera a temperature mesofile o termofile, con temperature ottimali rispettivamente a 35°C e 55°C. Le strutture delle comunità microbiche attive alle due temperature ottimali sono abbastanza differenti. Un cambiamento dalla temperatura mesofila a quella termofila (o viceversa) può comportare una forte diminuzione della produzione di biogas fino a quando le popolazioni necessarie non saranno aumentate di numero.⁴⁶ Anche piccole variazioni di temperatura, da 35°C a 30°C e da 30°C a 32°C, hanno dimostrato di ridurre la velocità di produzione di biogas.⁴⁷

³⁸ Li et al. 2011

³⁹ Brown e Yebo, 2013

⁴⁰ Hagos et al. 2017

⁴¹ Speece 1983

⁴² Mata-Alvarez 2003

⁴³ Speece 1983

⁴⁴ Lukajtis et al. 2018

⁴⁵ Bouallagui et al., 2003

⁴⁶ Ward et al. 2008

⁴⁷ Chae et al. 2008

Valori di carico organico (OLR): la quantità di materia organica per unità di volume del reattore, immessa nel reattore in una data unità di tempo,⁴⁸ un fattore chiave per la produzione di biogas. La concentrazione di substrato porta ad un aumento di OLR, quindi ad una maggiore produzione di biogas, ma alte concentrazioni di substrato possono generare inibizioni nel sistema.⁴⁹

Rapporto carbonio-azoto: Il rapporto tra la quantità di carbonio e azoto nei materiali organici è rappresentato dal rapporto C:N, un parametro importante nella stima della carenza di nutrienti e dell'inibizione dell'ammoniaca.⁵⁰ I microorganismi generalmente utilizzano un rapporto carbonio:azoto di 25-30:1, ma questo rapporto ideale spesso si scontra con la realtà: ad esempio i fanghi di depurazione hanno un rapporto C:N di 9:1.⁵¹ Per questo la co-digestione può diventare un alleato nell'aumento di produzione di biogas.

Potenziale

La digestione anaerobica può essere condotta, come già ricordato, o in condizioni mesofile (circa 35°C) o termofile (circa 55°C); la scelta tra le due determina in genere anche la durata (tempo di residenza) del processo. Mediamente in mesofilia si hanno tempi di residenza compresi nel range 15-40 giorni, mentre in termofilia il tempo di residenza è in genere inferiore ai 20 giorni (con i liquami zootecnici ed i reflui agroindustriali). Con impiantistica di tipo semplificato è possibile operare anche in psicrofilia (10-25°C), con tempi di residenza superiori ai 30 giorni, fino a 90 giorni (Tabella 16).⁵²

	Psicrofilia	Mesofilia	Termofilia
Temperatura (°C)	10-25	33-40	50-55
Tempi di residenza (g)	30-90	15-40	<20

Tabella 16 - Temperature e tempi di residenza della DA

Vari sono i benefici che si possono trarre dalla digestione anaerobica.

- Ambientali: riduzione dei gas serra attraverso l'utilizzo del metano che altrimenti verrebbe emesso in atmosfera; riduzione emissioni di CO₂ rispetto alla discarica;

⁴⁸ Arimi et al. 2015

⁴⁹ Shen et al. 2009

⁵⁰ Sarker et al. 2019

⁵¹ Ward et al. 2008

⁵² Piccinini et al. 2008

miglioramento della gestione dei nutrienti sul terreno, attraverso la qualità del digestato rispetto allo stesso tal quale;

- Economici: riduzione dei costi della gestione della biomassa/FORSU; c'è una potenziale riduzione dei costi rispetto alla discarica; l'energia prodotta o il biometano e/o il compost prodotto possono essere venduti;
- Energetici: produzione di energia rinnovabile che genera calore ed elettricità (o biometano);
- Sul fronte dei rifiuti: si possono trattare localmente ed a piccola scala; possibile co-digestione con altri tipi di biomassa (residui agro-zootecnici, fanghi di depurazione, residui industriali, deiezioni);
- Sociali: impatto sul territorio dei soldi risparmiati.

2.3 Il biogas e le tecnologie di produzione

Il biogas è una miscela gassosa costituita principalmente da metano (CH_4 , 40 ÷ 75%) e anidride carbonica (CO_2 , 15 ÷ 60%) insieme ad altri componenti (impurità) come acqua (H_2O , 5 ÷ 10%), acido solfidrico (H_2S , 0,005 ÷ 2%), silossani (0 ÷ 0,02%), idrocarburi alogenati (COV, <0,6%), ammoniaca (NH_3 , <1%), ossigeno (O_2 , 0 ÷ 1%), monossido di carbonio (CO , <0,6%) e azoto (N_2 , 0 ÷ 2%)⁵³.

Il biogas può essere utilizzato per la produzione di elettricità, energia termica o in applicazioni di cogenerazione (calore ed energia combinati).⁵⁴ Un'unità di cogenerazione alimentata a biogas fornisce contemporaneamente energia elettrica ed energia termica che può essere immessa in reti di teleriscaldamento o utilizzata come fonte di energia per altri processi produttivi. Infine, il biogas può essere convertito in biometano e immesso nella rete di distribuzione del gas o utilizzato come combustibile per il settore automobilistico.

Il processo di digestione anaerobica è ormai conosciuto ed utilizzato da tempo. Il primo digestore a scala industriale risale infatti alla prima metà del secolo scorso.⁵⁵ Negli ultimi 20 anni è stato ottenuto un significativo miglioramento nel funzionamento, nella progettazione e nell'ingegnerizzazione degli impianti di digestione anaerobica. La diffusione sul mercato in Europa della tecnologia del biogas ha raggiunto entro la fine del 2019 un totale di 18.113 impianti di biogas.

Il trattamento anaerobico funziona con materiali di input organici, come:

- Materiale organico liquido
- Materiale organico solido (contenuto di acqua di ~ 50% o più, ovvero liquami/fanghi, scarti alimentari organici, colture dedicate)
- Acque reflue

In Europa attualmente i substrati come il letame o le colture energetiche sono impiegati in quasi il 68% di tutti gli impianti di biogas. Negli ultimi anni è stato osservato un aumento degli impianti di biogas nei settori delle industrie di gestione dell'acqua e dei rifiuti⁵⁶.

La composizione della materia prima è un fattore importante che influenza sia la resa di CH_4 che la stabilità del digestore; che a sua volta è regolato dalle specie vegetali, dalla posizione geografica e dalla maturità della biomassa⁵⁷.

⁵³ Ryckebosch et al. 2011

⁵⁴ Murphy e McKeogh 2004

⁵⁵ Mccarty e Smith, 1986

⁵⁶ EBA 2015

⁵⁷ Amon et al. 2007

Feedstock	Total solids TS (%)	Volatile solids (% of TS)	C:N ratio	Biogas yield ($m^3 kg^{-1} VS$) ^e	Retention time (d)	CH ₄ content	Unwanted substances	Inhibiting substances	Frequent problems
Pig slurry	3-8 ^d	70-80	3-10	0.25-0.50	20-40	70-80	Wood shavings, bristles, H ₂ O, sand, cords, straw	Antibiotics, disinfectants	Scum layers, sediments
Cow slurry	5-12 ^d	75-85	6-20 ^a	0.20-0.30	20-30	55-75	Bristles, soil, H ₂ O, NH ₄ ⁺ , straw, wood	Antibiotics, disinfectants	Scum layers, poor biogas yield
Chicken slurry	10-30 ^d	70-80	3-10	0.35-0.60	> 30	60-80	NH ₄ ⁺ , grit, sand, feathers	Antibiotics, disinfectants	NH ₄ ⁺ -inhibition, scum layers
Whey	1-5	n.a.	80-95	0.80-0.95	3-10	60-80	Transportation impurities		pH-reduction
Ferment. slops	1-5	80-95	4-10	0.35-0.55	3-10	55-75	Undegradable fruit remains		High acid conc., VFA-inhibition
Leaves	80	90	30-80	0.10-0.30 ^b	8-20	n.a.	Soil	Pesticides	
Wood shavings	80	95	511	n.a.	n.a.	n.a.	Unwanted material		Mechanical problems
Straw	70	90	90	0.35-0.45 ^c	10-50 ^c	n.a.	Sand, grit		Scum layers, poor digestion
Wood wastes	60-70	99.6	723	n.a.	∞	n.a.	Unwanted material		Poor anaerobic biodegradation
Garden wastes	60-70	90	100-150	0.20-0.50	8-30	n.a.	Soil, cellulosic component	Pesticides	Poor innoculu. of cellulosic comp.
Grass	20-25	90	12-25	0.55	10	n.a.	Grit	Pesticides	pH-reduction
Grass silage	15-25	90	10-25	0.56	10	n.a.	Grit		pH-reduction
Fruit wastes	15-20	75	35	0.25-0.50	8-20	n.a.	Undegradable fruit remains,	grit Pesticides	pH-reduction
Food remains	10	80	n.a.	0.50-0.60	10-20	70-80	Bones, plastic material	Disinfectants	Sediments, mechanical problems

Tabella 17 - Caratteristiche e parametri operativi di biomasse agricole⁵⁸

Diversi impianti AD utilizzano più biomasse come materia prima (co-digestione). La co-digestione consente la preparazione di una materia prima con una composizione equilibrata o migliorata, può facilitare il superamento dei problemi di inibizione e può anche migliorare l'efficienza della degradazione, con conseguente maggiore resa di biogas e migliore qualità del digestato.⁵⁹

Oltre ai residui agricoli, i co-substrati tipici sono i residui del raccolto, ad esempio la parte superiore e le foglie delle barbabietole da zucchero, i rifiuti organici delle industrie legate all'agricoltura e i rifiuti alimentari, i rifiuti organici urbani raccolti dalle famiglie e dalle colture energetiche. Ogni substrato presenta una specifica resa di biogas, che varia notevolmente a seconda del contenuto di origine della sostanza organica e della composizione del substrato.⁶⁰

Diversi parametri operativi come C/N, pH, acidi grassi volatili totali, alcalinità, ammoniaca, ecc., devono essere mantenuti entro l'intervallo raccomandato per una digestione efficiente. Materie prime diverse richiedono sistemi di caricamento e configurazione dell'impianto differenti, a seconda della consistenza della materia prima. Le tecnologie di digestione anaerobica sono riassunte nella seguente Tabella:

⁵⁸ Kothari et al. 2014

⁵⁹ Ahring et al. 1992

⁶⁰ Weiland 2010

<i>Technology</i>	<i>Principle</i>	<i>Advantages</i>	<i>Disadvantages</i>	<i>Loading rate (kg COD m⁻³d⁻¹)</i>
High-rate digester/upflow anaerobic sludge blanket	Mainly liquid wastewater flows upward through a granular bed	Low footprint, low capital cost, very stable, produces good effluent	Intolerant to solids	10 (UASB) 20 (EGSB/IC)
Anaerobic pond	Large retention time mixed vessel	Low capital cost	Very high footprint Must be desludged Methane capture poor Can produce odors	0.1
Mixed tank	Dilution to 3–6%, and continuous feed in mixed tank. Retention of 20 days. Used across many industries	Established tech Easy to control Continuous gas production	Poor volumetric loading rate Expensive tanks Need dilution liquid Liquid (not solid) residue	1–3
Liquid plug flow	Dilution to 15%, and feed through a liquid plug-flow reactor	Very high loading rates Continuous gas production	Need dilution liquid. Poor contact with active biomass. Liquid residue	5
Batch solid phase	Fill and react in a solid-phase reactor. Can be an engineered landfill (but must be properly sealed). System is loaded, enclosed, and leachate/inoculum circulated intermittently	Can be very cheap Very high loading rates Good gas conversion due to retention of active biomass Easy to control via leachate No milling required	Non continuous system (gas-flow changes in quality and flow over time) Can be difficult to seal (gas seals) Needs loading and unloading	6–10
Continuous dry solid phase (plug flow)	Continuous feed of solid phase through a system. Recirculation of leachate around solid phase	Continuous gas and residue production Do not need dilution liquid Very good loading rates	Extremely high capital costs, and only really practical at very large scale. Very complicated mechanical system Potential solid handling issues	10

Tabella 18 - Tecnologie di digestione anaerobica⁶¹

Questi sistemi possono essere classificati in base alle variazioni del processo come descritto nella prossima Tabella. Sono disponibili diversi tipi di processo, che possono essere classificati in fermentazione umida o secca.

- I digestori tradizionali sono classificati come sistemi di fermentazione umida (la materia prima da digerire ha un Solido Totale inferiore al 10%): come input vengono utilizzati substrati diluiti con acqua o flussi di rifiuti ad alta umidità, come il letame; a volte vengono aggiunte grandi quantità di liquido per facilitare il movimento e mescolare il contenuto della pianta. La biomassa viene solitamente introdotta nel serbatoio di fermentazione con una pompa.
- I substrati con un alto contenuto di massa secca (la materia prima da digerire ha un Solido Totale superiore al 10%) sono adatti alla fermentazione a secco (fermentazione solida); il materiale viene immesso nel fermentatore tramite una pala gommata. Solidi e prodotti versabili possono essere alimentati direttamente nel fermentatore tramite vermi. Ciò avviene tramite viti senza fine ascendenti o trasportatori a coclea, pistoni o punzonatrici. Oltre a ciò, i solidi possono essere

⁶¹ Batstone & Jensen 2011

miscelati con il liquido in un sistema chiuso mediante un maceratore o aggiunti al liquido mediante alimentazione forzata.

I rifiuti agricoli, i fanghi di depurazione e gli scarti alimentari sono generalmente trattati con un processo di digestione anaerobica wet/umido, mentre le frazioni organiche dei rifiuti solidi urbani (FORSU) e le biomasse lignocellulosiche come i residui colturali e le colture energetiche possono essere trattate attraverso processi dry.

La configurazione del reattore più comune utilizzata per la fermentazione a umido è il serbatoio misto verticale che viene applicato in quasi il 90% dei moderni impianti di biogas in Germania.

Il reattore è coperto da un tetto a membrana singola o doppia a tenuta di gas per lo stoccaggio del gas nella parte superiore del fermentatore prima dell'utilizzo. L'agitazione attiva viene implementata, utilizzando la miscelazione meccanica, idraulica o pneumatica al fine di portare i microrganismi a contatto con la nuova carica, per facilitare il flusso di bolle di gas e per ottenere condizioni di temperatura costanti in tutto il fermentatore.⁶²

System	System basics
1. According to total solid	
(a) Wet process	The organic feedstock is slurried with large amount of water to provide a dilute feedstock of 10–15% dry solids
(b) Dry process	The organic feedstock used a dry solids content of 20–40%
2. According to digester feed	
(a) Batch-process	The reactor vessels are loaded with raw feed-stocks and inoculated with digestate from another reactor. They are then sealed and left until thorough digestion has occurred. The digester is then emptied and a new batch of organic mixture is added
(b) Continuous process	The reactor vessel is fed continuously with digested materials and fully degraded materials are continuously removed from the bottom of the reactor
3. According to steps involved	
(a) Single steps	All digestion steps occurred in one digester
(b) Multi-steps	Process consists of several reactors, often the organic acid forming stage of the anaerobic digestion process (acetogenesis) is separated from the methane forming stage (methanogenesis)
4. According to feedstock used	
(a) Co-digestion	The organic material is mixed with some other substrates (like food waste with animal manure). This improves the digestion process by maintaining C/N ratio so the gas production improves

Tabella 19 - I vari sistemi di digestione anaerobica in base a parametri e processi⁶³

La dimensione tipica del fermentatore completamente miscelato è compresa tra 1000 e 4000 m³ di volume del reattore. I digestori orizzontali sono sistemi a flusso a pistone che funzionano tipicamente in condizioni di semi-secco e secco (10-20%). Questi reattori sono dotati di un miscelatore a pale orizzontali a bassa rotazione per garantire la miscelazione del substrato viscoso e il movimento di materiale viscoso e secco. Il processo presenta un'elevata efficienza cinetica, ma a causa della configurazione plug-flow è suscettibile alla mancanza di inoculazione e all'instabilità del processo. Il volume del reattore è limitato ad un massimo di circa 700 m³ a causa di aspetti tecnici ed economici. Questa configurazione di

⁶² Kothari et al. 2014

⁶³ Kothari et al. 2014

processo è più spesso applicata alla digestione dry di residui dell'agricoltura. I reattori Kompogas sono un esempio di reattore a flusso a pistone in applicazioni industriali. In questi reattori la miscelazione è assicurata da giranti a rotazione lenta che aiutano a trasportare il materiale dall'ingresso all'uscita. Il contenuto di solidi totali tipico in questo processo è di circa il 23%, e la resa in biogas è compresa tra 0,3 e 0,5 m³ kg⁻¹ di solidi volatili (VS).⁶⁴

Nei processi a stadio singolo viene utilizzato un solo reattore per i processi di idrolisi, acidificazione e metanogenesi, ma i processi a più stadi funzionano con una velocità di carico organico (OLR) più elevata e reattori separati per le diverse fasi per migliorare le rese di biogas e la stabilizzazione del digestato.⁶⁵ Nel mercato sono molto diffuse le configurazioni del digestore a due stadi, che consiste di due fermentatori in serie. Il primo reattore lavora ad alto OLR e contenuto di Solido Totale, mentre il secondo reattore tratta il digestato del primo stadio in condizioni umide con basso OLR. Nella prima fase si verificano principalmente i processi di idrolisi e acetogenesi mentre nella seconda fase avviene principalmente la fase di metanogenesi. Tipicamente, il processo di prima fase mira a ottimizzare le reazioni di idrolisi e acidificazione fermentativa, dove la velocità è limitata dall'idrolisi dei carboidrati complessi. Mentre nella seconda fase è ottimizzato per la metanogenesi, dove la velocità è limitata dalla cinetica di crescita microbica. Spesso in questa configurazione del reattore è previsto un circuito di ricircolo chiuso per consentire un tempo di contatto maggiore per la materia organica non idrolizzata. Quando la digestione è completa dopo 3-4 settimane, il materiale digerito viene scaricato e viene avviato un nuovo lotto.

Altre configurazioni di reattori sono i reattori Valorga e Dranco, che sono processi di fermentazione a secco continui per substrati che contengono più del 25% di materia secca. Nella figura successiva è descritta la loro configurazione schematica del processo.⁶⁶ La resa in biogas dei sistemi di cui sopra è compresa tra 0,3 e 0,5 m³ kg⁻¹ di solidi volatili (VS). Tutti i reattori sono costituiti da un unico stadio continuo in condizione mesofila / termofila e il contenuto totale di solidi varia dal 20% al 40%. Il reattore Dranco è un processo a secco che tratta principalmente la frazione organica di RSU. Diverse applicazioni di mercato possono essere trovate in Belgio, Germania e Austria. In questa configurazione del reattore la materia prima viene alimentata dall'alto e la materia digerita viene raccolta dal fondo (Fig.4). In questo processo non si verifica alcun meccanismo di miscelazione interna. In questo tipo di

⁶⁴ Hartmann et al. 2006

⁶⁵ Gemmeke et al. 2009

⁶⁶ Vandevivere et al. 2003

reattore il contenuto di TS può raggiungere anche il 40%, quindi non è necessaria l'aggiunta di acqua. La miscelazione è assicurata tramite il ricircolo del digestato. Il processo Valorga è stato sviluppato in Francia ed è un processo misto semi-secco, mesofilo e completo. Il reattore funziona con un contenuto solido totale interno al livello del 30% TS. Il substrato viene quindi pompato nel reattore, che è del tipo completamente miscelato. La miscelazione avviene mediante agitazione pneumatica e il biogas prodotto viene compresso e inviato attraverso il contenuto del reattore.

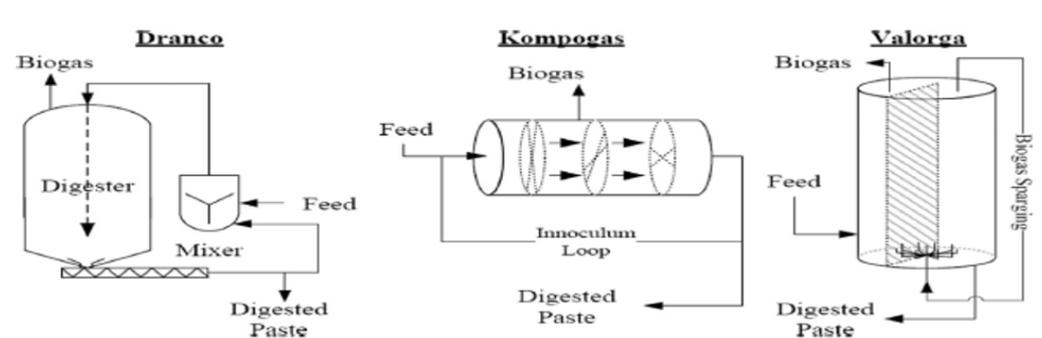


Figura 15 - Configurazione di reattori dry⁶⁷

Per quanto riguarda il trattamento della FORSU, nella tabella seguente abbiamo le tecnologie oggi commercialmente in uso (TS= solidi totali; TVS= solidi volatili; HRT= tempo di ritenzione idraulica):⁶⁸

⁶⁷ Vandevivere et al. 2003

⁶⁸ Le Pera et al. 2021

Process Type	Process Characteristics
BTA®	One- or two-stage, wet (TS = 10%), mesophilic (35 °C) or thermophilic (55 °C) continuous process able to producing biogas volumes of around 150 m ³ /t of input waste or 511 m ³ /t TVS and methane volumes of 332 m ³ /t TVS.
Dranco®	Single-stage, dry (TS = 20–50%), thermophilic (50–58 °C) continuous process able to achieve biogas productions between 100 and 200 m ³ /t of input materials or 468–622 m ³ /t TVS and biogas production rate between 4–9.2 m ³ /m ³ in around 14–20 days.
Kompogas®	Single-stage, dry (TS = 23–30%), thermophilic (55–60 °C) continuous process able to reach biogas yield of 130–150 m ³ /t of input waste and methane yield 390–580 m ³ /t TVS operating at a 15–29 days HRT.
Valorga®	Single-stage, dry (TS = 25–35%), mesophilic continuous process able to producing biogas volumes between 80–180 m ³ /t of input waste and methane volumes of 220–300 m ³ /t TVS operating at 18–23 days HRT.
Waasa®	Single-stage, wet (TS = 10–15%), mesophilic or thermophilic continuous process able to generating a biogas production of 100–150 m ³ /t of input materials or also a methane production of 170–320 Nm ³ /t TVS with a retention time of 10–20 days.
Garage-type (Bekon®, Gicon®)	Wet or dry, thermophilic or mesophilic (37–55 °C), batch process able to achieve methane productions between 170–370 m ³ /t TVS in around 28–35 days.
BioFerm®	Dry (TS = 25%), mesophilic (37 °C), batch process able to achieve methane productions of 210–350 Nm ³ /t TVS in 28 days.
Biocel®	Dry (TS = 35–40%), mesophilic (35–40 °C), batch process producing 50 m ³ of biogas every t of input materials in 21 days.
Sebac®	Dry (TS = 30%), thermophilic (55 °C), batch process running 25–40 days and producing 220–530 m ³ of methane every t of TVS.

Tabella 20 - Tipologie e caratteristiche di impianti di DA per il trattamento della FORSU (fonte: Le Pera et al. 2021)

2.4 Il biometano

Il biometano è il combustibile ottenuto dalla purificazione del biogas che, a seguito di opportuni trattamenti chimico-fisici (purificazione o upgrading), anche svolti in luogo diverso da quello di produzione, è idoneo alla successiva fase di compressione per l'immissione nella rete del gas naturale.⁶⁹

La rimozione dell'anidride carbonica e degli altri componenti indesiderati viene effettuata attraverso due principali tipologie di upgrading:

- tecnologie di assorbimento, funzionali all'eliminazione da una miscela gassosa di uno o più componenti ottenuta mediante l'impiego di opportuni liquidi o solidi (assorbimento fisico, chimico e Pressure Swing Adsorption);
- tecnologie di separazione, basate sulla diversa permeabilità ai gas di barriere selettive (separazione a membrana) o sulle diverse temperature di condensazione dei gas (separazione criogenica).⁷⁰

Il lavaggio con acqua o solvente si basa sulla differenza nella solubilità dei gas (CO₂ e CH₄) nella soluzione di lavaggio.⁷¹ La soluzione di lavaggio può essere acqua (water scrubbing) o solvente organico (es. il polietilenglicole dimetiletere). Questo metodo non comporta alcuna reazione chimica. Considerato che la solubilità del gas migliora con l'aumentare della

⁶⁹ GSE 2021

⁷⁰ Assolombarda 2020

⁷¹ Andriani et al. 2014

pressione, nel processo di lavaggio con acqua, il biogas pretrattato viene mantenuto a 6-10 bar e 40 ° C. A questa condizione, la solubilità della CO₂ è circa 26 volte superiore a quella del metano. Il gas viene iniettato attraverso il lato inferiore della colonna, mentre l'acqua viene immessa dall'alto. L'iniezione in controcorrente aumenta l'interazione di gas e acqua nella colonna di lavaggio. Questa configurazione consente anche lo sfiato del CH₄ dall'alto mentre l'acqua ricca di CO₂ ed H₂S viene fatta circolare in una seconda colonna dal basso. Qui, la pressione del gas scende a 2,5–3,5 bar, permettendo di recuperare ancora del metano. L'acqua ricca di CO₂ viene pompata in una colonna di strippaggio. In questa colonna, l'aria viene iniettata a pressione atmosferica, con conseguente rimozione della CO₂ dall'acqua.⁷² Il metano viene sottoposto a una fase di essiccazione per produrre il biometano finale.⁷³ Diversi studi^{74,75} hanno esplorato la possibilità di utilizzare l'acqua di lavaggio a pressioni inferiori per ridurre i costi, il che potrebbe sicuramente aumentare l'impatto della produzione e dell'uso del biogas nelle zone rurali e nelle aree in via di sviluppo. Una volta che la pressione è impostata sui valori ambientali, altri parametri possono essere modificati per ottimizzare il processo, come la profondità di confezionamento, dimensione della colonna ed il rapporto liquido / gas. I risultati della purificazione sono prevedibilmente inferiori rispetto a quelli ottenibili con trattamenti ad alta pressione, ma va comunque segnalato un aumento del contenuto di metano dal 55% all'80%.⁷⁶

Il lavaggio chimico o assorbimento chimico si basa su una reazione reversibile tra CO₂ con un adsorbente chimico. Gli assorbenti chimici comuni sono la monoetanolamina (MEA), la dietanolamina (DEA), la metildietanolamina (MDEA) e altri composti amminici. Le loro soluzioni hanno un'elevata selettività contro la CO₂. Poiché gli adsorbenti chimici sono reattivi solo con la CO₂, la perdita di metano è minima dopo la sua dissoluzione in una soluzione solvente (da 0,1 a 0,2%).⁷⁷ Il lavaggio chimico può produrre un'elevata purezza di CH₄ (99% in volume). È importante la rimozione a monte dell'H₂S a causa della sua reazione corrosiva con la soluzione di ammina.⁷⁸ La rigenerazione di una soluzione di ammina è un processo ad alta intensità energetica rispetto al lavaggio fisico a causa del forte legame tra le molecole di gas. La soluzione di ammina satura di CO₂ viene riscaldata a oltre 110° C per la rigenerazione. La soluzione di ammina rigenerata si è quindi raffreddata a 40°C prima di

⁷² Nguyen et al. 2021

⁷³ Angelidaki et al.2018

⁷⁴ Geng et al. 2015

⁷⁵ Alutu e Maduegbunam 2017

⁷⁶ Paolini et al. 2021

⁷⁷ Sun et al. 2015

⁷⁸ Vega et al. 2014

iniziare un nuovo ciclo di assorbimento. La rigenerazione consuma da 0,4 a 0,8 kWh / Nm³ di biogas, ovvero dal 15 al 30% circa dell'energia generata dal biometano.⁷⁹ Tra i limiti di questa tecnologia, la degradazione dell'ammina, la corrosione delle apparecchiature e la potenziale generazione del composto volatile nell'atmosfera. Inoltre, l'ammina può degradarsi in nitrosammine e nitramine, potenzialmente dannose per la salute umana e l'ambiente.⁸⁰

Tramite la Pressure Swing Adsorption (PSA) i diversi gas vengono separati base alle loro caratteristiche molecolari e all'affinità del materiale adsorbente. Gli adsorbenti possono essere un setaccio molecolare di carbonio, carbone attivo, zeoliti e altri materiali con elevata area superficiale.⁸¹ Il principio della tecnologia PSA si basa sulle proprietà dei gas pressurizzati di essere attratti dalle superfici solide. Pertanto, ad alta pressione, grandi quantità di gas saranno adsorbite, mentre una diminuzione della pressione provocherà il rilascio di gas. Il processo PSA segue quattro fasi di durata uguale o diversa, ovvero adsorbimento, de-pessurizzazione, spurgo e pressurizzazione.⁸² Inizialmente, il biogas compresso (4-10 bar) viene iniettato in un recipiente di adsorbimento (colonna), in cui il materiale adsorbente trattenerà selettivamente CO₂, N₂, O₂, H₂O e H₂S, mentre il metano è in grado di fluire attraverso di esso e può essere raccolto dalla parte superiore della colonna diminuendo la pressione. Vengono installate più colonne di adsorbimento (solitamente quattro) per garantire il mantenimento di un funzionamento continuo.⁸³ Una volta saturato l'adsorbente, il flusso di gas continuerà alla colonna successiva. Nella colonna satura, il materiale adsorbente verrà rigenerato mediante un processo di desorbimento, in cui la pressione viene ridotta e i gas intrappolati vengono rilasciati. La miscela di gas che viene rilasciata dalle colonne contiene quantità significative di metano e, pertanto, deve essere riciclata portandola all'ingresso del PSA.⁸⁴ Al contrario, l'adsorbimento di H₂S è normalmente irreversibile e per questo motivo deve essere rimosso prima dell'iniezione del biogas nella colonna PSA.⁸⁵ Questo metodo è vantaggioso per la compattezza delle apparecchiature, richiede bassi costi di investimento energetico e di capitale e, infine, per la sua sicurezza e semplicità di funzionamento. Il biogas grezzo può essere potenziato fino a una

⁷⁹ Leung et al. 2014

⁸⁰ Stowe e Hwang 2017

⁸¹ Augelletti et al., 2017

⁸² Augelletti et al. 2017

⁸³ Bauer et al. 2013

⁸⁴ Awe et al. 2017

⁸⁵ Zhao et al. 2010

concentrazione di metano del 96–98%; tuttavia, fino al 4% di metano può essere perso nel flusso dell'off-gas.⁸⁶

Il principio dei metodi di separazione della membrana è che i gas permeano attraverso i pori della membrana a diversa selettività, cioè altamente permeabile alla CO₂ la cui molecola è di dimensioni più piccole e impermeabile al CH₄, che ha una molecola di dimensioni maggiori. In generale, la membrana adatta per l'upgrading del biogas è 20 volte più permeabile alla CO₂ che al CH₄. Il gas di scarico ricco di CO₂ proveniente dalla separazione a membrana può essere utilizzato per produrre CO₂ altamente pura adatta per l'industria alimentare e delle bevande.⁸⁷ La separazione a membrane è disponibile in diverse configurazioni. Le pressioni tipiche sono da 7 a 20 bar.⁸⁸ I principali vantaggi della separazione a membrane includono un design modulare e compatto con meno parti mobili. Uno studio recente ha mostrato perdite di biometano fino al 2% ed inoltre che pretrattamenti di altri gas sono necessari per proteggere le membrane ed assicurare una alta purezza del biometano.⁸⁹

La criogenia è condotta attraverso una graduale diminuzione della temperatura del biogas separando il CH₄ liquefatto sia dalla CO₂ che dal resto dei componenti⁹⁰ al fine di ottenere un prodotto conforme agli standard di qualità per il gas naturale liquefatto (GNL).⁹¹ La separazione viene effettuata inizialmente comprimendo il biogas grezzo fino a 80 bar, seguito da un graduale abbassamento della temperatura fino a - 110 ° C.⁹² Pertanto, le impurità a basso contenuto (es. H₂O, H₂S, silossani, ecc.), e successivamente la CO₂, vengono rimosse per recuperare il biometano quasi puro (> 97%). Gli elevati costi di investimento e di esercizio, perdite di CH₄ e problemi pratici (come l'intasamento) derivati dall'aumentata concentrazione di CO₂ solida o dalla presenza di resti di impurità limitano la più ampia diffusione di questa tecnica.^{93,94}

⁸⁶ Ryckebosch et al. 2011

⁸⁷ Esposito et al. 2019

⁸⁸ Peppers et al. 2019

⁸⁹ Baena-Moreno et al. 2020

⁹⁰ Muñoz et al. 2015

⁹¹ Grande e Blom 2014

⁹² Ryckebosch et al. 2011

⁹³ Muñoz et al. 2015

⁹⁴ Ryckebosch et al. 2011

2.5 Compostaggio

Con il termine compostaggio viene definito il processo aerobico di decomposizione biologica della sostanza organica da residui animali e vegetali che avviene in condizioni controllate,⁹⁵ che ha come obiettivo quello di ottenere un prodotto organico stabilizzato, con un contenuto adeguato di macronutrienti (azoto, fosforo, potassio, ecc..) e con una buona biodiversità microbica (batteri, funghi, alghe, ecc.).⁹⁶ Il processo di compostaggio si compone sostanzialmente di due fasi:

- bio-ossidazione, la fase attiva (high rate, active composting time), contraddistinta da processi di degradazione delle componenti organiche più facilmente degradabili, contenute principalmente nei materiali più umidi, in composti organici quali ammoniaca, acqua, CO₂;⁹⁷
- maturazione, quando avviene la stabilizzazione del prodotto dovuto a molecole umiche: è la cosiddetta fase di cura (curing phase), in cui i batteri aerobi, responsabili della fase precedente, sono sostituiti da funghi ed attinomiceti che ultimano il processo di modificazione della sostanza organica favorendo la formazione di sostanze umiche.⁹⁸

Il processo di compostaggio deve essere sottoposto a continuo controllo, a partire dalla fase iniziale in cui in cui sono richiesti continui rivoltamenti per lo smistamento uniforme dei microrganismi. I principali parametri per il controllo del processo risultano essere: la temperatura, per cui abbiamo inizialmente un innalzamento della stessa a causa di un'intensa attività metabolica, e poi un successivo raffreddamento; il rapporto tra ossigeno ed anidride carbonica, che deve mantenersi sopra al 15% per far perdurare condizioni ideali di aerobiosi, che prevengono anche gli odori molesti dovuti a fenomeni di condizioni anaerobie (quando il cumulo si compatta e non è movimentato a sufficienza);⁹⁹ l'umidità, che deve essere in percentuale adatta a favorire lo sviluppo dei batteri ma non troppa per evitare che l'ossigeno non circoli a sufficienza; il pH; ed infine i nutrienti, con un fondamentale ruolo giocato dal rapporto C/N.

Il compostaggio è il trattamento maggiormente usato per la frazione solida del digestato.¹⁰⁰ Il contenuto di umidità ottimale è generalmente riportato essere del 40% –60% quando si

⁹⁵ Garcia et al. 1992

⁹⁶ Palese et al. 2015

⁹⁷ Adani, et al., 1997

⁹⁸ Chen e Inbar, 1993

⁹⁹ Centemero e Favoino, 1994

¹⁰⁰ Lu e Xu 2021

accede al sito di compostaggio.¹⁰¹ Tuttavia, il contenuto di acqua del digestato dopo la separazione liquido-solido non può raggiungere un livello così basso, quindi è spesso necessario un ulteriore trattamento di disidratazione. Ad esempio, per soddisfare i requisiti del contenuto di sostanza secca per il compostaggio, è possibile trattare il digestato con la disidratazione tramite centrifuga per ottenere un contenuto di solidi totali maggiore del 30%.¹⁰² In base alla composizione del substrato e dalle condizioni operative del processo, durante il compostaggio potrebbe formarsi del metano.¹⁰³ Sebbene il compostaggio sia considerata una tecnologia sicura per l'ambiente, potrebbe portare alla formazione di organismi patogeni nel suolo.¹⁰⁴

Tra i problemi principali del compostaggio ci sono senz'altro gli odori connessi con le emissioni gassose. Queste sono costituite da composti a base solforica, azotata e composti organici volatili.¹⁰⁵ Tra i composti azotati quello più importante, emesso a volte anche in quantità elevate, è l'ammoniaca.¹⁰⁶

Oltre alle due fasi del processo vero e proprio di compostaggio (bio-ossidazione e maturazione) ci sono altre due momenti importanti, che si collocano a monte ed a valle del processo: i pretrattamenti, che servono a preparare il prodotto iniziale, ed i post-trattamenti, che permettono di ottenere un prodotto finito con caratteristiche precise.

Tra i pretrattamenti troviamo la triturazione, per ridurre i volumi trattati e garantire alla massa la giusta permeabilità all'aria; la miscelazione, per uniformare la massa da trattare; la vagliatura, per eliminare eventuali corpi estranei.

Nei post-trattamenti la vagliatura è certamente la più importante, che permette di ottenere una frazione fine distinta da elementi indesiderati e materiali legnosi non degradati.

Per quanto riguarda la fase di bio-ossidazione abbiamo sostanzialmente due diversi possibili approcci: cumuli o andana all'aperto, o reattori chiusi. Un altro modo di categorizzarli è sulla base dell'areazione: agitati o statici. Nei primi il materiale è agitato meccanicamente per introdurre ossigeno e per controllare la temperatura, oltre a mixare la massa, mentre nei secondi il substrato rimane statico e l'aria è insufflata attraverso il materiale.¹⁰⁷ Nei cumuli fondamentale è il ruolo delle macchine rivoltatrici, perché rappresenta spesso il solo mezzo

¹⁰¹ Zhou et al. 2014

¹⁰² Lin et al. 2018

¹⁰³ Franke-Whittle et al. 2014

¹⁰⁴ Innerebner et al. 2006

¹⁰⁵ Eitzer 1995

¹⁰⁶ Cadena et al. 2009

¹⁰⁷ Gajalakshmi e Abbasi 2008

per fornire ossigeno alla massa in trasformazione e determina le modalità di gestione, oltre che lo spazio occupato.¹⁰⁸

Nel caso del trattamento di frazioni solide, di letame e di lettiere le tipologie impiantistiche che si possono adottare sono riconducibili a:

- aereazione passiva (materiale poroso e cumuli con una elevata superficie esposta);
- rivoltamento meccanico (i cumuli vengono rivoltati periodicamente con adeguate attrezzature);
- aereazione forzata (cumuli statici attraverso i quali viene fatta passare l'aria);
- reattori di compostaggio (strutture chiuse dove la massa viene insufflata d'aria e può essere rivoltata).¹⁰⁹

Negli anni si sono sviluppati sempre più reattori confinati o chiusi, nati per avere il controllo sulle emissioni odorigene maleodoranti.

I principali risultano essere: reattori orizzontali a trincea, in cui le corsie sono delimitate da pareti in muratura. Il materiale da un'estremità procede lungo la corsia grazie alle macchine rivoltatrici fino al lato opposto, i cui tempi di ritenzione sono 25-30 giorni.

I reattori orizzontali a bacino, che hanno un'unica corsia di larghezza ed altezza elevate (33 e 3 m, rispettivamente). Il rivoltamento e l'avanzamento del materiale sono assicurati da una rivoltatrice. Tempo di ritenzione da 4 a 12 settimane.

I reattori chiusi a tenuta stagna sono statici con insufflaggio forzato dell'aria, con raccolta percolati e trattamento aria prima dell'emissione in atmosfera.

Esistono altresì delle varianti:

Cumuli statici coperti con teli traspiranti. Anche qui l'aria viene insufflata forzatamente, con il telo che permette la fuoriuscita di CO₂ e parte dell'acqua e trattiene altri composti intermedi di degradazione.

Biocontainers scarrabili, con insufflaggio aria ed aspirazione di aria esausta, asportazione del percolato e biofiltro per il trattamento delle arie esauste.

Biocelle a sistema dinamico, che aggiungono all'aereazione forzata il rivoltamento della massa periodico.

Biocella statica a ciclo continuo. Simile alla biocella dinamica, ma di dimensioni maggiori e con un unico grande cumulo in edificio chiuso.¹¹⁰¹¹¹

¹⁰⁸ CRPA 2006

¹⁰⁹ CRPA 2017

¹¹⁰ Gajalakshmi e Abbasi 2008

¹¹¹ CRPA 2006

3. Analisi sperimentale

Le analisi sperimentali di laboratorio, realizzate presso l'Istituto sull'Inquinamento Atmosferico del CNR all'interno dell'Area della Ricerca del CNR a Monterotondo (RM), avevano lo scopo di definire le caratteristiche della FORSU in termini di percentuale di metano e CO₂, caratterizzare la biomassa che si intendeva studiare e l'inoculo usato per attivare il processo di digestione anaerobica, e per quantificare il potenziale metanigeno del substrato analizzato.

La produzione massima di metano ottenibile per degradazione anaerobica di una sostanza organica viene definito con l'acronimo inglese BMP (Biochemical Methane Potential); esso rappresenta l'indicatore di degradabilità anaerobica di più immediata e diretta correlazione con la quantità di energia ricavabile per via anaerobica da una sostanza organica, in forma appunto di metano.

Per valutare il potenziale metanigeno di un determinato substrato si è iniziata una serie di prove in laboratorio con metodologia "batch" (UNI/TS 11703:2018) che riprende la norma VDI 4630 norma tedesca.¹¹²

Il metodo convenzionale prevede la digestione di una quantità di biomassa, i cui solidi volatili sono noti, con un inoculo. Si procede quindi alla misurazione del biogas prodotto mediante metodi manometrici o volumetrici. È un metodo che richiede tempo e risorse, ma è anche economico e semplice. Nello specifico si è utilizzato il calcolo volumetrico.

Il potenziale metanigeno deve essere riferito a condizioni normali (T = 0°C; P = 1 013,25 hPa) ed essere espresso con riferimento al quantitativo di substrato alimentato.

Nel metodo volumetrico il valore del BMP si ottiene per differenza dei valori cumulati finali di metano prodotti dal reattore contenente il campione e dal reattore di prova del bianco. I valori devono essere poi riferiti alle condizioni normali di pressione e temperatura e all'unità di substrato di prova inizialmente immessa nel reattore.

Le prove sono state condotte in mesofilia e ad umido, cioè su una miscela avente un tenore di solidi totali inferiore a 50 kg/m³ e in un campo di temperature tra 35 e 42°C. In particolare, come da Figura 16, i test in laboratorio sono stati condotti ad una temperatura di 40°C. Per quanto riguarda l'inoculo (mezzo contenente una comunità di microorganismi necessaria all'attivazione del processo di digestione anaerobica) è stato utilizzato un

¹¹² Hansen et al. 2004

digestato proveniente dalla prima fase di digestione anaerobica di un impianto biogas alimentato principalmente da deiezioni bovine), mentre la frazione organica dei rifiuti solidi urbani viene dagli scarti della mensa presente all'interno dell'Area.

Le prove sperimentali in batch consentono una buona maneggevolezza dei campioni ed utilizzo ad un costo economico. Per di più, in previsione di un utilizzo dell'impianto con matrici potenzialmente differenti dalle solite che si utilizzano durante l'anno, variazioni stagionali dovute a singoli prodotti o substrati, o semplicemente per verificare potenziali problemi dovuti alla co-digestione tra inoculo e substrato, le prove in batch costituiscono un utile strumento a scala di laboratorio per effettuare test e sperimentazioni.

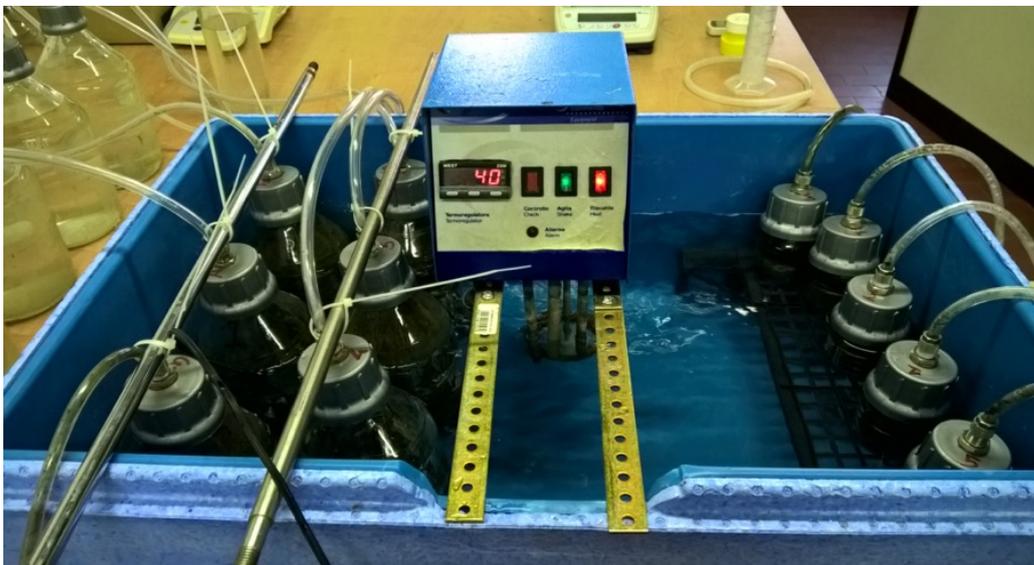


Figura 16 – Prove in batch in laboratorio

3.1 Protocollo di analisi

Per le prove in laboratorio, primo step della realizzazione dell'impianto oggetto della tesi, è stato elaborato un protocollo di analisi relative alla produzione di biogas da FORSU.

Nella Tabella 21 si evidenziano i parametri misurati, le variabili e gli strumenti utilizzati per le prove di laboratorio.

Prove fisico-chimiche	Variabile misurata	Strumento necessario
Solidi Totali (ST) o Sostanza Secca (SS)	% di sostanza tal quale	Forno a muffola e bilancia di precisione
Ceneri (Cen)	% di sostanza secca (%SS)	Forno muffola e bilancia di precisione
Solidi Volatili (SV)	% di sostanza secca (%SS)	<i>Calcolo: $SV\% = 100 - Cen\%$</i>
Composizione biogas	% di CO ₂ , e per differenza, % di CH ₄	Siringa, tubicini di plastica, micro GC
BMP (Biochemical Methane Potential)	Produttività di CH ₄ della biomassa. Produttività di CH ₄ residua dei digestati	Reattore batch e contatore del volume di gas cumulato

Tabella 21 - Analisi e caratterizzazione FORSU e processo di DA

3.2 Solidi Totali o Sostanza Secca

Riferimenti normativi
UNI EN 12880:2002¹¹³

La norma specifica un metodo per la determinazione del residuo secco e dell'umidità di fanghi e di prodotti fangosi. Questo metodo è utilizzabile per la determinazione del residuo secco e dell'umidità di fanghi che comprendono materiali a consistenza liquida, pastosa o solida.

Il contenuto in solidi totali e l'umidità del campione possono essere quindi calcolati come percentuali in peso dalle seguenti relazioni:

$$1. \quad ST\% = \frac{M^{105^{\circ}C}}{M^{tal\ quale}} \cdot 100$$

$$2. \quad U\% = 100 - ST\%$$

dove $M^{105^{\circ}C}$ e $M^{tal\ quale}$ sono rispettivamente il peso del campione a 105 °C (al raggiungimento del peso costante dopo essiccazione) e il peso del campione tal quale.

¹¹³ UNI EN 12880:2002

3.3 Solidi Volatili e Ceneri

Riferimenti normativi

La determinazione avviene per via termogravimetrica trattando il campione in muffola a 550°C. I riferimenti normativi sono:

UNI EN 14775:2010¹¹⁴ - Biocombustibili solidi - Determinazione del contenuto di ceneri

UNI EN 14780:2011¹¹⁵ - Biocombustibili solidi - Metodi per la preparazione del campione

Dal peso del campione si ottiene il valore delle ceneri (Cen in g). Il valore in g dei solidi volatili si ottiene quindi per differenza con la sostanza secca (SS in g):

$$SV = SS - Cen$$

Il contenuto dei solidi volatili, può essere quindi espresso come percentuale in peso sui solidi totali, a mezzo della seguente relazione:

$$SV\% = \frac{(SS - Cen)}{SS} \cdot 100$$

Il contenuto di solidi totali volatili può essere anche espresso come percentuale in peso sulla sostanza tal quale (tal quale in g) ed è l'espressione più usata, a mezzo della seguente relazione:

$$SV\% = \frac{(SS - Cen)}{Tal\ quale} \cdot 100$$

¹¹⁴ UNI EN 14775:2010

¹¹⁵ UNI EN 14780:2011

3.4 Composizione Biogas

Il biogas è stato campionato direttamente dalle bottiglie di accumulo del gas tramite siringhe in vetro a tenuta e successivo trasferimento in sacche (Figura 17).



Figura 17 - Sacche di campionamento del biogas

Le misure sono state effettuate tramite micro GC, strumento che permette di realizzare analisi gascromatografiche di miscele gassose, e verificarne la composizione chimica. Lo strumento si basa sulla ripartizione dei componenti di una miscela da analizzare tra una fase stazionaria e una fase mobile gassosa, in funzione della diversa affinità di ogni sostanza della miscela con le fasi.

Component: Peak ID	Compound	RT (Sec)	Peak Area ($\mu V/s$)	Concentration
001	CO2	73.201	787824.55	24.570537
002	etilene+acetilene	Not Fou	Not Found	0.000000
003	etano	Not Fou	Not Found	0.000000
004	H2O	106.450	16945.84	0.006310
005	Propilene	Not Fou	Not Found	0.000000

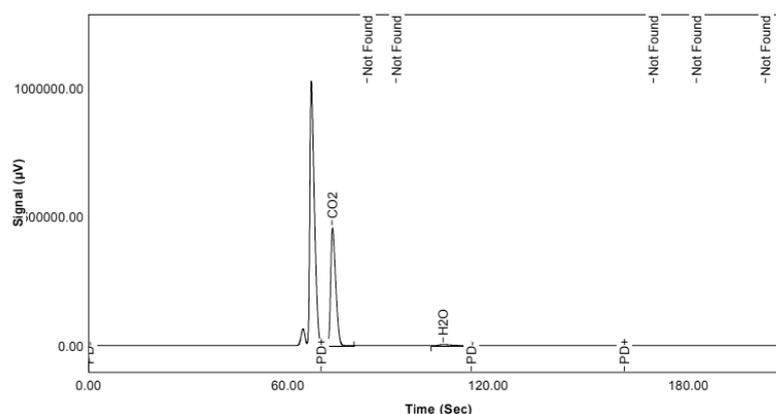


Figura 18 – Cromatogramma relativo alla colonna A – CO₂

Component:				
Peak ID	Compound	RT (Sec)	Peak Area (µV/s)	Concentration
001	H2	Not Fou	Not Found	0.000000
002	O2	27.018	10089.57	0.317107
003	N2	32.883	92748.90	1.412263
004	CH4	45.039	1657223.18	163.779279
005	CO	Not Fou	Not Found	0.000000
			1760061.65	165.508649

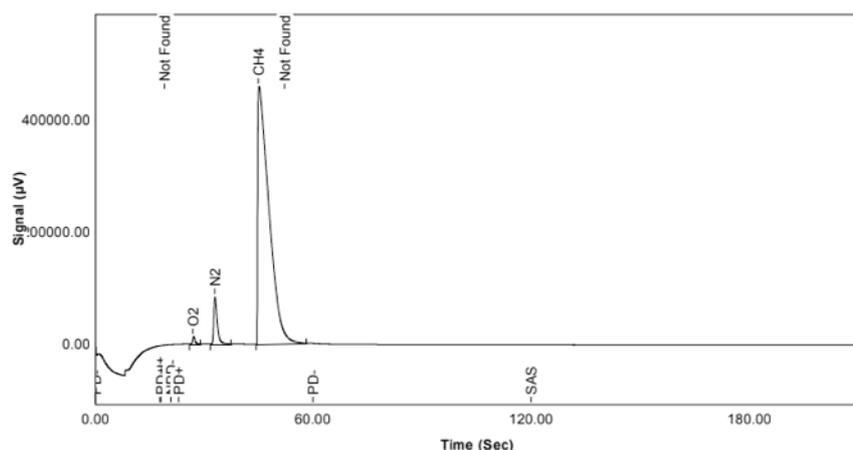


Figura 19 – Cromatogramma relativo alla colonna C – Metano ed altri composti

Come si evince da Figura 18 e Figura 19, i principali componenti del biogas risultano essere Metano e CO₂, le cui concentrazioni vengono espresse in percentuale. Normalizzando tali concentrazioni si ottengono i valori riportati in Tabella 22.

Le concentrazioni di anidride carbonica e metano rientrano nel range di produzione media di biogas, mentre la presenza di azoto e ossigeno è imputabile in parte ad errori di campionamento ed in parte alla non perfetta tenuta del set-up sperimentale (trafilamenti di aria attraverso le valvole di controllo).

Composto	Concentrazione
	%
CO ₂	26,75
O ₂	0,50
N ₂	1,99
CH ₄	70,02

Tabella 22 – Concentrazioni in % della miscela di biogas

3.5 Potenziale metanigeno

Il potenziale biochimico di metano (BMP) è una procedura sviluppata per determinare la produzione di metano di un dato substrato organico durante la sua decomposizione anaerobica.

Sono stati utilizzati diversi metodi batch per la misurazione del potenziale di metano, ma sfortunatamente non esiste un protocollo standard per eseguire la determinazione.

Di conseguenza i rendimenti riportati in letteratura hanno una comparabilità limitata; ci sono molti fattori che possono influenzare la biodegradabilità anaerobica dei materiali organici e alcuni di questi fattori sono, al momento, solo scarsamente compresi.

Procedure di analisi e calcolo

I dati di partenza per poter realizzare l'esperimento biologico al fine di calcolare il BMP sono:

- La concentrazione dei SV (o COD) del substrato che si desidera testare. Questa grandezza ci indica la frazione presumibilmente degradabile di esso;
- La concentrazione di SV (o COD) dell'inoculo;
- La rappresentatività dei campioni. La FORSU è molto eterogenea, quindi bisogna prenderne una quantità sufficiente (es. 1 kg) per pretrattarla e renderla omogenea.

3.6 Rapporto biomassa di prova e inoculo

Nei test biologici è importante definire il rapporto tra il “peso vivo” dei batteri e il “cibo disponibile” per essi. Tipicamente nelle prove in batch il rapporto tra quantità di SV dell’inoculo e la quantità di SV del substrato deve essere un valore compreso tra 2 e 3, in modo da assicurarsi che ci sia una quantità sufficiente di batteri in grado di consumare tutto il substrato.

$$\frac{M_{inoc}}{M_{subst}} = 3$$

con

$$M_{inoc} = V_{inoc} \cdot \rho_{inoc} \cdot \%SV$$
$$M_{subst} = V_{subst} \cdot \rho_{subst} \cdot \%SV$$

Per comodità di calcolo si considera la densità pari a 1 kg/dm³.

Si sceglie la dimensione del reattore per la prova batch, ad esempio un contenitore da 500 ml; è indispensabile non riempirli troppo, per lasciare uno spazio ragionevole per la raccolta del gas. Ipotizziamo di lasciare il 20% di spazio libero. Quindi **0,8 Vreatt=Vinoc + Vsubst**.

A questo punto con facili passaggi è possibile calcolare la quantità di inoculo e substrato da inserire.

Un altro aspetto da considerare è l’incubazione dell’inoculo propedeutica alla realizzazione della prova. Questa operazione serve soprattutto a esaurire la materia organica degradabile già presente nel momento del prelievo dell’inoculo e a degasare l’inoculo stesso al fine di avere un rumore di fondo più basso. Degasando previamente l’inoculo diminuisce notevolmente l’errore di determinazione del BMP e delle prove ad esso correlate.

Preparazione dell'inoculo

Inoculo prelevato dal digestore

Per degasare l'inoculo occorre prelevare il campione dal digestore ed incubarlo, alla temperatura scelta per la prova, per il tempo necessario ad annullare completamente, o quasi, la portata giornaliera di gas (circa una settimana).

Inoculo congelato

Alternativamente, è possibile utilizzare un inoculo che ancora presenta attività metanigena per avviare una prova in batch, purché alla prova in sé venga affiancato un reattore contenente solo inoculo, in quantità pari a quella introdotta negli altri reattori, per poter misurare la quantità di metano ancora sviluppabile dall'inoculo e poterla sottrarre da quella prodotta dai reattori di interesse.

Durante la prima fase di sperimentazione si è proceduto alla caratterizzazione fisica di substrato ed inoculo per determinare l'esatta composizione in termini di sostanza secca e sostanza volatile di entrambi, i cui risultati, con i rispettivi errori, sono visibili in Tabella 23.

Riepilogo valori medi									
	u. % sul	E u. % sul	SS % sul	E SS % sul	ceneri %	E ceneri %	SV % sul	E SV % sul	
	tal quale	tal quale	tal quale	tal quale	qual	qual	tal quale	tal quale	
inoculo	90,86%	0,08%	9,14%	0,03%	2,67%	0,02%	6,38%	0,04%	
forsu	82,11%	0,09%	17,89%	0,04%	0,84%	0,03%	17,05%	0,07%	

Tabella 23 – Caratterizzazione media della FORSU e dell'inoculo – campioni

Il secondo step previsto è stata la preparazione dei campioni per le analisi, come da Tabella 24.

Preparazione campioni 2018						
CAMPIONE	rapporto inoculo/FORSU per SV	campione tal quale (senza acqua aggiunta post triturazione FORSU) in g	inoculo in g	FORSU in g	SV in g inoculo	SV in g FORSU
1		500,00	500,00		37,89	
2	2	500,00	418,02	81,98	27,41	13,71
3	3	500,00	442,19	57,81	29,00	9,67
4	4	500,00	455,35	44,65	29,86	7,47
6	2	800,00	668,83	131,17	43,86	21,93

Tabella 24 - Preparazione campioni per l'analisi sperimentale

Il campione 1 è il cosiddetto “bianco”, ovvero il solo inoculo.

Una volta preparati i campioni, si è proceduto alla sperimentazione vera e propria, quindi alla digestione anaerobica, per quantificare la produzione di biogas dei singoli campioni. I risultati sono visibili in Tabella 25.

Produzione di biogas 2018				
	campione 2	campione 4	campione 3	campione 6
gg da inizio prova	volume biogas totale prodotto in ml			
1	2122	270	-	433
2	2237	422	-	823
5	2897	1088	0	1795
6	3111	1282	0	2142
7	3516	1595	1038	2829
8	3958	1833	1235	3574
9	4893	2276	1235	4459
12	5893	3062	1437	5043
13	6015	3473	1523	5543
14	6015	3719	1633	6118
15	6706	3719	1633	6118
16	7211	4161	1633	7300
19	7431	4561	3633	8188
20	7521	4661	4633	8256
21	7551	4861	6633	8556
22	7731	5161	8333	8656
23	7831	5261	9333	-
26	8131	5341	9333	-

Tabella 25 - Produzione di biogas per campione

3.7 Calcolo dell'errore

Si definisce errore o incertezza strumentale lo scostamento fra il valore di BMP misurato e quello vero, generalmente ignoto. L'errore strumentale della prova di BMP, risultante dall'applicazione dei teoremi sulla propagazione degli errori, si calcola con la seguente espressione:

$$e_{BMP} = \frac{e_{str} \cdot (\bar{C} + \bar{B})}{(\bar{C} - \bar{B})} + e_{sv}$$

Dove:

e_{str} è l'errore dello strumento di misura del volume di gas (incluso l'errore di normalizzazione e l'errore di misura della percentuale di metano, nel caso si misuri la quantità di biogas totale).

L'errore di misurazione dei solidi volatili è calcolato con la seguente formula:

$$e_{sv} = \frac{2E_{bil}}{PS - P_{cen}} + \frac{E_{bil}}{PU} \approx \frac{2E_{bil}}{PS - P_{cen}}$$

Dove:

PU è il peso del campione umido all'inizio prova, detto peso "tal quale"

PS è il peso finale del campione, dopo l'essiccazione

P_{cen} è il peso delle ceneri dopo la calcinazione a 550 °C del campione secco

E_{bil} è l'errore assoluto della bilancia, detto anche errore di pesata, in g o mg.

Poiché E_{bil} solitamente è dell'ordine dei mg, e PU in genere sono grammi o anche decine di grammi, il secondo termine si può tralasciare. L'espressione generale dell'errore diventa dunque:

$$e_{BMP} = \frac{e_{str} \cdot (\bar{C} + \bar{B})}{(\bar{C} - \bar{B})} + \frac{2E_{bil}}{PS - P_{cen}}$$

Nei dispositivi carenti di sistemi di cattura della CO₂, i valori \bar{C} e \bar{B} misurati dallo strumento rappresentano il volume di biogas lordo. Per calcolare il BMP, è necessario moltiplicare detti valori per la percentuale di CH₄. Tale misura è a sua volta soggetta ad un errore e quindi la formula dell'errore deve essere corretta come segue:

$$e_{BMP} \approx \frac{(e_{str} + e_{\%m}) \cdot (\bar{C} + \bar{B})}{(\bar{C} - \bar{B})} + \frac{2E_{bil}}{PS - P_{cen}}$$

Dove $e_{\%m}$ è l'errore relativo dell'analizzatore di gas utilizzato per determinare la percentuale di metano.

A questi errori vanno ad aggiungersi eventuali errori fortuiti. Durante la realizzazione delle prove possono verificarsi circostanze, fuori dal controllo del laboratorio, in grado d'intaccare l'affidabilità dei risultati di tutti i reattori. Ad esempio, ma non limitatamente: la rottura del sistema di aria condizionata durante il periodo estivo, con escursioni di temperatura oltre il valore impostato per la prova, oppure interruzioni dell'energia elettrica, o perdite o evaporazione anomale del bagno termostatico, con conseguenti sbalzi di temperatura dei reattori, attriti o altri fenomeni indesiderati che ne intacchino l'affidabilità degli strumenti di conteggio del gas.

Per la normalizzazione dei valori, ovvero per il calcolo del volume finale espresso come NmL/g di SV si faccia riferimento alla seguente formula:

$$V_{norm} \approx \frac{V_{mis} \cdot P_{atm} \cdot 273.15}{101325 \cdot T_{amb}}$$

Dove:

V_{mis} è il volume misurato tramite metodo applicato ed espresso come mL o altra unità di misura equivalente;

P_{atm} è la pressione atmosferica misurata durante tutta la prova di digestione anaerobica;

T_{amb} è la temperatura espressa in gradi K alla quale avviene la lettura di V_{mis} ed espressa in precedenza.

All'errore finale concorrono quindi tutti i diversi termini considerati nella formula, tra cui:

$$e_{V_{norm}} \approx e_{pressione} + e_{temperatura} + e_{volume_{mis}}$$

3.8 Risultati

Come indicato nel protocollo di analisi, si è proceduto con la caratterizzazione dei substrati da digerire in modo da poter definire le proporzioni delle biomasse necessarie alla preparazione dei campioni con rapporto inoculo/substrato noto.

Per ottimizzare la produzione di biogas si è provveduto a testare diverse proporzioni tra i due substrati. Si riportano in Figura 20 gli andamenti dei campioni caratterizzati da rapporti I/S differenti e da configurazioni diverse.

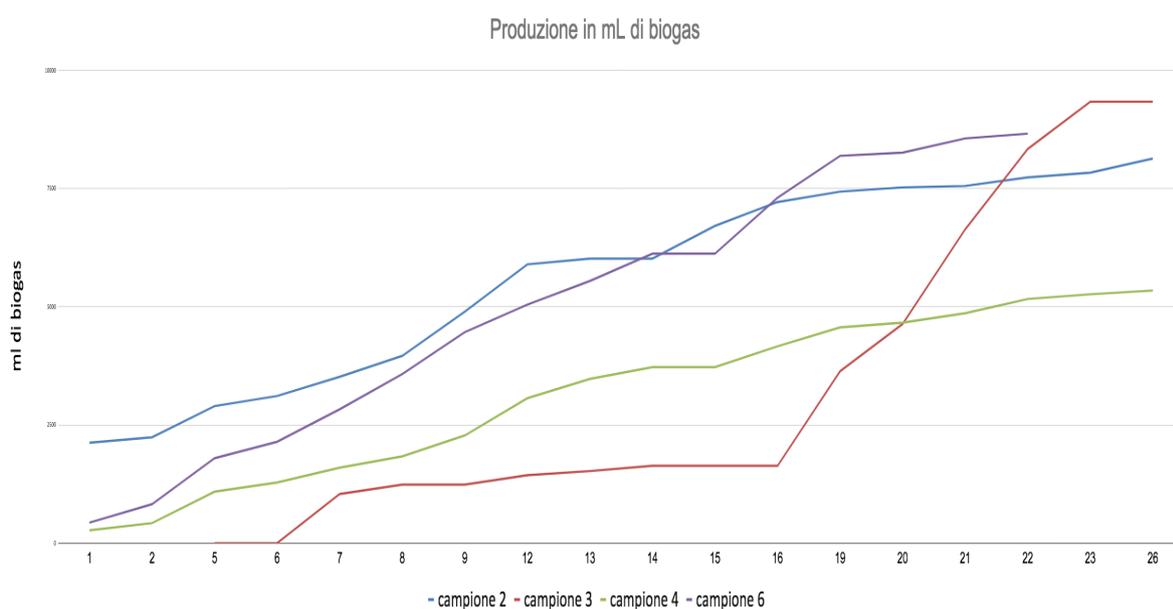


Figura 20 - Produzione di biogas dei campioni analizzati

Valori normalizzati di produzione di metano da inoculo+substrato		
Campione	Nml/g di SV campione CH ₄ (70% metano)	Errore assoluto in Nml/g di VS campione
2	128,97	7,74
3	157,44	9,45
4	93,33	5,60
6	85,81	5,15

Tabella 26 - normalizzazione valori di produzione biogas da inoculo e substrato

Valori normalizzati di produzione di metano da FORSU		
Campione	Nml/g di VS FORSU in ingresso CH ₄ (70% metano)	Errore assoluto in Nml/g di VS FORSU
2	371,45	22,29
3	607,84	36,47
4	438,23	26,29
6	247,78	14,87

Tabella 27 - Normalizzazione valori di produzione di biogas da FORSU

Come si evince dalle tabelle sopra riportate, il valore del BMP è differente se si considera il mix inoculo-substrato o soltanto la FORSU, ed inoltre si può ricavare il miglior rapporto inoculo/substrato, rappresentato dal campione "3", ovvero 3 grammi di VS di inoculo per ogni grammo di VS di substrato.

Come riportato in letteratura, in condizioni mesofile il BMP è variabile tra 200 e 570 mL CH₄/gVS. Alcune volte, addirittura, il range scende tra i 100 ed i 250 mL/g VS, probabilmente dovuto ad acidificazione durante il processo di digestione.¹¹⁶ I valori restituiti dalle analisi sperimentali di laboratorio, dunque, si inseriscono tra quelli di letteratura.

La pandemia ha purtroppo impedito ulteriori prove per la sperimentazione di differenti substrati in co-digestione, di prodotti legati a stagionalità diverse da quella presa in considerazione, di modifiche ai parametri di set-up per l'ottimizzazione della produzione.

¹¹⁶ Braguglia et al. 2018

4. L'impianto pilota

4.1 Realizzazione dell'impianto pilota

Per verificare i dati del modello sulla producibilità del biogas, e portare avanti ulteriori sperimentazioni sul campo, è stato realizzato un impianto pilota di digestore anaerobico con tecnologia PFR – Plug Flow Reactor con miscelatore interno a pale, il cui layout è riportato di seguito. Purtroppo, a causa della pandemia di Covid-19 che ha colpito l'intera popolazione mondiale, il prototipo non è mai stato messo in funzione. Installato presso l'Area della Ricerca Roma1 del CNR a Monterotondo, infatti, avrebbe dovuto testare i residui organici della mensa dei dipendenti dell'Area, che idealmente ricostruiva una situazione reale con cambi di stagione e produttività differenziate. Le limitazioni imposte dal virus, tra cui il distanziamento sociale e la proibizione di assembramenti hanno di fatto chiuso la mensa da Marzo 2020. Non avendo materia prima da far digerire all'impianto, non lo si è potuto mettere in funzione e dunque studiarne i risultati delle varie prove. In futuro, quando le vaccinazioni permetteranno una "nuova normalità", si spera di poterlo utilizzare ed analizzarne i dati di produzione di biogas.

Ad ogni modo questo tipo di impianto può essere utilizzato per piccole quantità di biomassa. I dettagli del digestore sono riportati negli schemi seguenti, in Figura 21, Figura 22 e Figura 23. Si tratta di un fermentatore con flusso a pistone - Plug Flow Reactor - il cui maggior vantaggio è la certezza che la biomassa resterà nell'impianto un tempo definito, perché forzata a percorrere la vasca in tutta la sua lunghezza: si ha modo di sfruttare in questo modo il potenziale della frazione organica dei rifiuti solidi urbani che viene inserita all'interno.

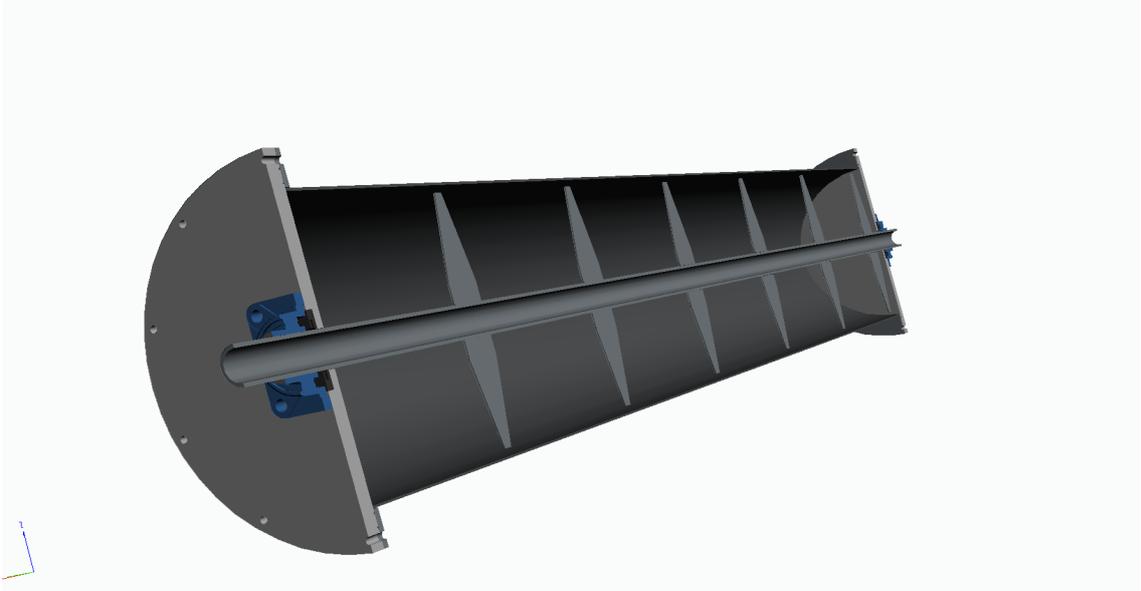


Figura 21 - Sezione del digestore

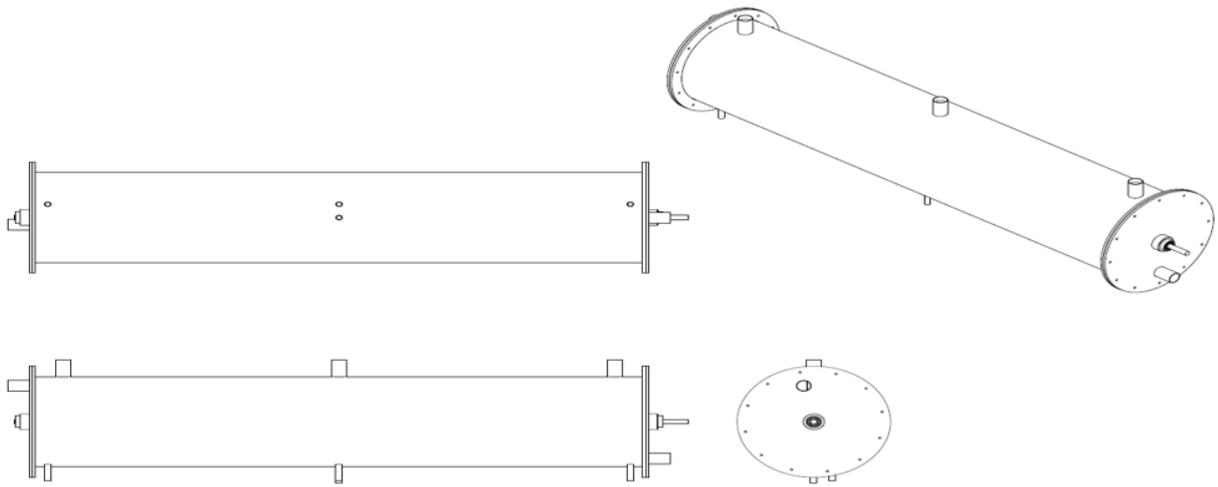


Figura 22 - Digestore PFR - plug flow reactor

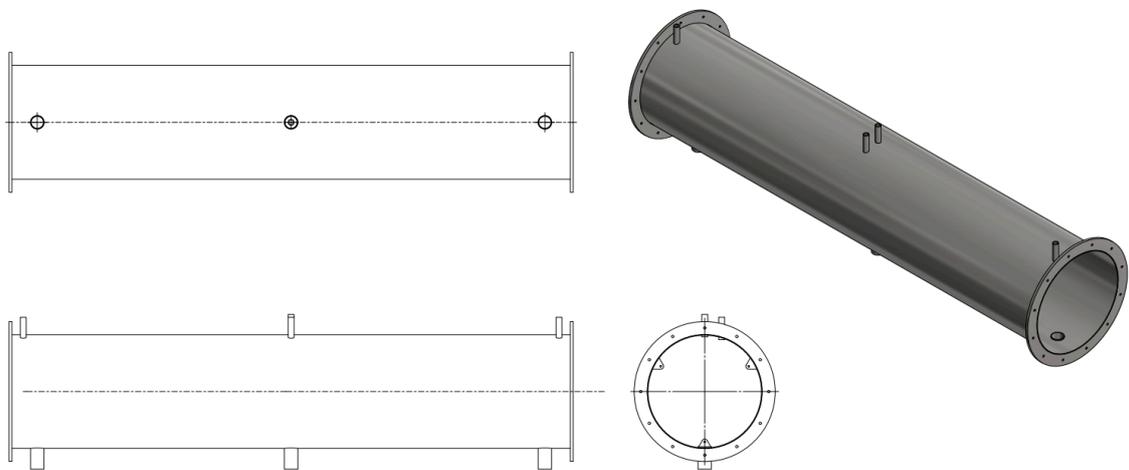


Figura 23 - PFR - plug flow reactor

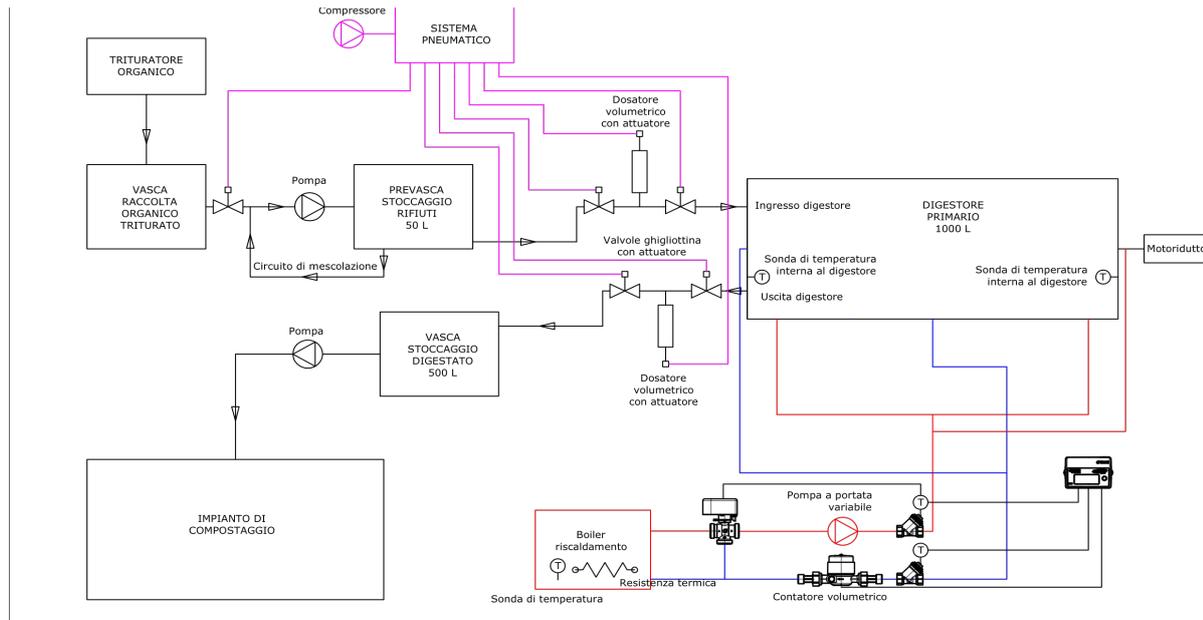


Figura 24 - Schema di funzionamento del prototipo

In Figura 24 è presente lo schema di funzionamento dell'impianto, i cui flussi sono interamente movimentati da un sistema pneumatico a pompe. Si inizia con il tritratore organico che rende la biomassa fruibile per l'impianto riducendola in poltiglia, che va a finire nella vasca di raccolta; successivamente una pompa porta il tutto in una pre-vasca di stoccaggio da 50 litri, e da lì tramite pompe ed un dosatore volumetrico con attuatore all'ingresso del cuore dell'impianto, ovvero il digestore primario. Un cilindro da 1000 litri di volume con sistema di riscaldamento e di coibentazione e sonde interne per la verifica della temperatura. Sempre all'interno, il sistema di pale rotanti garantisce una mobilitazione della biomassa lungo tutto il percorso all'interno del digestore. In uscita, il digestato viene inviato ad una vasca per lo stoccaggio da 500 litri, e poi avviato verso il trattamento aerobico per la trasformazione in compost.

Una delle condizioni principali per l'ottimizzazione dell'impianto e dunque della sua produzione di biogas è la temperatura, che deve essere mantenuta costante per favorire il "lavoro" delle colonie batteriche presenti all'interno. Questa è ottenuta questa condizione è ottenuta tramite sistema di riscaldamento che circonda l'impianto lungo le pareti dello stesso, all'interno del quale scorre il fluido termovettore (Figura 25). All'interno dell'albero

dell'asse del miscelatore è possibile inoltre collegare il sistema di distribuzione del calore, che si diffonde poi nella biomassa fermentante grazie al movimento delle pale che miscelano il substrato in maniera ottimale.



Figura 25 - Sistema di riscaldamento e di coibentazione

All'interno del digestore è presente un sistema di miscelazione a pale che consente una digestione anaerobica efficace: un agitatore con struttura simile a quella di un agitatore ad aspo come in Figura 26.¹¹⁷

¹¹⁷ Schmack 2019

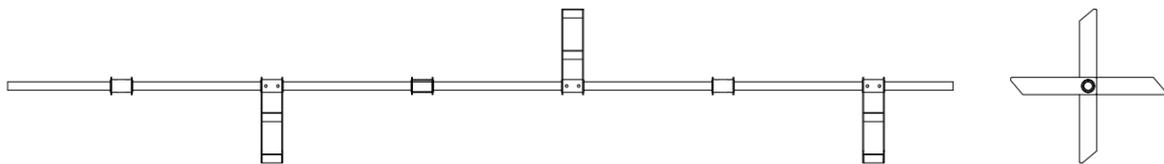
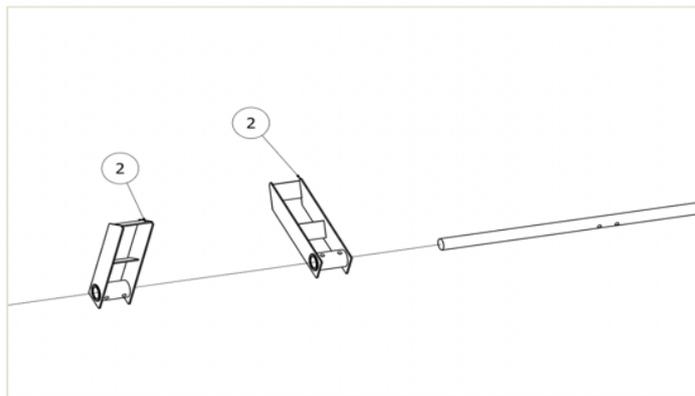


Figura 26 - Sistema di agitatore a pale (foto: schmack-biogas.it)

Per gestire i flussi e le varie operazioni è stato installato un motore elettrico assieme a tutti i sistemi ausiliari: sistema di riscaldamento, sistema di distribuzione dell'aria compressa, pompe di miscelazione della biomassa e del digestato nel post-digestore, sistema di alimentazione e prelievo del digestato (mostrati in Figura 28).

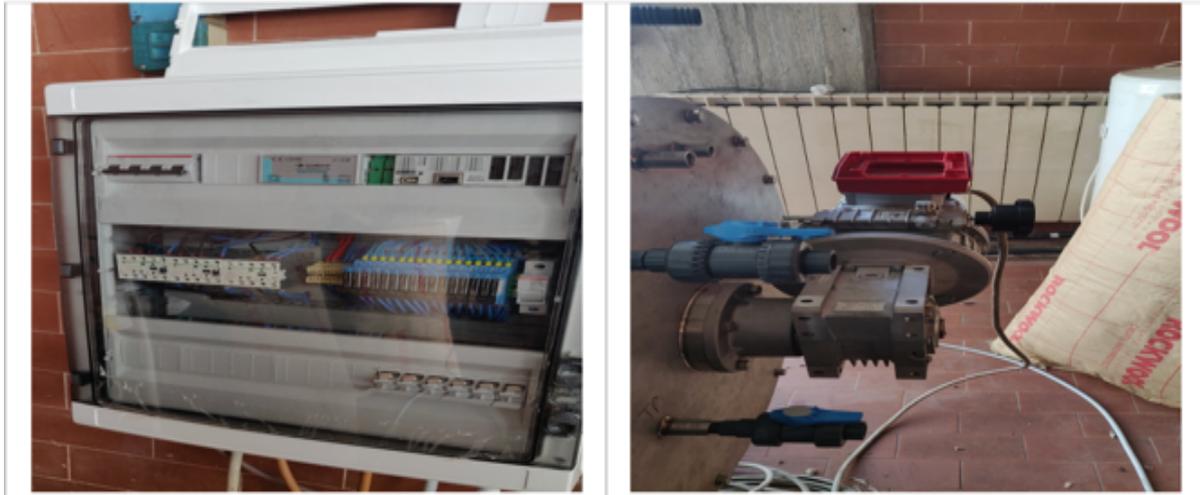


Figura 27 - Quadro di controllo e motore elettrico di miscelazione



Figura 28 - Sistema di alimentazione e prelievo, vasca di alimentazione e di stoccaggio del digestato

I parametri operativi derivano dalle condizioni di processo già descritte in precedenza e vengono di seguito riportati:

- Carico in ingresso, biomassa tal quale: 25 kg/giorno - circa 9 tonnellate all'anno.
- Condizioni operative: temperatura, range di funzionamento 38÷40 °C, digestione mesofila.
- Alimentazione: FORSU da raccolta differenziata;
- Prevista sezione di stoccaggio con maturazione accelerata in compostiera di prossimità (Figura 29).



Figura 29 - Compostiera di prossimità

4.2 Rendering

In Figura 30 il rendering dell'impianto su scala reale, con tutte le componenti essenziali: le vasche di stoccaggio della biomassa in ingresso e del digestato, il digestore "racchiuso" in un container, la stazione per il compostaggio, le strutture per la gestione del biogas prodotto.

L'ideale per la biomassa in ingresso è avere un luogo di stoccaggio al chiuso, possibilmente anche con un biofiltro per eliminare gli odori, così come per il digestato, che deve essere trattato aerobicamente.

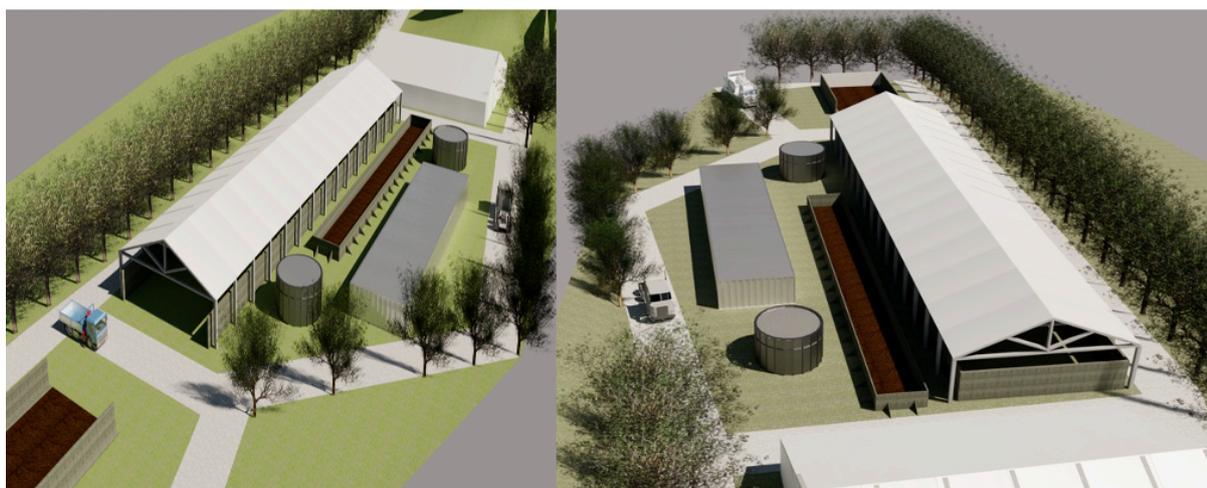
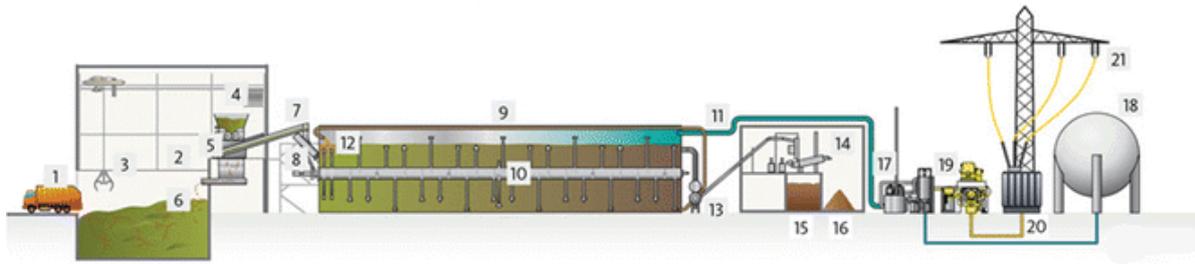


Figura 30 - Rendering dell'impianto

Chiaramente è una rappresentazione semplificata e "stilizzata" di un processo complesso che richiede varie fasi, ma vuole essere di aiuto per avere un'idea di come un impianto che tratta rifiuti possa sembrare nella realtà. Sempre per avere un'idea delle fasi del processo nella Figura 31 sono schematizzati i vari step del processo:

Dal ricevimento della FORSU allo stoccaggio, dal passaggio all'interno del digestore alla sezione di separazione tra biogas, che va a finire al cogeneratore e poi in rete come energia elettrica (in figura c'è anche l'upgrading a biometano), ed il digestato che viene separato nelle sue frazioni solida e liquida e poi compostato.¹¹⁸

¹¹⁸ Chromeč et al. 2017



Waste Reception and Storage	Anaerobic Digestion	Discharge	Energy Utilization
1 Waste receiving	4 Shredder	12 Inoculation pipe	17 BioMethan biogas upgrading
2 Waste bunker	5 Sieve	13 Discharge system	18 Gas storage
3 Waste crane	6 Sieve rejects	14 KOM+Press	19 Combined heat and power plant
	7 Conveying system	15 Liquid fertilizer	20 Transformer
	8 Feeding system	16 Compost	21 Electricity export
	9 Digester		
	10 Agitator		
	11 Biogas pipe		

Figura 31 - Sezione del processo di digestione – (da Chromech et al. 2017)

5. Simulazione di processo

5.1 Il modello del processo di digestione anaerobica tramite Aspen Plus

Obiettivo fondamentale della simulazione tramite un modello è il dimensionamento dell'impianto a scala reale, partendo dalla quantità nota di FORSU prodotta dagli abitanti del comprensorio dei paesi considerati.

L'utilizzo di un modello può essere utile alla descrizione della complessità del sistema. Il modello dovrebbe prevedere il comportamento del sistema elaborando diverse soluzioni in base alle ipotesi iniziali. I vantaggi legati allo sviluppo di un modello sono evidenti e diversi: tramite lo sviluppo del modello, variando le condizioni di partenza, quali ad esempio la temperatura, o il tempo di ritenzione idraulica, si possono verificare diverse ipotesi e valutare quale sia la configurazione tecnologica migliore. Si possono analizzare i vari scenari semplicemente modificando le condizioni iniziali come la biomassa in ingresso, per verificarne i risultati. Prove di "laboratorio" come queste sono certamente utili e meno dispendiose sia in termini di tempo che soprattutto in termini economici rispetto a delle prove "sul campo", che tuttavia non sono da escludere.

Per la simulazione del processo di digestione anaerobica si è scelto il software Aspen Plus, per arrivare al risultato della portata di biogas dell'impianto simulato. Per far questo il software deve riuscire a trasferire nel modello il processo di digestione anaerobica, con le sue diverse fasi, per giungere alla produzione di biogas e digestato.

Aspen Plus, creato dal Massachusetts Institute of Technology e commercializzato ora dalla Aspen Company, è un software che modella i processi chimici, con un database molto importante di composti chimici utilizzabili per le simulazioni, ed anche la possibilità per l'utente di crearne di nuovi qualora fosse necessario. Aspen ha una serie di blocchi modulari da inserire ed interconnettere tra di loro tramite flussi di collegamento, per simulare le varie fasi del processo, così poi da poterle ottimizzare.

I due modelli principali per simulare il processo di digestione anaerobica tramite Aspen Plus sono ADM1 e PSM.

Il modello ADM1 è stato sviluppato dall' International Water Association (IWA), pubblicato nel 2011. L'ADM1 è stato formulato per essere utilizzato con i fanghi di depurazione degli impianti di trattamento delle acque reflue. Il "modello di digestione anaerobica numero 1" include la struttura delle reazioni biochimiche come la fase della digestione come la

disintegrazione, l'idrolisi, l'acidogenesi, l'acetogenesi e la metanogenesi. Il modello ADM1 contiene 19 reazioni cinetiche biochimiche, 26 variabili di concentrazione di stato dinamico, 56 parametri stechiometrici e cinetici, 1 processo di degradazione del substrato e 6 specifici processi di crescita e decadimento della biomassa,¹¹⁹ e sta ricevendo maggiore attenzione a causa della sua complessità e cinetica dei meccanismi di reazione.

Il modello PSM – Process Simulation Model è stato sviluppato da Karthik Rajendran studiando le reazioni di produzione cinetica del biogas in Aspen Plus. Questo modello considera una serie di parametri come il tempo di ritenzione idraulica, i solidi totali, i solidi volatili, ed altri, che influenzano la formazione del biogas. E' un modello che simula la produzione di biogas da differenti substrati a condizioni di processo differenti, usando 46 reazioni chimiche in cui sono inclusi parametri operativi.¹²⁰

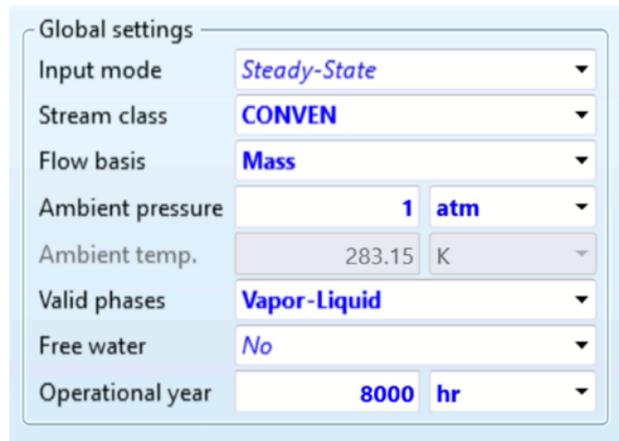
Per la scelta della simulazione si è preferito utilizzare questo secondo modello, maggiormente flessibile per substrati differenti dai fanghi di depurazione ed adattabile, modificando i parametri in input, a diverse produzioni di biogas e digestato/compost in output. L'obiettivo della simulazione è verificare la portata del biogas e di digestato/compost per poter dimensionare l'impianto nel miglior modo possibile, confrontando i dati di letteratura con i risultati della simulazione.

¹¹⁹ Batstone et al. 2002

¹²⁰ Rajendran et al. 2014

5.2 Impostazioni del modello

Per iniziare, la prima cosa da fare è inserire le impostazioni globali (global settings) nella descrizione delle impostazioni di base:



Global settings	
Input mode	Steady-State
Stream class	CONVEN
Flow basis	Mass
Ambient pressure	1 atm
Ambient temp.	283.15 K
Valid phases	Vapor-Liquid
Free water	No
Operational year	8000 hr

Figura 32 - Impostazioni globali per il settaggio del modello Aspen Plus

Il metodo PSM utilizzato si basa su una serie di equazioni di equilibrio stechiometriche, per questo motivo la scelta della modalità di input è *Steady-state*. Per quel che riguarda la classe di flusso, quella di default è CONVEN, ovvero sistema convenzionale, mentre per la base di flusso si è scelta la massa. Ultima opzione rilevante riguarda le ore di utilizzo dell'impianto durante l'anno. In questo caso, 8000 ore è lo standard per gli impianti a biogas, considerando i tempi di manutenzione ordinaria e straordinaria in cui l'impianto sarà fermo. Lo step successivo è quello di definire le proprietà del metodo:

Figura 33 - Proprietà ed opzioni del metodo

Sulla base delle condizioni operative del modello, il modello termodinamico “Non-random two liquids” (NRTL) è stato scelto come metodo. NRTL correla e calcola le frazioni molari ed i coefficienti di attività di diversi composti e facilita la fase liquida e gassosa nella produzione di biogas. Di conseguenza, è il metodo più adatto per questo caso di studio, supportato anche dalla letteratura.¹²¹

Come già detto in precedenza, il processo di digestione anaerobica della biomassa si divide in quattro fasi:¹²² Idrolisi; acidogenesi; acetogenesi; Metanogenesi.

1. Grandi macromolecole proteiche, grassi e polimeri di carboidrati (come cellulosa e amido) vengono scomposti attraverso l'idrolisi in amminoacidi, acidi grassi a catena lunga e zuccheri.
2. Questi prodotti vengono poi fermentati durante l'acidogenesi per formare acidi grassi volatili a tre, quattro e cinque atomi di carbonio, come l'acido lattico, butirrico, propionico e valerico.
3. Nell'acetogenesi, i batteri consumano questi prodotti di fermentazione e generano acido acetico, anidride carbonica e idrogeno.
4. Infine, gli organismi metanigeni consumano l'acetato, l'idrogeno e parte dell'anidride carbonica per produrre metano.¹²³

Il PSM divide le reazioni di digestione o fermentazione in due gruppi: nel primo le reazioni di idrolisi che operano in base all'entità della reazione (Tabella 19), che è la conversione frazionata dei reagenti in prodotti su una scala di 0,0–1,0. L'idrolisi è uno dei passaggi che possono limitare la velocità del processo di digestione anaerobica, e quindi si è preferito

¹²¹ Llano et al. 2021

¹²² De Baere 2000

¹²³ Rapport et al. 2008

aggiungere un set di reazione separato. L'altro set di reazioni costituisce le reazioni delle altre fasi della digestione anaerobica (acidogeniche, acetogeniche e metanogene) che funzionano su base cinetica.¹²⁴

Il diagramma sottostante mostra il flusso a blocchi del PSM. Le costanti cinetiche delle reazioni sono state ottenute da modelli precedenti, come il modello ADM1¹²⁵ ed altri modelli completi.^{126,127}

Nel primo blocco di reazioni le equazioni di idrolisi sono state incluse come carboidrati, proteine e grassi, mentre nel secondo dieci sotto-blocchi di calcolo sono stati inseriti per il glicerolo, l'acido valerico, butirrico, propionico, linoleico, gli aminoacidi, gli zuccheri, l'acido palmitico e quello oleico, la metanogenesi e l'idrogeno.

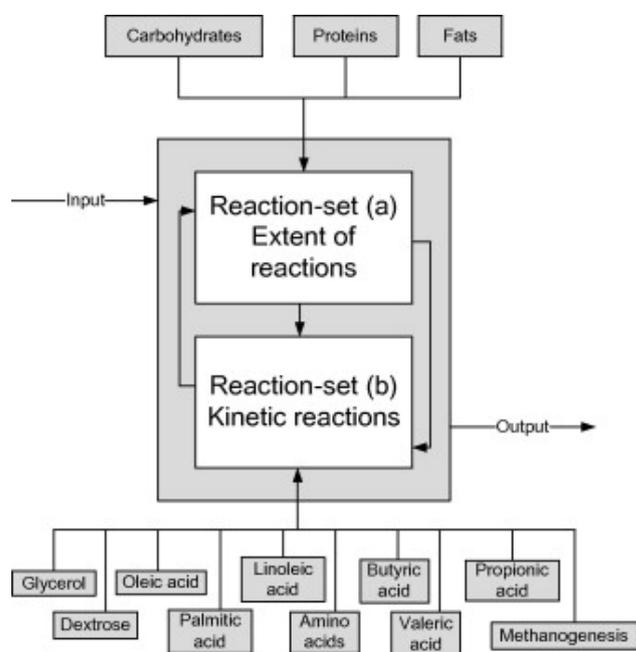


Figura 34 - Diagramma a blocchi del funzionamento del modello PSM (fonte: Rajendran 2014)

No.	Composto	Reazioni di idrolisi	Grado di reazione
1	Starch	$(C_6H_{12}O_6)_n + H_2O \rightarrow n C_6H_{12}O_6$	0.6 ± 0.2
2	Cellulose	$(C_6H_{12}O_6)_n + H_2O \rightarrow n C_6H_{12}O_6$	0.4 ± 0.1
3	Hemicellulose	$C_5H_8O_4 + H_2O \rightarrow 2.5 C_2H_4O_2$	0.5 ± 0.2
4	Hemicellulose	$C_5H_8O_4 + H_2O \rightarrow C_5H_{10}O_5$	0.6 ± 0.0
5	Xylose	$C_5H_{10}O_5 \rightarrow C_5H_4O_2 + 3 H_2O$	0.6 ± 0.0
6	Cellulose	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \rightarrow 2 C_2H_6O + 2 CO_2$	0.4 ± 0.1
7	Ethanol	$2 C_2H_6O + CO_2 \rightarrow 2 C_2H_4O_2 + CH_4$	0.6 ± 0.1

¹²⁴ Rajendran et al. 2014

¹²⁵ Batstone et al. 2002

¹²⁶ Angelidaki et al. 1993

¹²⁷ Angelidaki et al. 2000

No.	Composto	Reazioni di idrolisi	Grado di reazione
8	Soluble protein	$C_{13}H_{25}O_7N_3S + 6 H_2O \rightarrow 6.5 CO_2 + 6.5 CH_4 + 3 H_3N + H_2S$ I.P + 0.3337 H ₂ O → 0.045 C ₆ H ₁₄ N ₄ O ₂ + 0.048 C ₄ H ₇ NO ₄ + 0.047 C ₄ H ₉ NO ₃ + 0.172 C ₃ H ₇ NO ₃ + 0.074 C ₅ H ₉ NO ₄ + 0.111 C ₅ H ₉ NO ₂ + 0.25 C ₂ H ₅ NO ₂ + 0.047 C ₃ H ₇ NO ₂ + 0.067 C ₃ H ₆ NO ₂ S + 0.074 C ₅ H ₁₁ NO ₂ + 0.07 C ₆ H ₁₃ NO ₂ + 0.046 C ₆ H ₁₃ NO ₂ + 0.036 C ₉ H ₁₁ NO ₂	0.5 ± 0.2
9	Insoluble protein (I.P)		0.6 ± 0.1
10	Triolein	$C_{57}H_{104}O_6 + 3 H_2O \rightarrow C_3H_8O_3 + 3 C_{18}H_{34}O_2$	0.5 ± 0.2
11	Tripalmitate	$C_{51}H_{98}O_6 + 8.436 H_2O \rightarrow 4 C_3H_8O_3 + 2.43 C_{16}H_{34}O$	0.5 ± 0.3
12	Palmito-olein	$C_{37}H_{70}O_5 + 4.1 H_2O \rightarrow 2.1 C_3H_8O_3 + 0.9 C_{16}H_{34}O + 0.9 C_{18}H_{34}O_2$	0.6 ± 0.2
13	Palmito-linolein	$C_{37}H_{68}O_5 + 4.3 H_2O \rightarrow 2.2 C_3H_8O_3 + 0.9 C_{16}H_{34}O + 0.9 C_{18}H_{32}O_2$	0.6 ± 0.2

Tabella 28 - Reazioni di idrolisi

No.	Composto	Reazioni chimiche	Costante cinetica
<i>Reazioni di degradazione degli aminoacidi</i>			
1	Glycine	$C_2H_5NO_2 + H_2 \rightarrow C_2H_4O_2 + H_3N$	$1.28 * 10^{-02}$
2	Threonine	$C_4H_9NO_3 + H_2 \rightarrow C_2H_4O_2 + 0.5 C_4H_8O_2 + H_3N$	$1.28 * 10^{-02}$
3	Histidine	$C_6H_8N_3O_2 + 4 H_2O + 0.5 H_2 \rightarrow CH_3NO + C_2H_4O_2 + 0.5 C_4H_8O_2 + 2 H_3N + CO_2$	$1.28 * 10^{-02}$
4	Arginine	$C_6H_{14}N_4O + 3 H_2O + H_2 \rightarrow 0.5 C_2H_4O_2 + 0.5 C_3H_6O_2 + 0.5 C_5H_{10}O_2 + 4 H_3N + CO_2$	$1.28 * 10^{-02}$
5	Proline	$C_5H_9NO_2 + H_2O + H_2 \rightarrow 0.5 C_2H_4O + 0.5 C_3H_6O_2 + 0.5 C_5H_{10}O_2 + H_3N$	$1.28 * 10^{-02}$
6	Methionine	$C_5H_{11}NO_2S + 2 H_2O \rightarrow C_3H_6O_2 + CO_2 + H_3N + H_2 + CH_4S$	$1.28 * 10^{-02}$
7	Serine	$C_3H_7NO_3 + H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
8	Threonine	$C_4H_9NO_3 + H_2O \rightarrow C_3H_6O_2 + H_3N + H_2 + CO_2$	$1.28 * 10^{-02}$
9	Aspartic acid	$C_4H_7NO_4 + 2 H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + H_3N + 2 CO_2 + 2 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
10	Glutamic acid	$C_5H_9NO_4 + H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + 0.5 C_4H_8O_2 + H_3N + CO_2$	$1.28 * 10^{-02}$
11	Glutamic acid	$C_5H_9NO_4 + 2 H_2O \rightarrow 2 C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
12	Histidine	$C_6H_8N_3O_2 + 5 H_2O \rightarrow CH_3NO + 2 C_2H_4O_2 + 2 H_3N + CO_2 + 0.5 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
13	Arginine	$C_6H_{14}N_4O_2 + 6 H_2O \rightarrow 2 C_2H_4O_2 + 4 H_3N + 2 CO_2 + 3 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
14	Lysine	$C_6H_{14}N_2O_2 + 2 H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + C_4H_8O_2 + 2 H_3N$	$1.28 * 10^{-02}$
15	Leucine	$C_6H_{13}NO_2 + 2 H_2O \rightarrow C_5H_{10}O_2 + H_3N + CO_2 + 2 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
16	Isoleucine	$C_6H_{13}NO_2 + 2 H_2O \rightarrow C_5H_{10}O_2 + H_3N + CO_2 + 2 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
17	Valine	$C_5H_{11}NO_2 + 2 H_2O \rightarrow C_4H_8O_2 + H_3N + CO_2 + 2 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
18	Phenylalanine	$C_9H_{11}NO_2 + 2 H_2O \rightarrow C_6H_6 + C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
19	Tyrosine	$C_9H_{11}NO_3 + 2 H_2O \rightarrow C_6H_6O + C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + H_2$	$1.28 * 10^{-02}$

No.	Composto	Reazioni chimiche	Costante cinetica
20	Tryptophan	$C_{11}H_{12}N_2O_2 + 2 H_2O \rightarrow C_8H_7N + C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
21	Glycine	$C_2H_5NO_2 + 0.5 H_2O \rightarrow 0.75 C_2H_4O_2 + H_3N + 0.5 CO_2$	$1.28 * 10^{-02}$
22	Alanine	$C_3H_7NO_2 + 2 H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + 2 H_2$	$1.28 * 10^{-02}$
23	Cysteine	$C_3H_6NO_2S + 2 H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + H_3N + CO_2 + 0.5 H_2 + H_2S$	$1.28 * 10^{-02}$

Reazioni acidogeniche

24	Dextrose	$C_6H_{12}O_6 + 0.1115 H_3N \rightarrow 0.1115 C_5H_7NO_2 + 0.744 C_2H_4O_2 + 0.5 C_3H_6O_2 + 0.4409 C_4H_8O_2 + 0.6909 CO_2 + 1.0254 H_2O$	$9.54 * 10^{-03}$
25	Glycerol	$C_3H_8O_3 + 0.4071 H_3N + 0.0291 CO_2 + 0.0005 H_2 \rightarrow 0.04071 C_5H_7NO_2 + 0.94185 C_3H_6O_2 + 1.09308 H_2O$	$1.01 * 10^{-02}$

Reazioni acetogeniche

26	Oleic acid	$C_{18}H_{34}O_2 + 15.2396 H_2O + 0.2501 CO_2 + 0.1701 H_3N \rightarrow 0.1701 C_5H_7NO_2 + 8.6998 C_2H_4O_2 + 14.4978 H_2$	$3.64 * 10^{-12}$
27	Propionic acid	$C_3H_6O_2 + 0.06198 H_3N + 0.314336 H_2O \rightarrow 0.06198 C_5H_7NO_2 + 0.9345 C_2H_4O_2 + 0.660412 CH_4 + 0.160688 CO_2 + 0.00055 H_2$	$1.95 * 10^{-07}$
28	Isobutyric acid	$C_4H_8O_2 + 0.0653 H_3N + 0.8038 H_2O + 0.0006 H_2 + 0.5543 CO_2 \rightarrow 0.0653 C_5H_7NO_2 + 1.8909 C_2H_4O_2 + 0.446 CH_4$	$5.88 * 10^{-06}$
29	Isovaleric acid	$C_5H_{10}O_2 + 0.0653 H_3N + 0.5543 CO_2 + 0.8044 H_2O \rightarrow 0.0653 C_5H_7NO_2 + 0.8912 C_2H_4O_2 + C_3H_6O_2 + 0.4454 CH_4 + 0.0006 H_2$	$3.01 * 10^{-08}$
30	Linoleic acid	$C_{18}H_{32}O_2 + 15.356 H_2O + 0.482 CO_2 + 0.1701 H_3N \rightarrow 0.1701 C_5H_7NO_2 + 9.02 C_2H_4O_2 + 10.0723 H_2$	$3.64 * 10^{-12}$
31	Palmitic acid	$C_{16}H_{34}O_2 + 15.253 H_2O + 0.482 CO_2 + 0.1701 H_3N \rightarrow 0.1701 C_5H_7NO_2 + 8.4402 C_2H_4O_2 + 14.9748 H_2$	$3.64 * 10^{-12}$

Reazioni metanogeniche

32	Acetic acid	$C_2H_4O_2 + 0.022 H_3N \rightarrow 0.022 C_5H_7NO_2 + 0.945 CH_4 + 0.066 H_2O + 0.945 CO_2$	$2.39 * 10^{-03}$
33	Hydrogen	$14.4976 H_2 + 3.8334 CO_2 + 0.0836 H_3N \rightarrow 0.0836 C_5H_7NO_2 + 3.4154 CH_4 + 7.4996 H_2O$	$2.39 * 10^{-03}$

Tabella 29 - Reazioni acidogeniche, acetogeniche e metanogeniche inserite nel modello PSM

Nel modello sono presi in considerazione altresì diversi parametri operativi, come il pH, la temperatura, il volume del reattore, il carico organico, i solidi totali, il tempo di ritenzione idraulica.

Una volta stabilito il processo, i composti e le reazioni che avvengono all'interno del sistema, si può procedere a "disegnare" l'impianto con Aspen Plus.

Come si vede dall'immagine qui sotto il PSM è così organizzato: il feed entra nel mixer; questo passaggio permette la corretta miscelazione prima che venga introdotto nel digestore. Per rappresentare le fasi sopra descritte il digestore viene suddiviso in due parti: una prima, rappresentata da un reattore stechiometrico, per l'idrolisi; in seguito un reattore CSTR - continuously stirred tank reactor è stato usato per le altre fasi della digestione anaerobica. A valle, i sotto-blocchi sopra menzionati, che si attivano in base ai monomeri che giungono dalla fase di idrolisi. Alla fine tutti i composti passano dal blocco di metanogenesi, in cui si forma il metano. Il programma è in grado di calcolare la formazione di ogni prodotto per ogni reazione.

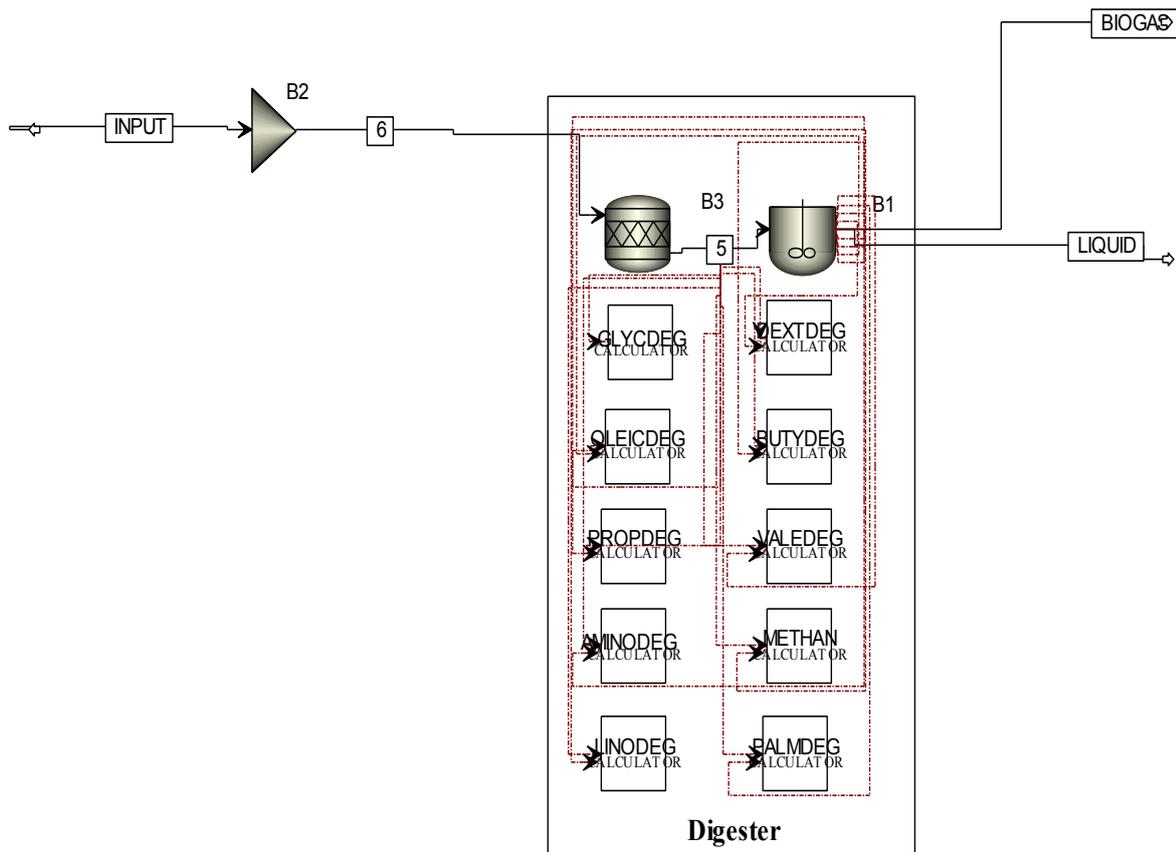


Figura 35 - Schema dell'impianto riprodotto in Aspen Plus

5.3 Dimensionamento dell'impianto

Partendo dalla popolazione considerata nel capitolo 4, e la relativa produzione pro capite di FORSU, abbiamo una quantità annua di circa 3.200 tonnellate. Da qui si può partire con il dimensionamento dell'impianto da testare tramite il modello in Aspen Plus. Come descritto in precedenza nel paragrafo 2.2, il parametro fondamentale da considerare per analizzare e dimensionare un impianto a biogas è la quantità di solidi volatili presenti nel substrato, a sua volta una frazione della sostanza secca totale della biomassa considerata.

Nel caso della FORSU, sia da letteratura che dalle prove sperimentali descritte nel capitolo 3 sappiamo che in media i TS risultano essere il 20% della FORSU,¹²⁸¹²⁹¹³⁰ e che i VS sono circa l'80% dei TS,¹³¹¹³² quindi i VS sono mediamente il 16% della componente della FORSU.

Da ciò ricaviamo la quantità di solidi volatili di un anno di produzione di FORSU, ovvero:

Tot. FORSU (3.200 ton/anno) x %VS (16%) = 512 ton/anno, che corrispondono ad un quantitativo giornaliero di 1.540 kg VS/giorno.

Considerando i pretrattamenti che deve subire la materia organica prima di entrare al digestore, questa quantità potrebbe diminuire di una piccola percentuale. A ciò si deve aggiungere la quantità d'acqua in ingresso che va a bilanciare la % di sostanza secca che entra in un reattore di tipo plug-flow reactor PFR, che lavora in condizioni semi-dry, come quello analizzato in questa tesi.

I parametri fondamentali da inserire per verificare e testare il sistema sono:

- Il tempo di ritenzione idraulica (HRT);
- il volume del reattore (V);
- il carico organico (OLR);
- la temperatura;
- la quantità di acqua in ingresso.

- Tempo di ritenzione idraulica (HRT): $\frac{V}{Q}$

Dove V il volume del reattore e Q è la quantità di biomassa in ingresso;

¹²⁸ Gunaseelan 2004

¹²⁹ Chinellato et al. 2021

¹³⁰ Deublein e Steinhauser 2011

¹³¹ Mondal e Banerjee 2015

¹³² Campunzano e Gonzalez-Martinez 2016

- Carico organico (ORL): $\frac{Q \times VS}{V} = \frac{VS}{HRT}$

dove Q è la quantità di biomassa in ingresso, VS è la quantità di solidi volatili, V è il volume del reattore e HRT il tempo di ritenzione idraulica;¹³³

Per quanto riguarda i processi semi-dry, come quello considerato, un intervallo tipico di carico organico è compreso tra 8 e 12 kgVS/m³ x giorno, con punte di 18 in termofilia, ed un tempo di ritenzione idraulica di 10-15 giorni. Per quanto riguarda il carico organico della FORSU in mesofilia ed un processo semi-dry tra i 3 e gli 8 kgVS/m³ x giorno, con un tempo di ritenzione idraulica tra i 12 ed i 20 giorni.¹³⁴

Per stabilire il volume del reattore che andremo a testare con il modello le informazioni di cui abbiamo bisogno sono dunque le seguenti:

VS: 1.500kg/giorno;

Carico organico (ORL): 5kgVS/m³ al giorno

Volume reattore: VS/OLR: 300m³

¹³³ Mata-Alvarez 2003

¹³⁴ Cecchi et al. 2005

Provenienza	Fonte	B ₀ (m ³ CH ₄ /kgTVS)
da selezione meccanica	Valorga, 1985	0,301
	De Baere e Verstraete, 1984	0,321
	Pauss et al., 1984	0,397
	Roux e Wakerley, 1978	0,381
	Cecchi et al., 1989	0,158
da grandi utenze	Mata-Alvarez e Cecchi, 1989	0,445
da utenze domestiche	Cecchi et al., 1986	0,401
	Mata-Alvarez et al., 1992	0,489

Tabella 32 - Producibilità di biogas a tempo infinito per macro-categorie con CH₄ al 55% (fonte: Cecchi et al. 1999)

Come si evince dalla Tabella 30, la producibilità del biogas in uscita dal sistema è di 1.028,61 Nm³/giorno, che suddivisi sui kg VS di partenza (1.500/giorno), ci dà un totale di producibilità di 0,66 m³ x kgVS.

Per verificare i risultati della simulazione, è utile fare un confronto con la producibilità del biogas in letteratura. Secondo ENEA una media dei valori porta la producibilità del biogas da FORSU a 0,78 Nm³/Kg VS¹³⁵. Secondo il Centro di Ricerche Produzioni animali (CRPA), come si vede nella tabella 25, dalla FORSU si ottiene 0,60 m³/Kg VS.¹³⁶ Cecchi et al. del 1999 riprendono invece vari studi precedenti per valutare la producibilità di biogas suddividendo la provenienza FORSU per macro-categorie (selezione meccanica, grandi utenze, utenze domestiche), considerando una produzione di metano al 55%. I risultati si possono vedere in tabella 26.¹³⁷

I risultati della simulazione si inseriscono dunque nella media degli studi precedenti di letteratura, italiana ed europea.

A questo punto possiamo utilizzare le informazioni in nostro possesso per determinare la taglia dell'impianto ottimale per gestire la quantità di frazione organica di rifiuti solidi urbani in gioco. Conoscendo la producibilità del biogas per kg di VS (0,66 m³ biogas x kgVS) e la percentuale di VS nella FORSU (16%), arriviamo ad una stima della producibilità di biogas per kg di FORSU a 0,105 m³/Kg, equivalente a 105m³/ton, di cui circa il 55% è metano CH₄. Considerando un potere calorifico inferiore (PCI o LHV) del biogas tra i 16 ed i 28 MJ per metro cubo (MJ/m³),¹³⁸ partendo dall'assunto che 1 MJ=0,28kWh, possiamo giungere ad una

¹³⁵ ENEA 2009

¹³⁶ CRPA 2008

¹³⁷ Cecchi et al. 1999

¹³⁸ IEA 2020

conclusione sulla taglia dell'impianto, ovvero sulla potenza nominale elettrica dello stesso (del cogeneratore):

$$\frac{\text{TonForsu} \times \text{Nm}^3\text{biogas} \times \text{Potere calorifico inferiore biogas} \times \text{rendimento cogeneratore}}{\text{Ore di funzionamento impianto}}$$

E quindi: $\frac{3.200 \times 105 \times 6,1 \times 0,35^{139}}{7500}$

Per una potenza nominale elettrica di 95,65 kW. Considerando gli impianti di piccola taglia presenti sul mercato e le taglie generalmente utilizzate, per coprire una popolazione di circa 30.000 persone serve un impianto da 100 kW di potenza.

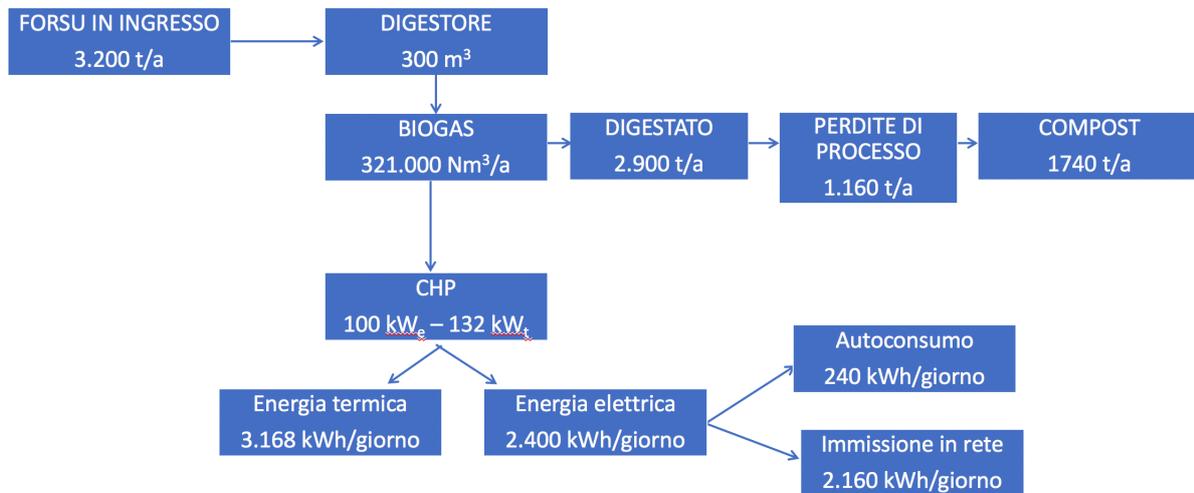


Figura 36 - Bilancio di massa

Raccogliendo i dati prodotti nei capitoli precedenti in merito al dimensionamento dell'impianto è stato realizzato il bilancio di massa dello stesso, visibile in Figura 36.

¹³⁹ Murphy et al. 2004

6. Analisi ambientale

6.1 Impatto ambientale

I vantaggi della produzione di biogas in quanto fonte rinnovabile di energia sono spesso evidenziati in termini di impatto ambientale¹⁴⁰. A partire dalla riduzione di emissione in atmosfera di gas climalteranti (CO₂, CH₄ e N₂O), all'utilizzo di materiale oggi considerato di "scarto" (sottoprodotti dell'industria agrozootecnica, frazione organica dei rifiuti solidi urbani), con un minore impatto sulla qualità dell'aria^{141 142} in comparazione alla combustione dei suddetti prodotti¹⁴³, al riutilizzo del sottoprodotto della digestione anaerobica (il "digestato") quale materiale riutilizzabile in agricoltura.¹⁴⁴

Seppur meno impattante, anche la produzione di biogas è associata all'emissione di "gas serra", ma diversi studi hanno dimostrato come alcune accorgimenti tecnologici possano ridurre le emissioni: utilizzare una torcia per evitare perdite di metano, coprire i serbatoi, migliorare l'efficienza delle unità di cogenerazione (CHP), migliorare la strategia di utilizzo dell'energia elettrica, sfruttare quanta più energia termica possibile, evitare perdite.¹⁴⁵ Le pratiche abituali per migliorare la riduzione dei gas a effetto serra includono l'utilizzo di calore ed elettricità prodotti dall'impianto di cogenerazione a biogas e la copertura dei depositi di stoccaggio del digestato. Tenendo conto della riduzione del combustibile fossile, si può dimostrare che la produzione di biogas porta a livello globale alla mitigazione dell'impatto antropogenico di gas serra sull'ambiente.

La produzione di biogas da sottoprodotti (ad es. da residui alimentari, vinacce, scarti di macellazione, letame di bestiame, ecc.) è un approccio più sostenibile rispetto all'utilizzo di colture energetiche come l'insilato di mais. Inoltre, la gestione del digestato fornisce un contributo significativo alla riduzione totale delle emissioni nel caso di materie prime specifiche come i rifiuti solidi urbani.¹⁴⁶ Il metano è un gas serra il cui potere di riscaldamento globale è stimato a 28-36 volte superiore alla CO₂ su 100 anni: come tale, è il secondo componente principale tra i gas serra antropogenici.¹⁴⁷ Pertanto, nella valutazione

¹⁴⁰ Paolini et al. 2018

¹⁴¹ Fruergaard et al., 2010

¹⁴² Giovanis et al., 2015

¹⁴³ Domingo et al., 2015

¹⁴⁴ Tambone et al. 2015

¹⁴⁵ Hijazi et al. 2016

¹⁴⁶ Poeschl et al.

¹⁴⁷ IPCC 2013

dell'impatto dell'industria del biogas sui cambiamenti climatici, le emissioni di metano sono un punto di primaria importanza. Il metano può essere rilasciato durante la combustione incompleta del biogas, tuttavia un forte contributo a questo contaminante deriva dall'emissione diffusiva correlata allo stoccaggio della biomassa e alla gestione del digestato. Il biogas è un combustibile gassoso ricco di composti organici volatili (VOC), rispetto al gas naturale: stante che la combustione riduca la concentrazione di VOC del 99%¹⁴⁸, le emissioni di VOC prodotte dalla combustione del biogas sono generalmente inferiori, rispetto ai biocarburanti solidi e liquidi. Rispetto al gas naturale, le emissioni di VOC sono inferiori del 40% nei motori a biogas, mentre le emissioni di formaldeide sono leggermente più basse e le aldeidi più alte (presenti nel gas naturale a causa della presenza di idrocarburi più elevati) sono quasi del tutto assenti.¹⁴⁹

Nella gestione della combustione del biogas, lo stoccaggio e i trattamenti delle biomasse e del digestato risultano essere i processi più importanti per ottenere i benefici della riduzione del riscaldamento globale. In effetti, l'impatto di un impianto di biogas sull'emissione di gas serra è fortemente influenzato dallo stoccaggio delle biomasse: la maggior parte di N₂O può essere ridotta quando si utilizza uno stoccaggio al chiuso.¹⁵⁰ Anche lo stoccaggio del digestato riveste la sua importanza: la riduzione di emissioni di gas serra dovute alla produzione di biogas, calcolate in percentuale al -23,7%, possono raggiungere il -36,5% quando lo stoccaggio del digestato è effettuato in una vasca a tenuta di gas.¹⁵¹

Le due principali fonti di fastidio olfattivo sono lo stoccaggio di biomassa e l'unità di compostaggio del digestato.¹⁵² In conclusione, dovrebbe essere sempre consigliato lo stoccaggio a tenuta di gas, poiché le corrispondenti emissioni di gas serra e di ammoniaca sono ancora più importanti di quelle provenienti dai fertilizzanti.¹⁵³

La produzione di biometano è un ulteriore approccio per aumentare la quota di mercato del biogas, con conseguente ulteriore riduzione dei combustibili fossili. L'equivalente risparmio di CO₂ aumenta considerevolmente se le perdite del metano sono limitate allo 0,05%¹⁵⁴, mentre il processo risulta non più sostenibile quando le perdite di metano raggiungono il 4%. L'upgrading del biogas per scopi di rifornimento dei veicoli produce benefici ottimali in termini di formazione di ossidanti fotochimici, eutrofizzazione marina ed ecotossicità; d'altra

¹⁴⁸ Smet et al. 1999

¹⁴⁹ Kristensen et al. 2004

¹⁵⁰ Boulamanti et al. 2013

¹⁵¹ Battini et al. 2014

¹⁵² Clarke et al. 2012

¹⁵³ Clemens et al. 2006

¹⁵⁴ Ravina et al. 2015

parte, si osservano scarsi benefici in termini di cambiamento climatico rispetto alla combustione del biogas nella cogenerazione.¹⁵⁵

Oltre al suo impatto sul clima, si prevede che l'uso del biometano come sostituto del gasolio migliorerà la qualità dell'aria urbana, poiché i fattori di emissione del metano sono fino a 10 volte inferiori a quelli dei combustibili liquidi, considerando PM, VOC e idrocarburi policiclici aromatici.¹⁵⁶ L'iniezione di biometano nella rete nazionale può anche ridurre il consumo di combustibili solidi residenziali in alcune regioni specifiche, con benefici rilevanti sulla qualità dell'aria interna e sulla salute umana.¹⁵⁷

¹⁵⁵ Beylot et al. 2013

¹⁵⁶ EMEP/EEA 2016

¹⁵⁷ Semple et al. 2014

6.2 LCA – Life Cycle Assessment

La metodologia Life Cycle Assessment è una procedura standardizzata, che permette di catalogare, quantificare e valutare gli impatti ambientali connessi al prodotto, processo o servizio studiato all'interno di un contesto ben preciso, che deve essere definito a priori.

Il riferimento normativo internazionale per l'esecuzione della metodologia LCA è rappresentato dalle norme UNI EN ISO 14040¹⁵⁸ Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita: Principi e quadro di riferimento; e UNI EN ISO 14044¹⁵⁹ Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita: Requisiti e linee guida.¹⁶⁰

LCA è una metodologia per la valutazione completa dell'impatto ambientale associato a un prodotto o processo durante il suo ciclo di vita (dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento del prodotto alla fine dell'uso) ed è talvolta indicato come analisi "from cradle to grave" (dalla culla alla tomba)¹⁶¹: l'analisi viene condotta in tutte le fasi della sua vita, dall'estrazione e lavorazione delle materie prime, alla produzione, il trasporto e l'uso, fino al riciclo o allo smaltimento.

In realtà oltre alla classica metodologia ne esistono altre varianti, in base alle analisi che si vogliono condurre: il WTW (well-to-wheel), usato per le prestazioni ambientali dei carburanti, tramite il calcolo del consumo totale di energia e le emissioni associate di gas climalteranti (GHG – greenhouse gases); il farm-to-fork, per gli studi in agricoltura e sui sistemi di produzione alimentare; il cradle-to-gate, che esclude alcuni processi al termine dell'analisi, come l'utilizzo a fine vita; il gate-to-gate, anch'esso ridotto, che si concentra sulle emissioni correlate all'azienda in esame, escludendo ciò che avviene prima e dopo; il cradle-to-cradle, che si basa su di un sistema che riduce al minimo la quantità di rifiuti generati a fine ciclo di vita mantenendo altri flussi con lo status di risorsa.

Secondo lo standard LCA ISO 14040, il quadro di una valutazione del ciclo di vita è costituito da quattro fasi: definizione dell'obiettivo e dell'ambito, analisi dell'inventario, valutazione dell'impatto e interpretazione.¹⁶²

¹⁵⁸ ISO 14040:2006

¹⁵⁹ ISO 14044:2006

¹⁶⁰ Finkbeiner et al. 2006

¹⁶¹ Guinée, et al. 2001

¹⁶² Hauschild e Barlaz, 2011

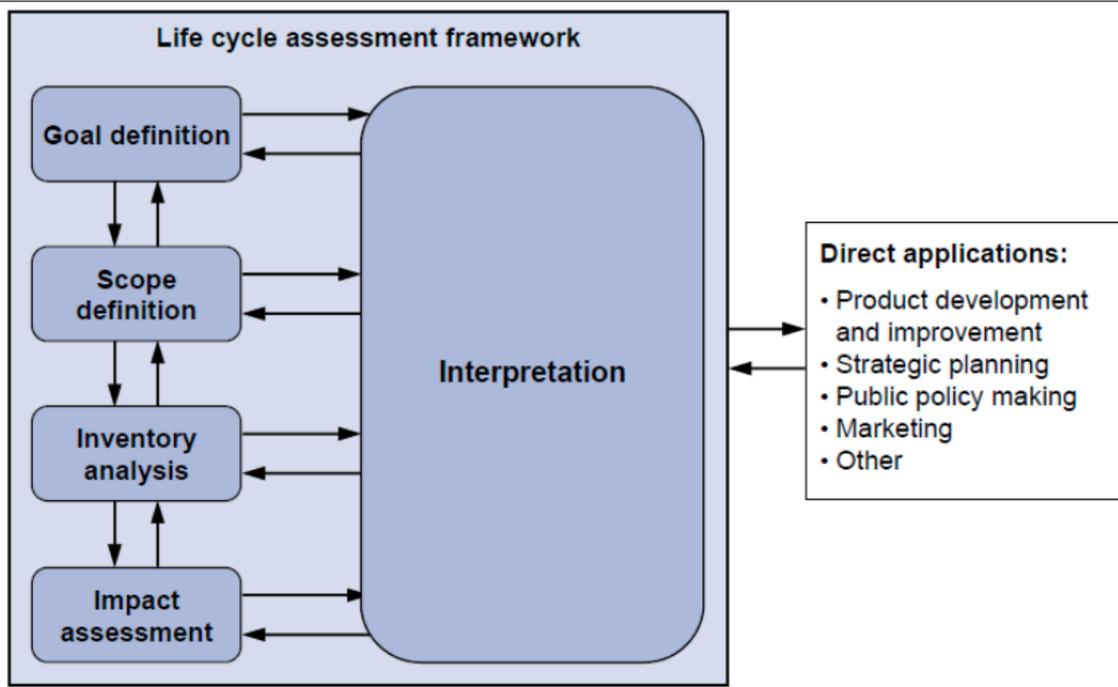


Figura 37 - Struttura della metodologia LCA (fonte: JRC 2010¹⁶³)

- Definizione degli obiettivi e dello scopo dello studio: gli obiettivi dello studio da svolgere devono essere presentati chiaramente. In questa fase vengono definiti i materiali, i servizi, i processi e le emissioni (di gas, liquidi, solidi, rifiuti ed il loro eventuale smaltimento), in modo da definire i confini del sistema studiato. Viene poi definita l'unità funzionale (Functional Unit, F.U.) da adottare, e sono stabiliti i metodi di valutazione da applicare per identificare l'impatto. Anche l'interpretazione dei risultati è brevemente descritta in questa prima fase.

Requisiti, assunzioni e limitazioni riguardo ai dati utilizzati devono essere dichiarati. In particolare, lo scopo dell'analisi deve essere definito nel modo più preciso possibile, affinché il rapporto finale possa rispondere in maniera adeguata agli obiettivi inizialmente definiti;

- Analisi dell'inventario del ciclo di vita: in questa fase vengono raccolti e stimati i dati relativi ai flussi di input e output di ogni processo appartenente al caso di studio. A seconda dell'obiettivo prefissato, potrebbero essere necessarie ulteriori interpretazioni o elaborazioni. Durante l'analisi dell'inventario, è utile la raccolta di diverse tipologie di dati, che aiutano ad approfondire la conoscenza del sistema in

¹⁶³ JRC 2010

esame. Per mezzo delle conoscenze acquisite, è possibile identificare eventuali problemi e suggerire revisioni dello scopo del progetto.

- Analisi degli impatti del ciclo di vita: durante la valutazione degli impatti, i dati di inventario vengono immessi nel modello selezionato. In questo modo è possibile produrre una stima dell'impatto del sistema selezionato e valutare il contributo dei vari processi o prodotti utilizzati per la ricostruzione del prodotto/servizio totale.
- Interpretazione dei risultati e suggerimenti per i decisori: i risultati dello studio vengono compresi e commentati, in modo da giustificare questi esiti ottenuti durante l'analisi degli impatti. In base alle conclusioni raggiunte, si può eventualmente provvedere a dei suggerimenti per ridurre l'impatto ambientale.

La definizione dell'obiettivo descrive lo scopo dello studio e risulta un passaggio molto importante, il momento in cui vengono prese le decisioni più importanti, per cui deve essere stabilita e chiara fin dall'inizio. In questa fase vengono definiti il contesto dell'analisi ed i requisiti per quelle successive. La definizione dell'obiettivo dovrebbe indicare anche la possibile portata delle decisioni che saranno prese sulla base dello studio, poiché queste avranno un impatto nella definizione dell'ambito.¹⁶⁴ In dettaglio, è prevista la definizione dei seguenti elementi:

- lo scopo per cui si è deciso lo studio (goal);
- la descrizione del ciclo di vita e la funzione (scope);
- l'unità funzionale a cui fanno riferimento (functional unit);
- i confini del sistema, ovvero i suoi limiti (system boundaries);
- le procedure di allocazione (allocations);
- le categorie di impatto selezionate e la metodologia di valutazione dell'impatto (impact categories);
- i requisiti dei dati (data requirements);
- le ipotesi (hypothesis);
- le limitazioni (limitations);
- i requisiti iniziali di qualità dei dati (initial data quality requirements);
- tipo e formato del rapporto richiesto per lo studio (type and format report).

¹⁶⁴ Hauschild e Barlaz, 2011

Di fondamentale importanza la qualità dei dati, su cui si fonda la validità ed attendibilità dello studio LCA.

Una volta fissato bene l'obiettivo e chiarito lo scopo dello studio, bisogna valutare un altro aspetto importante: i confini del sistema, ovvero fin dove ci si vuole spingere con lo studio del LCA.

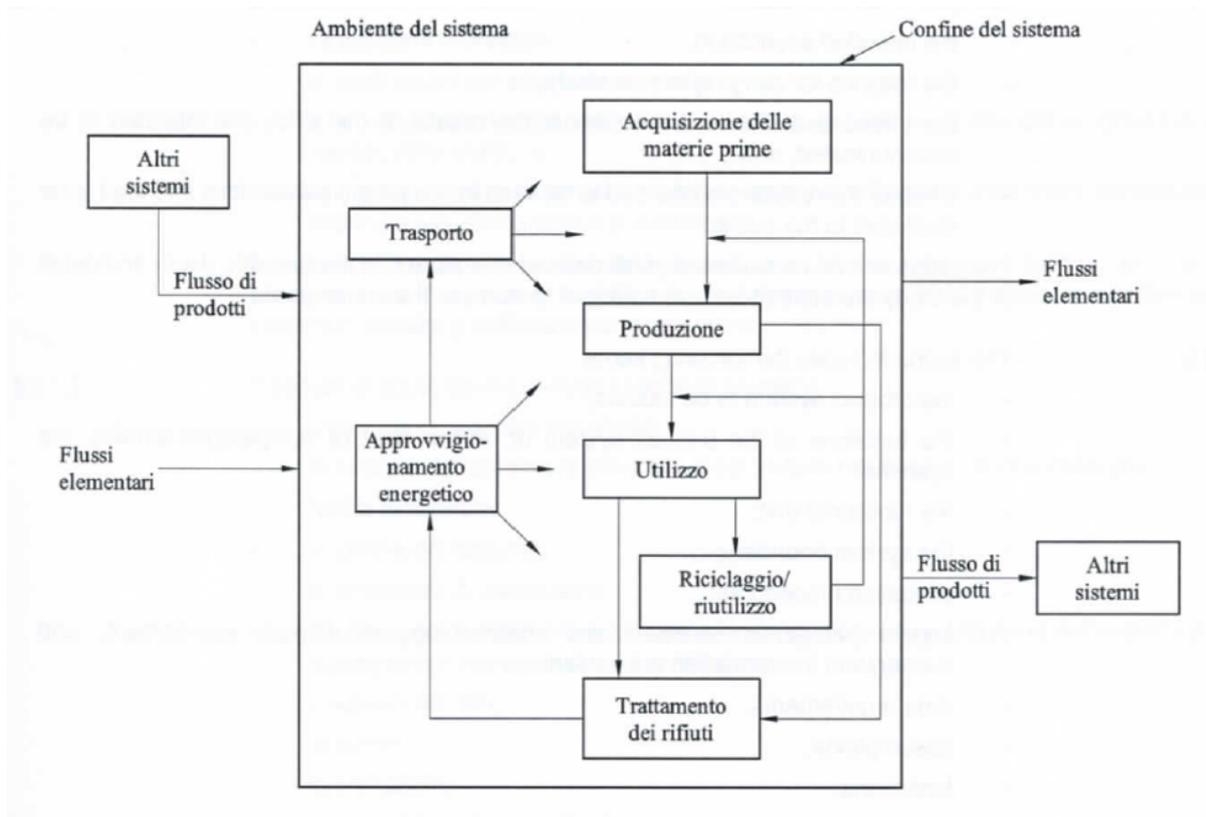


Figura 38 - i confini del sistema (fonte: ISO 14040:2006)

I confini del sistema definiscono i processi unitari da includere nello stesso. La scelta degli elementi del sistema da modellare dipende dalla definizione dell'obiettivo e dal campo di applicazione dello studio, dall'applicazione prevista, dagli assunti di partenza, dalle costrizioni prodotte dai dati e dai costi e dai criteri di esclusione. Dovrebbero essere descritti i modelli utilizzati ed identificate le ipotesi che sottintendono alle scelte effettuate. I criteri di esclusione andrebbero descritti chiaramente.

Quando si definiscono i confini del sistema dovrebbero essere presi in considerazione molte fasi del ciclo di vita, dei processi unitari e dei flussi come:

- materie prime;
- elementi in ingresso ed uscita nella sequenza principale di fabbricazione/processo;
- distribuzione/trasporto;

- produzione ed utilizzo di combustibili, di elettricità e di calore;
- uso e manutenzione dei prodotti;
- smaltimento di rifiuti e prodotti di processo;
- recupero dei prodotti dopo l'uso (compresi riutilizzo, riciclaggio e recupero di energia);
- fabbricazione di materiali ausiliari;
- fabbricazione, manutenzione e dismissione delle attrezzature principali;
- operazioni aggiuntive, come ad esempio illuminazione e riscaldamento.

La redazione dell'inventario (Life Cycle Inventory, LCI), è il cuore del LCA e consiste nella individuazione e quantificazione in maniera dettagliata, tramite la raccolta dati ed i procedimenti di calcolo, di tutti i flussi di input e output per ogni fase della produzione/processo analizzato all'interno dei confini del sistema del ciclo di vita.

I dati raccolti per ogni processo unitario entro i confini del sistema sono classificabili in macrocategorie:

- elementi in ingresso dell'energia, materie prime in ingresso, materiali ausiliari o altre entità fisiche in ingresso;
- prodotti, coprodotti e rifiuti;
- emissioni in aria e scarichi nell'acqua e nel suolo;
- altri aspetti ambientali.

Una volta raccolti, i dati vanno validati, correlati ai processi unitari e al flusso di riferimento dell'unità funzionale.

Il calcolo dei flussi di energia dovrebbe tener conto dei diversi combustibili e delle sorgenti di elettricità utilizzate, dell'efficienza di conversione e distribuzione dei flussi, degli elementi in entrata ed in uscita connessi con la generazione e l'utilizzo di questi flussi.¹⁶⁵

Nella realtà pochissimi processi industriali producono un singolo elemento in uscita o sono fondati su una linearità fra materie prime in ingresso ed in uscita. La maggioranza dei processi, infatti, ha più di un prodotto e ricicla i prodotti intermedi o di scarto come fossero materie prime.

I processi multi-funzione sono molto comuni nella pratica, come per es. la cogenerazione, il riciclo, ecc., in cui risulta necessario applicare una ripartizione dei flussi. I rifiuti, invece, non devono essere considerati tra i prodotti accoppiati.

¹⁶⁵ ISO 14040:2006

Gli effetti ambientali causati da procedimenti di questo genere devono essere spartiti in maniera proporzionale a tutti i prodotti accoppiati presenti nel sistema in esame, secondo regole ben precise.

Generalmente si adottano due possibili approcci:

- il metodo di sostituzione (definito anche come il “metodo degli impatti evitati”);
- il metodo di partizione (definito anche come “metodo di allocazione”).

L’allocazione costituisce una delle problematiche metodologiche ancora oggi più dibattute nella

redazione dell’inventario. La norma di riferimento è la ISO 14044¹⁶⁶.

La prima raccomandazione contenuta nella norma è quella di evitare l’allocazione quando possibile, dividendo i processi multifunzionali in due o più sotto-processi monofunzionali oppure espandendo il sistema studiato, per includere i processi aggiuntivi che generano i co-prodotti.

La normativa consiglia altre opzioni, come separare gli input e gli output sulla base delle “relazioni fisiche” esistenti fra essi (massa, contenuto energetico o exergetico, volume e massa molecolare). Per “relazioni fisiche” si intendono anche quelle chimiche, biologiche e tecniche.

Un’altra azione possibile consisterebbe nella partizione dei flussi economici ed ambientali fra i prodotti, in un modo che rifletta altre relazioni esistenti fra essi. I flussi di input e output potrebbero così essere allocati fra i co-prodotti, in proporzione al valore economico di quest’ultimi.

Al di là del metodo utilizzato, l’allocazione costituisce un passaggio cruciale nella fase dell’inventario, e le scelte compiute in questa fase sono in grado di influenzare profondamente i risultati ottenuti.¹⁶⁷

I benefici (o le funzioni) dei sistemi analizzati devono essere determinati in maniera chiara. Per quantificare un certo beneficio, è necessario definire l’unità funzionale (Functional Unit - ad es. un kilogrammo di prodotto), che faccia da benchmark per tutti i flussi in entrata e in uscita rispetto al sistema e per gli impatti potenziali sull’ambiente. Secondo la norma ISO 14040 “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

¹⁶⁶ ISO 14044:2006

¹⁶⁷ Cellura 2009

risultati del LCA, che risulterebbe critica quando si valutano sistemi differenti, perché ci si deve assicurare che il confronto venga fatto su base comune”.¹⁶⁸

Alla fine di questa fase si deve avere un inventario con tutti i flussi di input e output per ogni processo del caso di studio. Il dato quantitativo di ciascun flusso deve essere espresso con l’opportuna unità di misura e devono essere stati rapportati all’unità funzionale di riferimento. In questo modo risulta semplice il loro inserimento nel software di analisi dell’impatto ambientale, che in questo caso risulta OpenLCA.

La fase di valutazione dell’impatto dell’LCA (LCIA) ha lo scopo di valutare la portata di potenziali impatti ambientali utilizzando i risultati dell’LCI. Questo processo comporta l’associazione dei dati di inventario a specifiche categorie di impatti ambientali e indicatori di categoria e l’approfondimento della comprensione di questi impatti questa fase fornisce inoltre informazioni per la fase di interpretazione del ciclo di vita. La “quantificazione” della pericolosità di questi carichi viene svolta adoperando uno o più dei numerosi metodi di valutazione messi a punto. Questi metodi variano per diversi aspetti, tuttavia è possibile fare una differenziazione principale tra i metodi del “punto medio” o midpoint e del “punto finale” o endpoint. La distinzione si basa sul fatto che questi metodi vanno a esaminare e si soffermano su due diverse fasi della catena causa-effetto per calcolare l’impatto. Le categorie midpoint sono volte prevalentemente alla quantificazione del problema, ossia al tipo di impatto ambientale. Invece, le categorie endpoint mirano a quantificare il danno, che si valuta alla fine della catena causa-effetti, come somma delle categorie midpoint.

Secondo le normative ISO 14040/44, esistono alcuni elementi che contraddistinguono i vari metodi, indirizzandone poi la scelta. Questi elementi, che rappresentano la struttura di base dei metodi di valutazione dell’impatto, vengono distinti tra:

- elementi obbligatori: classificazione e caratterizzazione
- elementi opzionali: normalizzazione (e standardizzazione), raggruppamento e ponderazione.

Nello specifico, la classificazione è la suddivisione in classe di tutte le sostanze, in base all’effetto che esse hanno sull’ambiente. Un percorso causa-effetto mostra la relazione causale tra l’intervento ambientale e i suoi potenziali effetti. Durante l’analisi dell’inventario, i flussi di materiale ed energia vengono assegnati alle categorie ambientali, che sono assimilabili a veri e propri effetti ambientali precedentemente fissati.

¹⁶⁸ ISO 14040:2006

La caratterizzazione, invece, consiste nella quantificazione degli impatti ambientali mediante modelli scientifici e fattori di equivalenza riconosciuti a livello internazionale.¹⁶⁹

Le sostanze che contribuiscono a una categoria d'impatto vengono moltiplicate per un fattore di caratterizzazione, che esprime il contributo relativo della sostanza rispetto ad un'altra presa come riferimento, e aggregate in un determinato effetto ambientale. Le categorie di impatto, in sostanza, descrivono i potenziali effetti sull'uomo e sull'ambiente; esse differiscono in relazione alla loro collocazione spaziale (effetti globali, regionali e locali).¹⁷⁰ Esse sono riconducibili a tre grandi aree:

- esaurimento di risorse, di energia e di materiali (resource depletion);
- effetti sulla salute e sulla sicurezza dell'uomo (human health and safety effects);
- effetti sull'ecosistema (ecological effects).

Molti metodi consentono di confrontare i risultati dell'indicatore della categoria d'impatto con un valore di riferimento (o normale). La normalizzazione consente di quantificare il contributo di ciascuna categoria d'impatto dividendo il valore dell'indicatore con un nominale di riferimento, che può essere arbitrario, ma che più spesso risulta essere il carico ambientale medio annuo in un Paese o Continente, diviso il numero di abitanti. Dopo la normalizzazione, gli indicatori della categoria d'impatto ottengono tutti la stessa unità (di solito 1/anno, il che rende più semplice il confronto). La normalizzazione ha lo scopo di evidenziare quali categorie d'impatto hanno un peso maggiore; i risultati normalizzati mostrano un ordine di grandezza dei problemi ambientali generati nell'intero ciclo di vita, rispetto ai carichi ambientali a livello regionale.¹⁷¹

Alcuni metodi consentono la ponderazione tra le categorie d'impatto. Ciò significa che i risultati

dell'indicatore di categoria d'impatto (o danno) vengono moltiplicati per i fattori di ponderazione e aggiunti per creare un punteggio totale o singolo. La ponderazione può essere applicata su punteggi normalizzati o non normalizzati, poiché non tutti i metodi prevedono la fase di normalizzazione. La scelta del metodo dipende da ciò che si desidera calcolare.

¹⁶⁹ Castiello et al. 2011

¹⁷⁰ Sala et al. 2011

¹⁷¹ Castiello et al. 2011

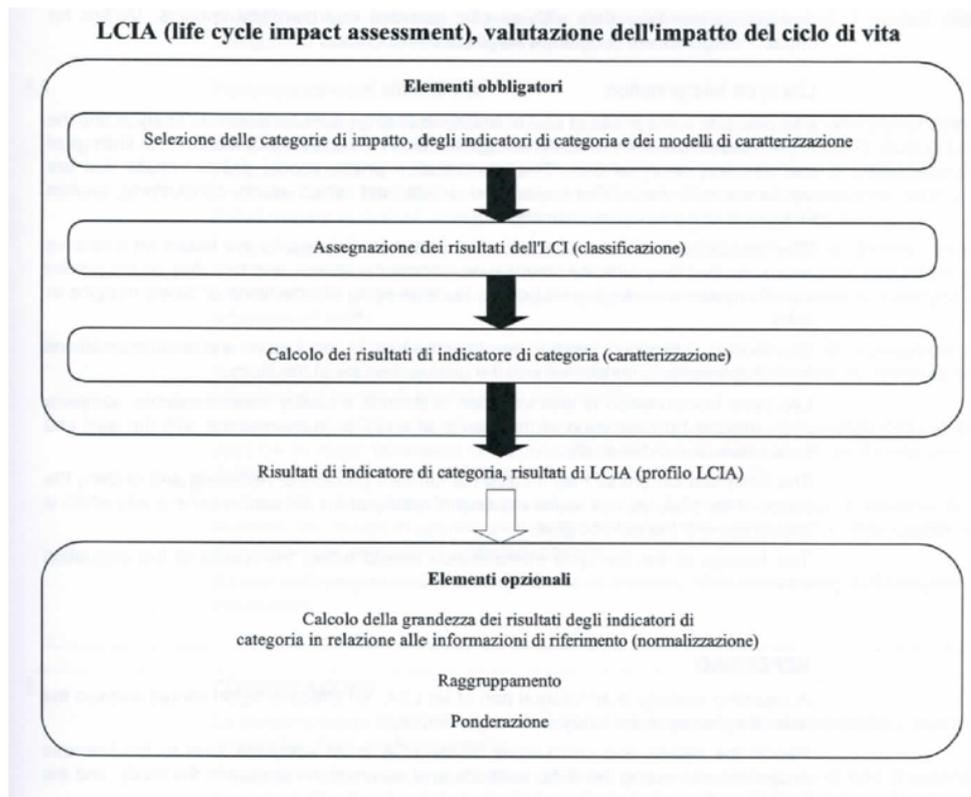


Figura 39 - Fasi della valutazione dell'impatto del ciclo di vita – LCIA (fonte: ISO 14040:2006)

Gli elementi della fase di LCIA sono visibili in figura 21.

Ogni elemento della fase è distinto e può essere chiaramente definito; la fase di definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dell'LCA possono considerare ogni elemento dell'LCIA in maniera separata; una valutazione della qualità dei metodi dell'LCIA, delle ipotesi e altre decisioni può essere condotta per ogni elemento dell'LCIA; le procedure dell'LCIA, le ipotesi e altre operazioni possono essere rese trasparenti per un riesame critico e la redazione di rapporti, così come l'uso dei valori e della soggettività.

L'interpretazione è la fase dell'LCA in cui i risultati ottenuti nell'analisi dell'inventario e nella valutazione d'impatto vengono combinati fra loro. Questa fase dovrebbe fornire risultati in coerenza con l'obiettivo ed il campo di applicazione definiti, al fine di trarre conclusioni, spiegare le limitazioni e fornire raccomandazioni.¹⁷²

I risultati servono a riconoscere, riassumere e quantificare possibili impatti ambientali dei sistemi in esame. Uno degli obiettivi fondamentali dell'interpretazione è quello di determinare il livello di fiducia nei risultati finali per comunicarli in modo equo, completo e accurato.

¹⁷² ISO 14040:2006

6.3 LCA impianto biogas

Come da norma standard ISO 14040, la metodologia LCA si suddivide in 4 punti fondamentali:

- Determinazione degli obiettivi e dello scopo;
- Analisi dell'inventario;
- Analisi degli impatti (LCIA);
- Interpretazione dei risultati.¹⁷³

L'obiettivo di questa analisi LCA è la valutazione dell'impatto ambientale del processo di digestione anaerobica che avviene in un impianto biogas che tratta la frazione organica dei rifiuti solidi urbani rifiuti installato in un dato territorio (scenario 1a e 1b), confrontato con lo smaltimento degli stessi in discarica (scenario 2) e con il solo processo di compostaggio (scenario 3).

Come confine il sistema considera il trasporto (inteso come distanza media dei comuni interessati dal digestore per quanto riguarda lo scenario 1 e 3, e la distanza tra l'ipotetico sito del digestore e la discarica per lo scenario 2) e gli impatti del trattamento di digestione anaerobica, del compostaggio, e la mera deposizione in discarica. Non si entra nello specifico della raccolta differenziata. Una volta arrivata la biomassa presso gli impianti, la si considera già dentro gli impianti, a valle dei pre-trattamenti meccanici di apri-sacchi, vagliatura, triturazione.

Per quanto riguarda le unità funzionali prescelte, per quanto riguarda la digestione anaerobica, la discarica ed il compostaggio, l'unità prevista è di 1kg di FORSU che entra in impianto; per il trasporto si è utilizzato come assunto di base 1 kg/km. Tutti i valori ottenuti sono stati poi normalizzati sul totale delle tonnellate annue da trattare, ovvero 3.200.

Per tutti gli scenari abbiamo 2 processi coinvolti: il trasporto della biomassa ed il trattamento della stessa, o la sua deposizione.

I processi sono stati modellati su openLCA partendo dal database ecoinvent 3.7.1.¹⁷⁴

Tra i metodi di valutazione dell'impatto, è stato scelto il ReCiPe midpoint (H) (<http://www.lcia-recipe.net/>), considerando che include diversi indicatori. Il metodo ReCiPe

¹⁷³ ISO 14040:2006

¹⁷⁴ Wernet et al. 2016

fornisce fattori di caratterizzazione¹⁷⁵ per quantificare il contributo dei diversi flussi di processo a ciascuna categoria di impatto. Inoltre, al fine di fornire una stima affidabile della grandezza relativa dei potenziali impatti e dei consumi di risorse, le categorie di impatto possono essere correlate alle informazioni di riferimento (normalizzazione). In ReCiPe Midpoint (H), i fattori di normalizzazione sono calcolati con riferimento alle emissioni europee nell'anno 2000.¹⁷⁶ Gli indicatori ambientali sono stati scelti utilizzando un approccio dall'alto verso il basso¹⁷⁷ secondo le raccomandazioni ISO. Questi indicatori sono riconosciuti a livello internazionale e ampiamente adottati negli studi LCA,¹⁷⁸ ma tra tutti quelli previsti sono quattro gli indicatori utilizzati in questa elaborazione: Potenziale di riscaldamento globale (GWP, in kg CO₂ eq), Potenziale di eutrofizzazione dell'acqua dolce (FEP, in kg P eq), Potenziale di tossicità umana (HTP, in kg 1,4-DB eq), potenziale di formazione di ossidanti fotochimici (POFP, in kg NMVOC), potenziale di ecotossicità dell'acqua dolce (TEP, kg 1,4-DB eq).¹⁷⁹

Nell'aggiornamento del metodo del 2016,¹⁸⁰ vengono spiegati i singoli indicatori utilizzati ai fini di questo studio LCA:

- Climate change

Il fattore di caratterizzazione del midpoint selezionato per il cambiamento climatico è il potenziale di riscaldamento globale (GWP), che quantifica l'aumento del forzante radiativo a infrarossi integrato di un gas a effetto serra (GHG), espresso in kg CO₂-eq;¹⁸¹¹⁸²

- Freshwater eutrophication

La presenza di fosforo costituisce la base dei fattori di caratterizzazione del midpoint per l'eutrofizzazione dell'acqua dolce. I potenziali di eutrofizzazione dell'acqua dolce (FEP) sono espressi in kg-P rispetto agli equivalenti di acqua dolce. I fattori delle quantità globali per le emissioni di fosforo nell'acqua dolce provengono da Helmes et al. 2012.¹⁸³ Per le emissioni

¹⁷⁵ Goedkoop et al., 2009

¹⁷⁶ Wegener Sleeswijk et al., 2008

¹⁷⁷ Blengini et al., 2012

¹⁷⁸ Iriarte et al., 2009

¹⁷⁹ Ripa et al. 2017

¹⁸⁰ Huijbregts et al. 2017

¹⁸¹ IPCC 2013

¹⁸² Joos et al.2013

¹⁸³ Helmes et al. 2012

nei suoli agricoli, si è ipotizzato che tipicamente il 10% di tutto il fosforo sia trasportato dal suolo agricolo alle acque superficiali.¹⁸⁴

- Toxicity

La presenza e gli effetti delle emissioni chimiche espressi in kg 1,4-diclorobenzene-equivalenti (1,4DCB-eq) sono stati utilizzati come fattore di caratterizzazione a livello midpoint per la tossicità umana e l'ecotossicità dell'acqua dolce. Si è utilizzato il modello multimediale globale di presenza, esposizione ed effetti USES-LCA 2.0, il Sistema Uniforme per la Valutazione delle Sostanze adattato per LCA,¹⁸⁵ aggiornato per trattare le sostanze chimiche dissocianti¹⁸⁶ e utilizzando i dati chimici dal database USEtox.¹⁸⁷ Il fattore di effetto ecotossicologico rappresenta il cambiamento nella frazione potenziale di scomparsa delle specie dovuto a un cambiamento nella concentrazione ambientale di una sostanza chimica. I fattori di effetto tossicologico per l'uomo sono stati derivati separatamente per gli effetti cancerogeni e non cancerogeni, riflettendo il cambiamento nell'incidenza della malattia nel corso della vita a causa di un cambiamento nell'assunzione della sostanza.

Gli indicatori di midpoint si concentrano su singoli problemi ambientali, ad esempio il cambiamento climatico o l'acidificazione. Gli indicatori di endpoint mostrano l'impatto ambientale su tre livelli di aggregazione più elevati, essendo 1) l'effetto sulla salute umana, 2) la biodiversità e 3) la scarsità di risorse. La conversione dei midpoint in endpoint semplifica l'interpretazione dei risultati LCIA. Tuttavia, con ogni fase di aggregazione, aumenta l'incertezza nei risultati. La figura seguente fornisce una panoramica della struttura di ReCiPe.¹⁸⁸

¹⁸⁴ Bouwman et al. 2009

¹⁸⁵ Van Zelm et al., 2009

¹⁸⁶ Van Zelm et al. 2013

¹⁸⁷ Rosenbaum et al.2008

¹⁸⁸ RIVM 2018

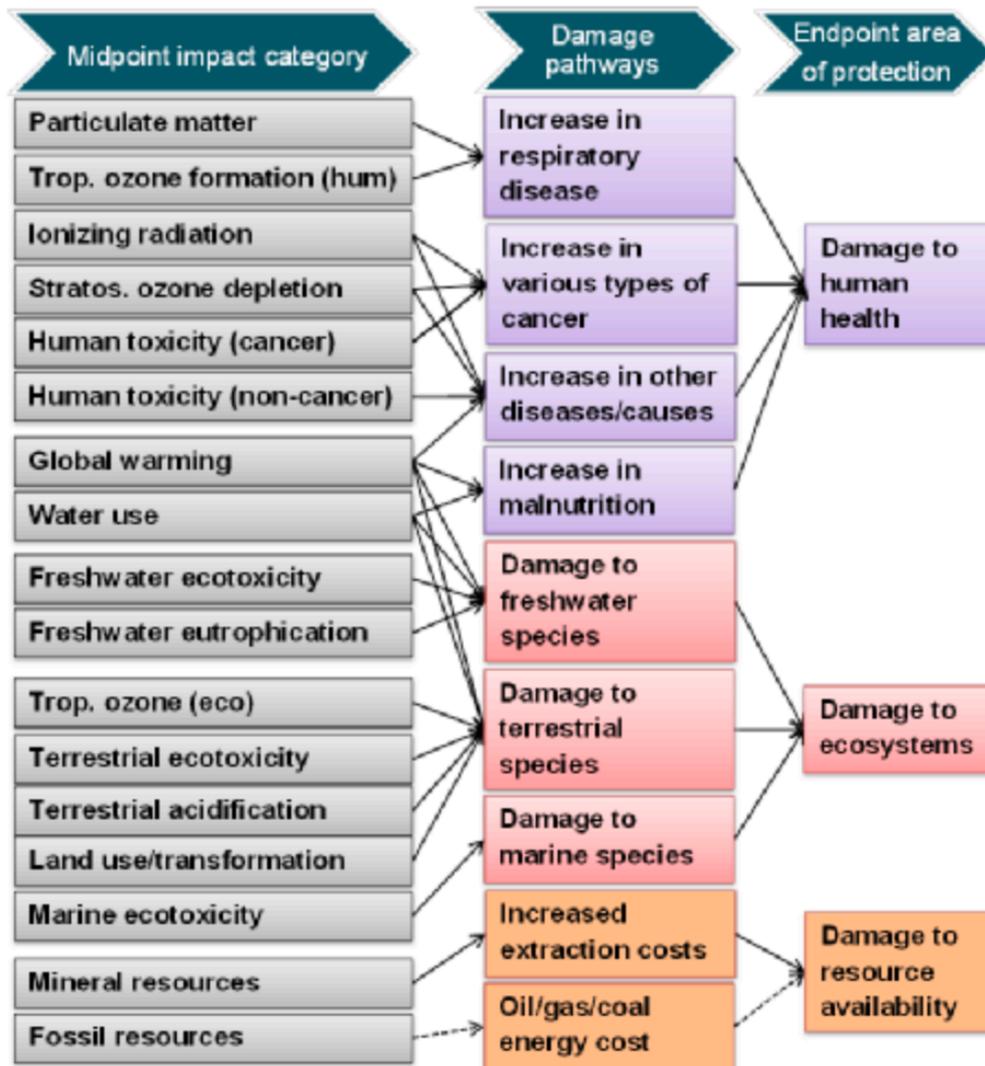


Figura 40 - Struttura del metodo ReCiPe (fonte: RIVM 2018)

Ciascun metodo (midpoint, endpoint) contiene fattori secondo tre prospettive culturali. Queste rappresentano un insieme di scelte su questioni come il tempo, o le aspettative sul fatto che una corretta gestione o lo sviluppo futuro della tecnologia possano evitare danni futuri:

- (I) Individualista: a breve termine, basato sull'ottimismo che la tecnologia possa evitare molti problemi in futuro;
- (H) Gerarchico: modello di consenso, come spesso si incontra nei modelli scientifici, questo è spesso considerato il modello predefinito.
- (E) Egualitario: a lungo termine basato sul pensiero del principio di precauzione.¹⁸⁹

¹⁸⁹ Pre-sustainability 2016

La prospettiva prescelta per il presente lavoro è quella gerarchica. Come metodo di allocazione è stato scelto quello "fisico", in quanto l'obiettivo è confrontare gli impatti della biomassa trattata in loco e trasformata in biogas, con il processo di compostaggio e lo smaltimento in discarica.

Per l'analisi LCA dell'impianto di digestione anaerobica si è scelto di valutare 4 categorie di midpoint (climate change, human toxicity, freshwater ecotoxicity e freshwater eutrophication), rappresentative dei potenziali impatti dei processi coinvolti e delle categorie di endpoint potenzialmente connesse, ovvero rischio di danni per la salute umana e rischio per gli ecosistemi.

6.4 Analisi degli scenari

Scenario 1

Per quanto riguarda la produzione di biogas da forsu, il contenuto di metano del biogas viene calcolato in base al substrato in ingresso. Il trattamento comprende lo stoccaggio (e il 10% delle emissioni totali di stoccaggio pre-trattamento) dei substrati, la fermentazione anaerobica e lo stoccaggio del digestato dopo la fermentazione. L'attività si conclude con la fornitura del biogas e del digestato presso l'impianto di biogas. Inoltre, il potere calorifico del biogas rappresenta solo il contenuto di metano escludendo la presenza di H₂S in esso. Il contenuto di acqua del digestato è del 80% in peso umido. Infine, il set di dati incorpora le emissioni di CO₂, CH₄, NH₃ e N₂O nell'aria dovute allo stoccaggio dei substrati prima del processo AD e allo stoccaggio del digestato dopo il processo. Si presume che lo stoccaggio del substrato prima della digestione anaerobica avvenga in un luogo chiuso.

Lo scenario uno prevede dunque il trasporto presso il sito dov'è installato l'impianto di digestione anaerobica, con una media di 14,92 chilometri percorsi (considerando come baricentro il luogo prescelto per il sito, vicino al comune di San Pietro in Amantea) e il processo di digestione anaerobica. I risultati dell'analisi sono visibili in Tabella 33.

N.	CATEGORIA	UNITA'	TRASPORTO	DIG. ANAER.	TOTALE
1	climate change - GWP100	kg CO2-Eq	24290,24	91132,53	115422,77
2	freshwater ecotoxicity - FETPinf	kg 1,4-DCB-Eq	265,46	889,96	1155,42
3	human toxicity - HTPinf	kg 1,4-DCB-Eq	5804,24	17715,66	23519,90
4	freshwater eutrophication - FEP	kg P-Eq	2,36	19,86	22,22

Tabella 33 - Risultati LCA impianto digestione anaerobica

Scenario 2

Sul fronte discarica, il dataset utilizzato rappresenta l'attività di smaltimento dei rifiuti organici in una discarica aperta. La composizione dei rifiuti (umido, in ppm): potere calorifico superiore 6,956 MJ / kg; potere calorifico inferiore 5,216 MJ / kg; H₂O 600.000; O 126.030; H 21.207; C 161.880; S 1.494,5; N 3.987,3; P 1.126,4; B 10,207; Cl 3.987,3; Br 5,9809; F 199,36; I 0,054825; Ag n.a. ; Come 1,9936; Ba n.a. ; Cd 0,13756; Co 4,9841; Cr 7,9746; Cu 17,943; Hg 0,069778; Mn 4,2863; Mo 0,39873; Ni 5,4028; Pb 18,501; Sb n.a. ; Se 0,49817; Sn 7,9707; V 2,989; Zn 58,055; Be n.a. ; Sc n.a. ; Sr n.a. ; Ti n.a. ; Tl n.a. ; W n.a. ; Si 39.853; Fe 598,09; Ca 21.731; Al 9.963,4; K 3.488,9; Mg 2.811; Na 1.495,2. La quota di carbonio nei rifiuti è biogenica al 100%. Quota di metalli nei rifiuti non ossidati e riciclabili (escludendo parti molto piccole o sottili) Ferro: 0%; Alluminio: 0%; Rame: 0%. Degradabilità complessiva dei rifiuti durante 100 anni: 27%.

Dalla deposizione finale dei rifiuti (senza trasporto al sito). Emissioni a breve termine specifiche dei rifiuti nell'aria tramite gas e percolato di discarica. Emissioni a lungo termine specifiche dei rifiuti dalle discariche.

In tabella 26 i risultati del conferimento in discarica, considerando una distanza media di trasporto della biomassa di 53 chilometri (ipotetica distanza della discarica più vicina in provincia di Cosenza, sempre partendo dal comune di San Pietro in Amantea, "baricentro" del nostro posizionamento geografico).

N.	CATEGORIA	UNITA'	TRASPORTO	DISCARICA	TOTAL
1	climate change - GWP100	kg CO ₂ -Eq	86.285,696	1.594.112	1.680.397,7
2	freshwater ecotoxicity - FETPinf	kg 1,4-DCB-Eq	942,976	11424	12.366,976
3	human toxicity - HTPinf	kg 1,4-DCB-Eq	20.618,27	134.112	154.730,27
4	freshwater eutrophication - FEP	kg P-Eq	8,37	296,70	305,07

Tabella 34 - Risultati LCA discarica

Scenario 3

Per quel che riguarda il trattamento di compostaggio, esso è un processo di decomposizione e umificazione controllata di materiali biodegradabili in condizioni gestite, aerobico, e che consente lo sviluppo di temperature adatte a batteri mesofili e termofili a seguito del calore prodotto biologicamente. L'inventario risultante del "compost" si riferisce a l'unità funzionale prescelta, ovvero ad 1 kg di peso fresco di rifiuti biogenici. Il processo modellato descrive il compostaggio industriale. Il compost è definito come materiale particolato solido umificato che è il risultato del compostaggio, che è stato igienizzato e stabilizzato e che conferisce effetti benefici quando viene aggiunto al suolo. Viene utilizzato come costituente del terreno di coltura, o utilizzato in altro modo in combinazione con le piante.¹⁹⁰ Le emissioni che derivano dall'energia necessaria per il processo di compostaggio sono comunque estremamente basse, inferiori a 0.001 kgCO₂eq. Anche prendendo in considerazione uno scenario in cui il digestato viene utilizzato direttamente sul campo il risparmio dal punto di vista delle emissioni climalteranti è comunque basso, pari a circa 0.009 kgCO₂eq.¹⁹¹

N.	CATEGORIA	UNITA'	TRASPORTO	COMPOST	TOTAL
4	climate change - GWP100	kg CO2-Eq	24.290,24	95.712,58	120.002,82
5	freshwater ecotoxicity - FETPinf	kg 1,4-DCB-Eq	265,46	3.372,45	3.637,91
15	human toxicity - HTPinf	kg 1,4-DCB-Eq	5.804,24	50.835,93	56.640,17
18	freshwater eutrophication - FEP	kg P-Eq	2,36	39,57	41,93

Tabella 35 - Risultati LCA per il compostaggio

¹⁹⁰ Wernet et al. 2016

¹⁹¹ Moller et al. 2009

Il trasporto

Per il trasporto, comune a tutti gli scenari, e coincidente come valori tra AD e compostaggio, i dati rappresentano il servizio di trasporto merci di 1ton/km in un camion della classe di dimensioni 3,5-7,5 tonnellate di peso lordo del veicolo e della classe di emissioni Euro 3. I dataset di trasporto si riferiscono all'intero ciclo di vita del trasporto, ovvero alla costruzione, esercizio, manutenzione e fine vita dei veicoli e delle infrastrutture stradali. Il consumo di carburante e le emissioni si riferiscono a viaggi e fattori di carico europei medi e non sono rappresentativi di uno scenario di trasporto specifico. I fattori di carico medi sono presi dal modello Tremove v2.7b (2009) e dal rapporto EcoTransIT (2011). Questi sono i seguenti: Classe di dimensione del camion Fattore di carico medio: 3,5-7,5 t 0,98 t 4,98. Le dimensioni del camion e il fattore di carico determinano il peso lordo e quindi anche il consumo di carburante e la quantità di emissioni sia di scarico che non di scarico. Le emissioni non di scarico sono quelle risultanti dall'usura di pneumatici, freni e strada. Il consumo di carburante e le emissioni di scarico sono presi dalla v3.1 del modello HBEFA,¹⁹² utilizzando i dati per la Germania. Esiste un numero maggiore di categorie di dimensioni utilizzate in HBEFA rispetto a ecoinvent, quindi i dati sono raggruppati in modo da adattarsi alle classi di dimensioni dei camion utilizzate in ecoinvent. Le emissioni di scarico causate dalla combustione del carburante dipendono dal carburante (tipo e quantità di carburante) o dalla classe Euro. Questi ultimi riflettono le normative sulle emissioni a cui il veicolo è conforme. Le emissioni regolamentate sono CO, NOx, particolato e idrocarburi totali. I dati della Guida per l'inventario delle emissioni¹⁹³ sono stati utilizzati per le emissioni di scarico specifiche non coperte dal modello HBEFA. Le emissioni non di scarico sono contabilizzate come sottoprodotti dipendenti dal peso ed esistono come set di dati separati. Per le infrastrutture stradali le spese e gli interventi ambientali dovuti alla costruzione di strade sono stati allocati in base alle prestazioni per chilometro lorde in tonnellate. Le spese dovute al funzionamento dell'infrastruttura stradale e all'uso del suolo sono state allocate in base alle prestazioni chilometriche annuali del veicolo. La stessa ipotesi sulle prestazioni di vita del veicolo è stata trasferita dai set di dati ecoinvent v2 di 540.000 km / veicolo. Si inizia dalla combustione del carburante nel motore. In input l'infrastruttura del camion e della rete stradale, i materiali e la loro manutenzione e il carburante consumato nel veicolo per il viaggio. L'attività si

¹⁹² HBEFA 2019

¹⁹³ EMEP / EEA, 2013

conclude con il servizio di trasporto e le emissioni di gas di scarico e non gas di scarico in aria, acqua e suolo.

6.5 Confronto

Nel grafico sottostante si possono vedere gli impatti dei tre processi per quattro diverse categorie di impatto, per poter avere un confronto:

- Climate change GWP100 (global warming potential su 100 anni), espressi in kg CO₂-Eq;
- Human toxicity HTPinf in kg 1,4-DCB (diclorobenzene)-Eq;
- Freshwater ecotoxicity – FETPinf - kg 1,4-DCB (diclorobenzene)-Eq;
- Freshwater eutrophication – kg-P Eq.

Il potenziale di riscaldamento globale (GWP) è stato sviluppato per consentire il confronto degli impatti sul riscaldamento globale di diversi gas. Nello specifico, è una misura di quanta energia le emissioni di 1 tonnellata di gas assorbiranno in un dato periodo di tempo, rispetto alle emissioni di 1 tonnellata di anidride carbonica (CO₂). Più grande è il GWP, più un dato gas riscalda la Terra rispetto alla CO₂ in quel periodo di tempo. Il periodo di tempo solitamente utilizzato per i GWP è di 100 anni. I GWP forniscono un'unità di misura comune, che consente agli analisti di sommare le stime delle emissioni di diversi gas (ad esempio, per compilare un inventario nazionale dei gas serra) e consente ai responsabili politici di confrontare le opportunità di riduzione delle emissioni tra settori e gas.

La CO₂, per definizione, ha un GWP di 1 indipendentemente dal periodo di tempo utilizzato, perché è il gas utilizzato come riferimento. La CO₂ rimane nel sistema climatico per molto tempo: le emissioni di CO₂ provocano aumenti delle concentrazioni atmosferiche di CO₂ che dureranno migliaia di anni.

Si stima che il metano (CH₄) abbia un GWP di 28-36 in 100 anni. Il CH₄ emesso oggi dura in media circa un decennio, che è molto meno tempo della CO₂. Ma il CH₄ assorbe anche molta più energia della CO₂. L'effetto netto della durata più breve e del maggiore assorbimento di energia si riflette nel GWP. Il CH₄ GWP spiega anche alcuni effetti indiretti, come il fatto che il CH₄ è un precursore dell'ozono e l'ozono è esso stesso un GHG.

Il protossido di azoto (N₂O) ha un GWP 265–298 volte quello della CO₂ per un periodo di 100 anni. L'N₂O emesso oggi rimane nell'atmosfera in media per più di 100 anni.

I clorofluorocarburi (CFC), gli idrofluorocarburi (HFC), gli idroclorofluorocarburi (HCFC), i perfluorocarburi (PFC) e l'esfluoruro di zolfo (SF₆) sono talvolta chiamati gas ad alto GWP

perché, per una data quantità di massa, intrappolano sostanzialmente più calore della CO₂. (I GWP per questi gas possono essere di migliaia o decine di migliaia.)¹⁹⁴

Quando si parla di Ecotossicità acquatica d'acqua dolce ci si riferisce all'impatto sugli ecosistemi di acqua dolce, a seguito delle emissioni di sostanze tossiche nell'aria, nell'acqua e nel suolo.

I potenziali di ecotossicità (FAETP) sono calcolati descrivendo la quantità, l'esposizione e gli effetti delle sostanze tossiche. I fattori di caratterizzazione sono espressi in 1,4-diclorobenzene equivalenti / kg di emissione. L'orizzonte temporale è infinito, mentre la scala può essere globale/continentale/regionale/locale.

L'eutrofizzazione dell'acqua dolce si verifica a causa dello scarico di sostanze nutritive nel suolo o nei corpi d'acqua dolce e il conseguente aumento dei livelli di nutrienti (vale a dire, di fosforo e azoto). Gli impatti ambientali legati all'eutrofizzazione dell'acqua dolce sono numerosi. Seguono una sequenza di impatti ecologici compensati dall'aumento delle emissioni di nutrienti nell'acqua dolce, aumentando così l'assorbimento di nutrienti da parte di organismi autotrofi come cianobatteri e alghe e, in definitiva, potenziali perdite per la biodiversità.¹⁹⁵

¹⁹⁴ EPA 2020

¹⁹⁵ Azevedo et al. 2015

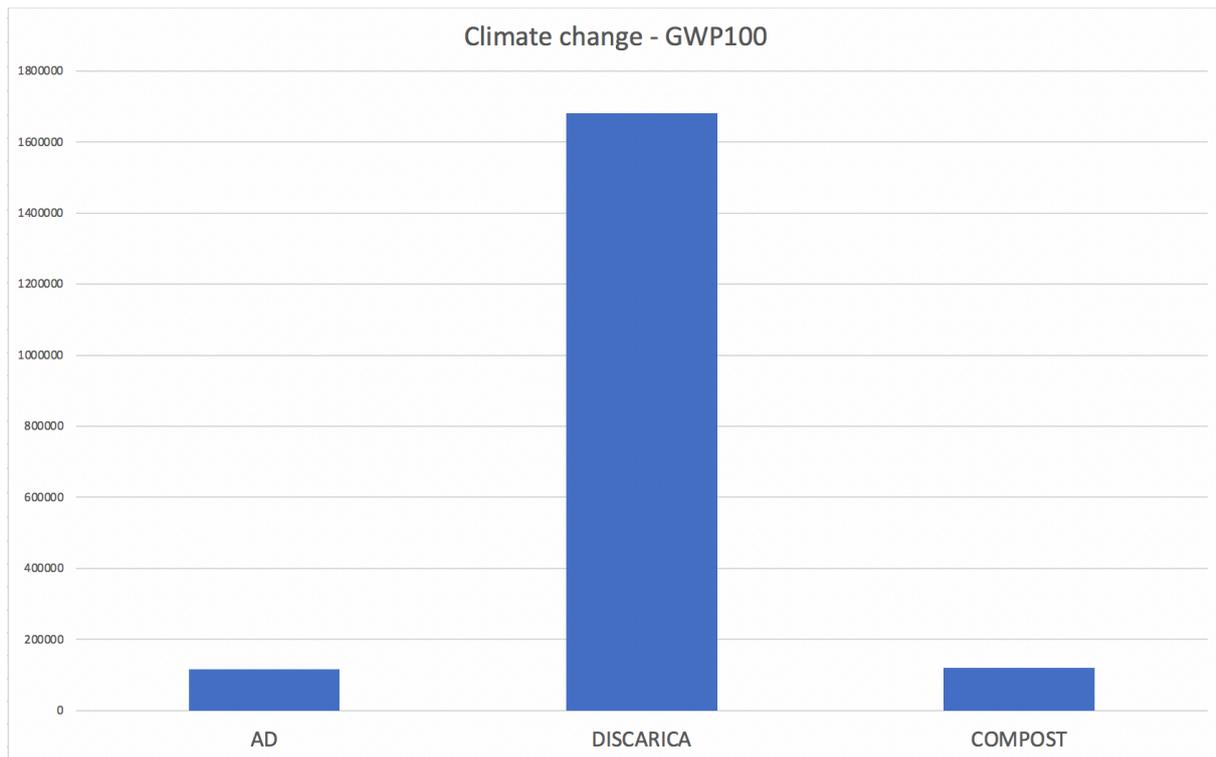


Figura 41 - Grafico di confronto tra AD, discarica e compost per la categoria di impatto Climate Change

In Figura 41 appaiono i risultati la categoria di impatto Climate Change, che valuta il potenziale del riscaldamento globale su 100 anni (Global Warming Potential) espresso in kgCO₂ emessi. Dal grafico è evidente che mentre la digestione anaerobica ed il compostaggio hanno impatti simili, il conferimento della biomassa in discarica supera abbondantemente le alternative di trattamento, così come confermano studi di letteratura.¹⁹⁶ I numeri dell'analisi effettuata parlano di un ordine di grandezza in più.

¹⁹⁶ Evangelisti et al. 2014

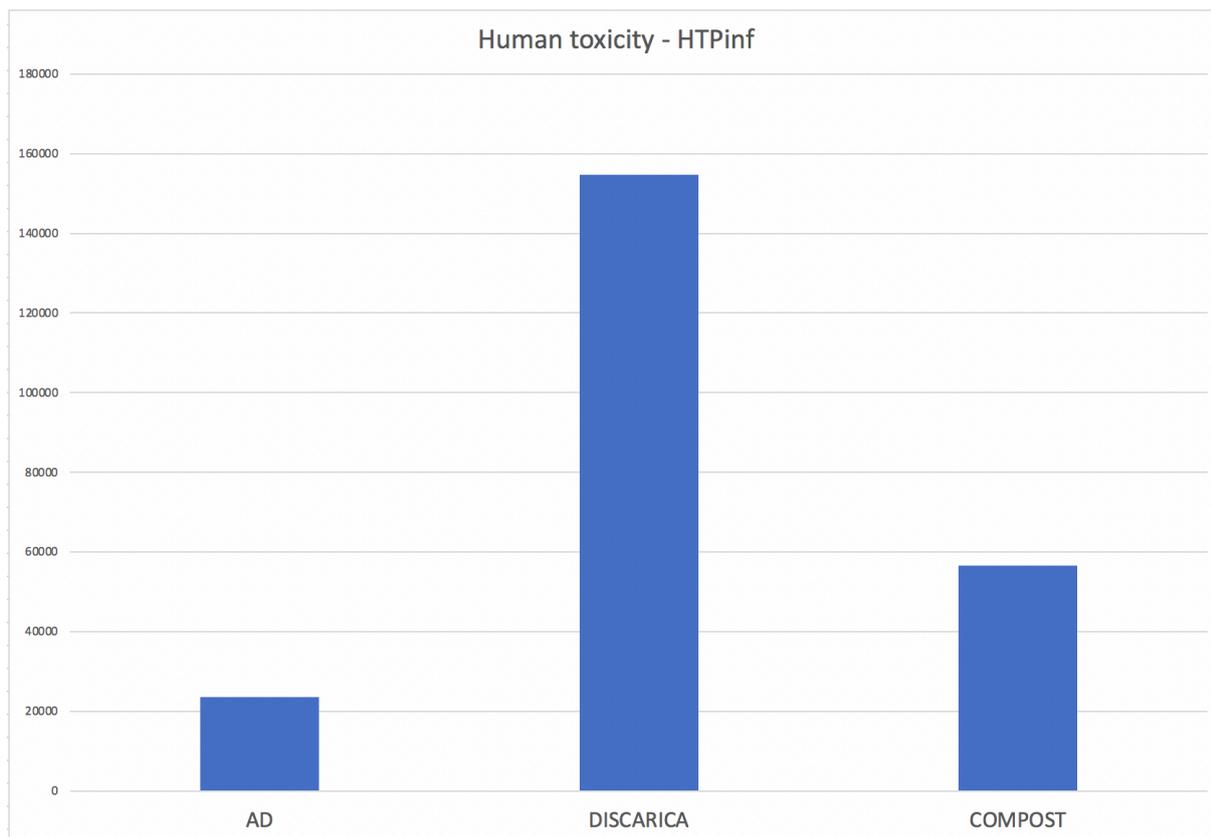


Figura 42 - Human toxicity

Per quanto riguarda invece la categoria relativa alla salute umana, i cui valori sono espressi in kg 1,4 di diclorobenzene emessi, la digestione anaerobica rimane comunque su impatti minoritari rispetto al compostaggio, e la peggiore in termini di emissioni si conferma la discarica, con valori tre volte superiori (Figura 42).

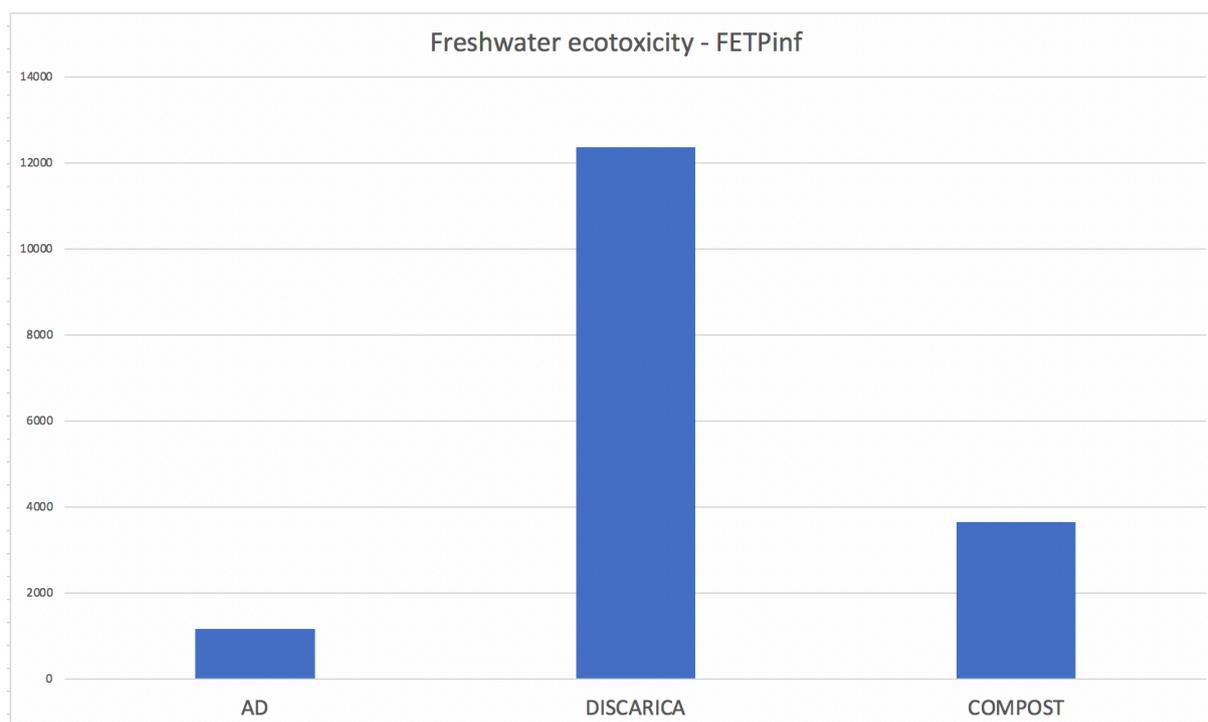


Figura 43 - Freshwater ecotoxicity

In Figura 43 i dati relativi alla categoria legata agli impatti sulla tossicità dell'acqua dolce (freshwater ecotoxicity). In questo caso, la digestione anaerobica risulta essere la soluzione migliore, seguita dal compostaggio, ed infine dalla discarica, con emissioni pari a 4-10 volte le alternative.

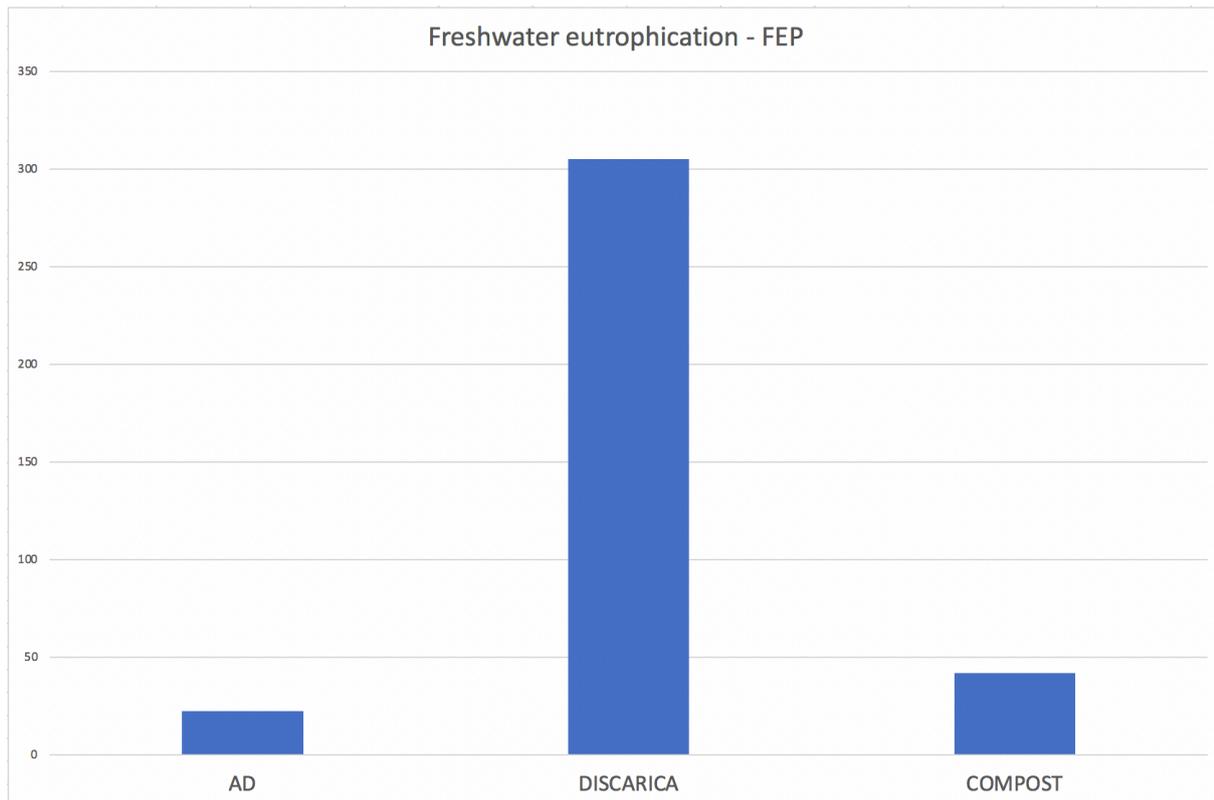


Figura 44 - Freshwater eutrophication

In Figura 44 gli impatti derivanti dai tre processi considerati per quanto riguarda l'eutrofizzazione dell'acqua dolce, espressa in kg-P equivalenti. Anche in questo ultimo caso, la discarica rimane la scelta peggiore, con impatti quasi 10 volte superiori. Altre ricerche confermano la maggiore pericolosità della discarica rispetto alle alternative.¹⁹⁷

Dai risultati si evince come la digestione anaerobica ed il processo di compostaggio siano meno impattanti del conferimento della biomassa in discarica, anche eventualmente combinati insieme. E questo riguarda ovviamente sia il trasporto, che ha degli impatti nelle categorie considerate, che il trattamento o meno della forsu. Nelle categorie evidenziate la discarica è comunque la soluzione peggiore, da evitare ad ogni modo, tentando di ovviare con soluzioni alternative come la digestione anaerobica e/o il compostaggio. Ciò dipende dal fatto che in discarica non avviene alcuna trasformazione della biomassa in ingresso, mentre sia per la digestione anaerobica che per il compostaggio si può usufruire dei prodotti in uscita dal processo (biogas e compost). Dunque significativo risparmio di risorse ed emissioni evitate. Nonostante sia molto difficile comparare i diversi studi LCA di letteratura per differenti scelte sui confini del sistema, assunzioni effettuate, metodologie di life cycle

¹⁹⁷ Xu et al. 2015

assessment scelte, parametri chiave differenti,¹⁹⁸ diverse ricerche confermano le emissioni maggiormente impattanti della discarica rispetto ad altri scenari analizzati.¹⁹⁹²⁰⁰²⁰¹²⁰² È chiaro che bisogna tenere sotto controllo i processi perché eventuali rilasci accidentali di metano o di CO₂ possono impattare sulle emissioni (e dunque sulla categoria climate change). Il compostaggio produce effetti benefici a volte difficilmente quantificabili tramite LCA, come ad esempio l'aumento di produttività dei suoli e la conservazione dell'acqua, o l'uso evitato di fertilizzanti.²⁰³

Se la biomassa viene inviata in principio verso il processo di digestione anaerobica per la produzione di biogas, e poi il digestato è utilizzato per la produzione di compost, si possono congiungere i vantaggi derivanti dalla produzione di biogas e di compost di qualità, abbassando notevolmente la quantità di residui o scarti dei processi individuati. Come si è visto dall'analisi effettuata, sia la digestione anaerobica che il compostaggio risultano essere processi validi e con un impatto ambientale limitato, molto minore se comparato allo smaltimento della FORSU in discarica.

¹⁹⁸ Bernstad e la Cour Jansen 2012

¹⁹⁹ Franchetti 2013

²⁰⁰ Slorach et al. 2019

²⁰¹ Cherubini et al. 2009

²⁰² Yong et al. 2021

²⁰³ Thyberg e Tonjes 2017

7. Analisi economica

7.1 Il contesto di riferimento

Un'analisi economica di un impianto a biogas alimentato con la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU - frazione organica preselezionata da raccolta differenziata da utenze domestiche e grandi utenze), si basa essenzialmente su uno studio che affronti gli attuali costi per la gestione e lo smaltimento della frazione organica rispetto ai costi e ricavi derivanti da installazione, gestione e manutenzione di un impianto di digestione anaerobica presente in un dato territorio, anche di piccola taglia, per la gestione "in loco" della FORSU.

I parametri essenziali dunque risultano essere:

- Costi attuali di gestione e smaltimento della frazione organica, comprensivi dei costi di trasporto;
- Costi di installazione, gestione e manutenzione dell'impianto a biogas;
- Ricavi dalla vendita dell'energia prodotta dall'impianto o dall'immissione del biometano in rete.

Per poter valutare i costi attuali si è preso a riferimento una piccola porzione di territorio regionale, ovvero la bassa provincia cosentina. I comuni coinvolti in questo progetto sono quelli compresi nell'area tirrenica del basso cosentino, tra cui Aiello Calabro, Amantea, Belmonte Calabro, Cleto, Falconara Albanese, Fiumefreddo Bruzio, Lago, Longobardi, Serra d'Aiello, e San Pietro in Amantea. Proprio all'interno del territorio di questo comune è prevista l'installazione dell'impianto in esame. Il totale degli abitanti residenti è di 28.457,²⁰⁴ ma essendo molte di esse delle località turistiche il numero potrebbe aumentare considerando la stagione estiva.

²⁰⁴ ISTAT 2019

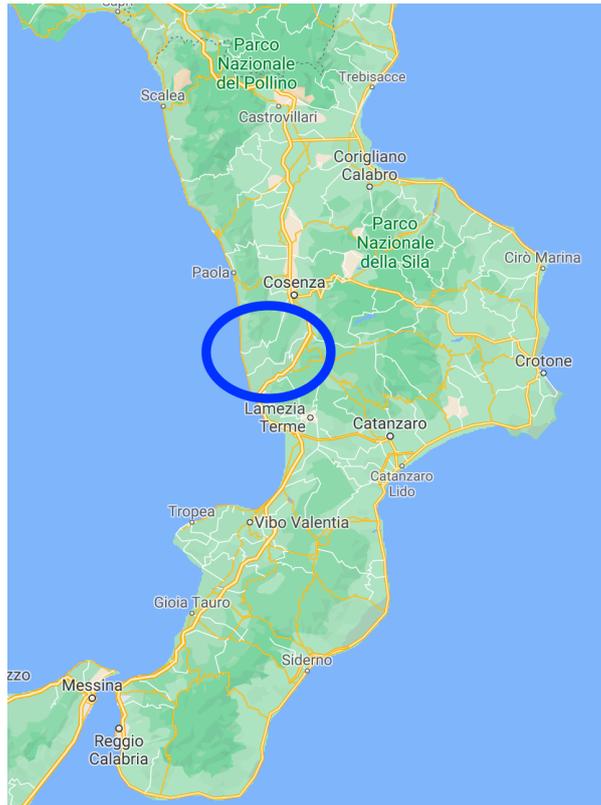


Figura 45 - Contesto geografico di riferimento

Comune	N. Abitanti
Aiello Calabro	1.578
Amantea	13.941
Belmonte Calabro	1.847
Cleto	1.218
Falconara Albanese	1.336
Fiumefreddo Bruzio	2.853
Lago	2.394
Longobardi	2.288
Serra d’Aiello	511
San Pietro in Amantea	491
TOTALE	28.457

Tabella 36 - Comuni coinvolti e relativi abitanti

7.2 I costi

Ad oggi, il costo medio di conferimento in discarica dell'indifferenziato pari a circa 157€/ton e quello del conferimento della frazione umida presso gli impianti pari a 105€/ton.

Per quanto riguarda i costi di trasporto, oscillano da circa 18€/ton a circa 45€/ton, per le diseconomie legate alla dislocazione degli impianti, alle reti di collegamento stradale, alla necessità di non poter stoccare i rifiuti organici per lungo tempo.

Considerando la media di 110 kg/anno di produzione di rifiuti organici da parte dei cittadini, ci troviamo con un totale di rifiuto organico annuo di circa 3.130 tonnellate (vengono considerate 3.200 totali). Considerando il costo dello smaltimento della singola tonnellata, che risulta essere 105€, ci ritroviamo una spesa annua di quasi € 336.000. A questi vanno aggiunte le spese di trasporto della biomassa che, prendendo una media di 30€/tonnellata, porta il totale a circa € 96.000. Il comprensorio dei comuni coinvolti nel progetto, a conti fatti, ad oggi spende circa 430.000€/anno per la gestione della frazione organica dei rifiuti solidi urbani.

	Costo /ton	Tonnellate Tot.	Costo Totale
Trasporto	€ 30,00	3.200	€ 96.000,00
Smaltimento	€ 105,00	3.200	€ 336.000,00
TOTALE			€ 432.000,00

Tabella 37 - Costi attuali gestione FORSU

Per quel che riguarda l'impianto, esso consta di varie parti: i pretrattamenti, la parte del digestore vero e proprio, i post trattamenti di biogas e digestato.

Il costo complessivo della parte dei pretrattamenti, che comprende: aprisacchi, vaglio, nastro trasportatore, separatore, e trituratore, si aggira intorno a €100.000.

Per quel che riguarda l'impianto in senso stretto bisogna considerare: le spese di costruzione; le spese di gestione e manutenzione ordinaria; le spese di manutenzione straordinaria, ed infine le spese di gestione del materiale "scartato" dopo la vagliatura iniziale.

Le spese di costruzione, come da Tabella 38, normalmente vengono calcolate sulla base della potenza installata.²⁰⁵

²⁰⁵ Banzato 2016

Componenti impianto	Fino a 250 kW		Tra 250 e 500 kW		Oltre 500 kW	
	Min.	Max	Min.	MAX	MIN	MAX
	(euro/kW)	(euro/kW)	(euro/kW)	(euro/kW)	(euro/kW)	(euro/kW)
Opere civili	2.300	3.000	2.000	3.000	1.400	2.000
Opere elettromeccaniche	2.000	2.500	1.500	2.000	1.000	1.500
Cogeneratore	1.200	1.500	1.000	1.200	600	1.000
TOTALE	5.500	7.000	4.500	5.500	3.000	4.500

Tabella 38 – Ipotesi costo impianto in base ai kW installati

Per un impianto di piccola taglia (fino a 250 kWh), come quello considerato, si parla di 7.000€/kW, distribuiti tra le opere civili (40%), opere elettromeccaniche (35%) ed il cogeneratore (25%). Il totale, prendendo in considerazione una taglia di 100 kW, dovrebbe aggirarsi intorno agli € 700.000.

A questi devono essere aggiunte le spese di allacciamento alla rete elettrica, pari a circa 300 €/kW ed i costi di progettazione e direzione dei lavori, posti pari a 550 €/kW.²⁰⁶ Il totale ammonta a € 85.000.

I costi di gestione e manutenzione ordinaria, ovvero: manutenzioni, manodopera e gestione amministrativa, gestione del sovrappiù (materiale inerte e plastico non adatto alla digestione anaerobica, generalmente meno del 5% del totale²⁰⁷), assicurazioni, contabilità, ammortamenti, substrati, possono arrivare a 180.000€. Per semplicità di calcolo in questa spesa si è aggiunta anche la parte dei trattamenti di purificazione del biogas per eliminare residui come H₂S e VOC.

Le spese di manutenzione straordinaria per loro natura risultano difficili da quantificare, per questo si è deciso di equipararle ad un valore forfettario del 10% annuo delle spese ordinarie.

²⁰⁶ Reichhalter et al. 2011

²⁰⁷ Piccinini et al. 2008

Per quanto riguarda l'impianto di compostaggio, che nel processo sta subito a valle della digestione anaerobica, e che tratterà il digestato in uscita per produrne compost, ha un costo che si aggira tra i 67€²⁰⁸, i 73,71€²⁰⁹, gli 85€²¹⁰ ed addirittura i 151,58 €²¹¹ a tonnellata. Le spese riguardano la pala meccanica, il vaglio, la macchina trituratrice ed eventuali opere edili necessarie. Considerando una produzione di compost equivalente al 60% del digestato in ingresso (quindi 1.740 tonnellate), e una cifra media di 95€/tonnellata arriviamo ad un costo di € 182.400,00.

Abbiamo così la seguente situazione dei costi, come in Tabella 39:

- Costo pretrattamenti: € 200.000
- Costo impianto: € 700.000
- Costi allaccio: € 85.000
- Costi gestione ordinaria: € 200.000
- Costi gestione straordinaria: € 20.000
- Costi impianto compostaggio: € 182.400
- Costi di trasporto: € 7,90/tonnellata = € 27.000/anno

	Costo unitario	Costo per 20 anni
Pretrattamenti	€ 200.000,00	
Digestore	€ 700.000,00	
Allaccio	€ 85.000,00	
Gestione ordinaria	€ 200.000,00/anno	€ 4.800.000,00
Gestione straordinaria	€ 20.000,00/anno	€ 480.000,00
Compostaggio	€ 182.400,00	
Trasporto	€ 8,44/ton = € 27.000/anno	€ 540.000

Tabella 39 - Costi stimati dell'impianto di digestione anaerobica e compostaggio

²⁰⁸ Ato Toscana 2018

²⁰⁹ Ato Ragusa 2016

²¹⁰ Valentini 2017

²¹¹ Brunori 2017

7.3 I ricavi

Per quel che riguarda i ricavi, oltre a quelli derivanti dal conferimento della FORSU si aggiungono quelli da conferimento di sfalci e potature, la vendita di energia elettrica (al netto di quella necessaria all'alimentazione dell'impianto stesso) e del compost prodotto.

L'impianto da 100 kw di potenza installata, lavorando 7500 ore in un anno, produce 750.000 kWh/anno. Per autoalimentare l'impianto serve il 5-10% del biogas prodotto.²¹²

Per quanto riguarda l'immissione in rete, l'ARERA (Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente) ha previsto, tramite la delibera 19 dicembre 2013 618/2013/R/efr²¹³ con la vendita ad un prezzo minimo garantito per le fonti rinnovabili. In tabella i valori corrispondenti per l'anno 2021.

²¹² Naegele et al. 2012

²¹³ Arera 2013

Prezzi minimi garantiti per l'anno 2021		
Fonte	Quantità di energia elettrica ritirata su base annua	Prezzo minimo garantito [€/MWh]
<i>Biogas e biomasse, esclusi i biocombustibili liquidi a eccezione degli oli vegetali puri tracciabili ex regolamento europeo CE n. 73/09</i>	fino a 2.000.000 kWh	94,5
<i>Gas da discarica, gas residuati dai processi di depurazione e biocombustibili liquidi a eccezione degli oli vegetali puri tracciabili ex regolamento europeo CE n. 73/09</i>	fino a 1.500.000 kWh	50,1
<i>Eolica</i>	fino a 1.500.000 kWh	50,1
<i>Solare fotovoltaica</i>	fino a 1.500.000 kWh	39,9
<i>Geotermica</i>	fino a 1.500.000 kWh	52,4
<i>Idrica</i>	fino a 250.000 kWh	156,4
	oltre 250.000 kWh e fino a 500.000 kWh	107,4
	oltre 500.000 kWh e fino a 1.000.000 kWh	67,7
	oltre 1.000.000 kWh e fino a 1.500.000 kWh	58,6
<i>Fonti rinnovabili diverse dalle fonti sopra elencate</i>	fino a 1.500.000 kWh	39,9

Tabella 40 – Prezzi minimi garantiti per l'anno 2021 (fonte: ARERA)

Come si può vedere dalla Tabella 35, il prezzo minimo di vendita per l'energia elettrica prodotta da biogas è di € 94,5/MWh, ovvero € 0,0945kWh.

I prezzi non sono in realtà fissi, perché dipendono anche dal cosiddetto PZO, ovvero il prezzo zonale orario riferito al giorno precedente). Per evitare confusione, terremo come base il prezzo minimo garantito.

Per quanto riguarda il compost, il prezzo medio del compost venduto sfuso in grandi quantità, che è la forma più diffusa di vendita, è di circa 10 €/ton, e il prezzo fluttua tra i 5 e i 15 €/ton. Queste variazioni di prezzo sono probabilmente dovute ai costi di trasporto del materiale, spesso sostenuti dagli impianti di produzione stessi. Invece il prezzo del compost venduto in confezioni, anche in miscela con torba o altre componenti, è sostanzialmente più elevato rispetto a quello del compost sfuso, e raggiunge anche i 120 €/ton.²¹⁴

Anche in questo caso, useremo come valore il prezzo di vendita al dettaglio di 20€/tonnellata.

Nelle figure seguenti, si propongono tre scenari:

- Il primo considera l'utilizzo del 100% dell'energia elettrica prodotta all'interno dell'impianto, non prevedendo introiti dalla potenziale vendita di energia elettrica o di compost. In tabella 36 vengono esposti i prezzi corrispondenti al periodo di 20 anni considerato. Nella prima colonna (costi) vengono inserite le cifre da sostenere per l'investimento iniziale e le spese annuali (considerando anche un 2% annuo di incremento). Le spese attualmente sostenute dai Comuni diventano dei ricavi nella seconda colonna, mentre nella terza si ipotizza un risparmio per le municipalità coinvolte del 10% sulla tariffa a partire dal primo istante di utilizzo dell'impianto.
- Il secondo considera un autoconsumo del 10% di energia prodotta per l'impianto di digestione anaerobica, un 70% per il resto dell'infrastruttura (pretrattamenti e compostaggio), un restante 20% immesso in rete. Significa un introito annuale di € 14.175,00 dalla vendita di energia elettrica. Le tre colonne della tabella prevedono dunque i costi per l'impianto, i ricavi (spese attuali + vendita energia), e nella terza la somma dei proventi della vendita di energia e i ricavi (considerando un abbassamento della tariffa del 10% per i comuni).
- Il terzo, prevede la vendita di energia elettrica pari ad un 50% di quella prodotta (€ 35437,50/anno), la possibilità di vendere il compost (€ 17.400,00/anno), e di abbassare l'attuale tariffa per i comuni del 20%.

Scenario 1:

Anno	Costi	Ricavi	Ricavi con spese -10%
1	1.414.400,00 €	432.000,00 €	388.800,00 €
2	1.689.688,00 €	864.000,00 €	777.600,00 €
3	1.970.481,76 €	1.296.000,00 €	1.166.400,00 €
4	2.256.891,40 €	1.728.000,00 €	1.555.200,00 €
5	2.549.029,22 €	2.160.000,00 €	1.944.000,00 €
6	2.847.009,81 €	2.592.000,00 €	2.332.800,00 €
7	3.150.950,00 €	3.024.000,00 €	2.721.600,00 €
8	3.460.969,00 €	3.456.000,00 €	3.110.400,00 €
9	3.777.188,38 €	3.888.000,00 €	3.499.200,00 €
10	4.099.732,15 €	4.320.000,00 €	3.888.000,00 €
11	4.428.726,79 €	4.752.000,00 €	4.276.800,00 €
12	4.764.301,33 €	5.184.000,00 €	4.665.600,00 €
13	5.106.587,36 €	5.616.000,00 €	5.054.400,00 €
14	5.455.719,10 €	6.048.000,00 €	5.443.200,00 €
15	5.811.833,49 €	6.480.000,00 €	5.832.000,00 €
16	6.175.070,16 €	6.912.000,00 €	6.220.800,00 €
17	6.545.571,56 €	7.344.000,00 €	6.609.600,00 €
18	6.923.482,99 €	7.776.000,00 €	6.998.400,00 €
19	7.308.952,65 €	8.208.000,00 €	7.387.200,00 €
20	7.702.131,70 €	8.640.000,00 €	7.776.000,00 €

Tabella 41 - Costi e ricavi per lo scenario 1

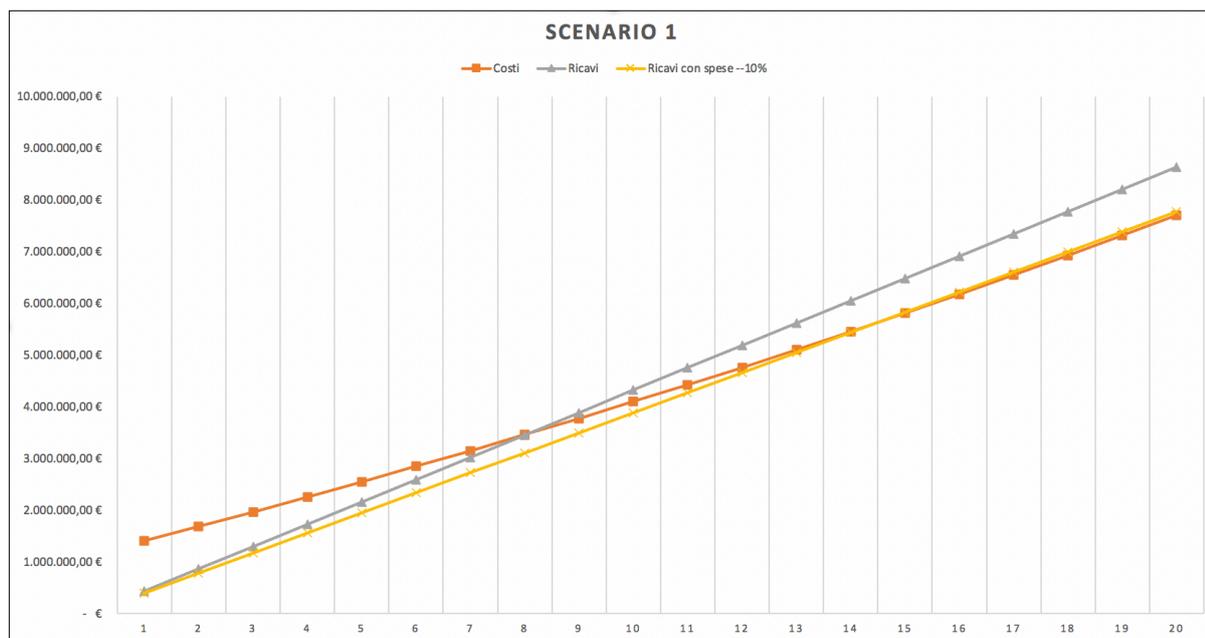


Figura 46 - Costi-ricavi per lo scenario 1

Come si può vedere da tabella e grafico sovrastanti, anche senza alcun ricavo derivante dalla vendita dell'energia elettrica prodotta o dal compost, un investimento di questo tenore può stare in piedi sul lungo periodo, un tempo di 20 anni (concessione "standard" per questo tipo di impianti). Il break-even point (punto di pareggio) si raggiungerà al nono anno considerando i costi attuali affrontati dai comuni, e dopo 15 anni se invece tagliamo le spese del 10% sin dal momento iniziale dell'installazione dell'impianto. Questo scenario dà l'idea della bancabilità di questo progetto.

Scenario 2

Anno	Costi	Ricavi	Ricavi con spese -10%
1	1.414.400,00 €	446.175,00 €	402.975,00 €
2	1.689.688,00 €	878.175,00 €	791.775,00 €
3	1.970.481,76 €	1.310.175,00 €	1.180.575,00 €
4	2.256.891,40 €	1.742.175,00 €	1.569.375,00 €
5	2.549.029,22 €	2.174.175,00 €	1.958.175,00 €
6	2.847.009,81 €	2.606.175,00 €	2.346.975,00 €
7	3.150.950,00 €	3.038.175,00 €	2.735.775,00 €
8	3.460.969,00 €	3.470.175,00 €	3.124.575,00 €
9	3.777.188,38 €	3.902.175,00 €	3.513.375,00 €
10	4.099.732,15 €	4.334.175,00 €	3.902.175,00 €
11	4.428.726,79 €	4.766.175,00 €	4.290.975,00 €
12	4.764.301,33 €	5.198.175,00 €	4.679.775,00 €
13	5.106.587,36 €	5.630.175,00 €	5.068.575,00 €
14	5.455.719,10 €	6.062.175,00 €	5.457.375,00 €
15	5.811.833,49 €	6.494.175,00 €	5.846.175,00 €
16	6.175.070,16 €	6.926.175,00 €	6.234.975,00 €
17	6.545.571,56 €	7.358.175,00 €	6.623.775,00 €
18	6.923.482,99 €	7.790.175,00 €	7.012.575,00 €
19	7.308.952,65 €	8.222.175,00 €	7.401.375,00 €
20	7.702.131,70 €	8.654.175,00 €	7.790.175,00 €

Tabella 42 - Costi-ricavi per lo scenario 2



Figura 47 - Costi-ricavi per lo scenario 2

Lo scenario 2 evidenzia come sia possibile già da subito diminuire, seppur leggermente, la tariffa sui rifiuti che i comuni versano annualmente, ed avere comunque un progetto che finanziariamente si regga in piedi. Il punto di pareggio in questo caso si otterrebbe dopo 10 anni. Considerando invece di lasciare immutati i costi per le municipalità, servono solo 8 anni per arrivare a recuperare l'investimento iniziale. Periodi di tempo simili vengono registrati, per il ritorno dell'investimento di impianti di digestione anaerobica (sebbene con condizioni a contorno differenti), da ulteriori ricerche di letteratura.²¹⁵

²¹⁵ Tan et al. 2021

Scenario 3

Anno	Costi	Ricavi	Ricavi con spese -10%
1	1.414.400,00 €	484.837,50 €	420.037,50 €
2	1.667.688,00 €	916.837,50 €	787.237,50 €
3	1.926.041,76 €	1.348.837,50 €	1.154.437,50 €
4	2.189.562,60 €	1.780.837,50 €	1.521.637,50 €
5	2.458.353,85 €	2.212.837,50 €	1.888.837,50 €
6	2.732.520,92 €	2.644.837,50 €	2.256.037,50 €
7	3.012.171,34 €	3.076.837,50 €	2.623.237,50 €
8	3.297.414,77 €	3.508.837,50 €	2.990.437,50 €
9	3.588.363,06 €	3.940.837,50 €	3.357.637,50 €
10	3.885.130,33 €	4.372.837,50 €	3.724.837,50 €
11	4.187.832,93 €	4.804.837,50 €	4.092.037,50 €
12	4.496.589,59 €	5.236.837,50 €	4.459.237,50 €
13	4.811.521,38 €	5.668.837,50 €	4.826.437,50 €
14	5.132.751,81 €	6.100.837,50 €	5.193.637,50 €
15	5.460.406,85 €	6.532.837,50 €	5.560.837,50 €
16	5.794.614,98 €	6.964.837,50 €	5.928.037,50 €
17	6.135.507,28 €	7.396.837,50 €	6.295.237,50 €
18	6.483.217,43 €	7.828.837,50 €	6.662.437,50 €
19	6.837.881,78 €	8.260.837,50 €	7.029.637,50 €
20	7.199.639,41 €	8.692.837,50 €	7.396.837,50 €

Tabella 43 - Costi- ricavi relativi allo scenario 3

Lo scenario 3 ipotizza una situazione leggermente differente dalle precedenti: i costi, infatti, vengono ridotti ad una quota annuale di € 225.000,00. Con queste premesse, se i Comuni coinvolti nel progetto continuassero a pagare una tariffa come quella attuale, in soli 7 anni l'investimento sarebbe già rientrato. Diversamente, ragionando su una tariffa del 15% più bassa, ci vorrebbero 13 anni affinché l'impianto possa iniziare ad essere remunerativo.

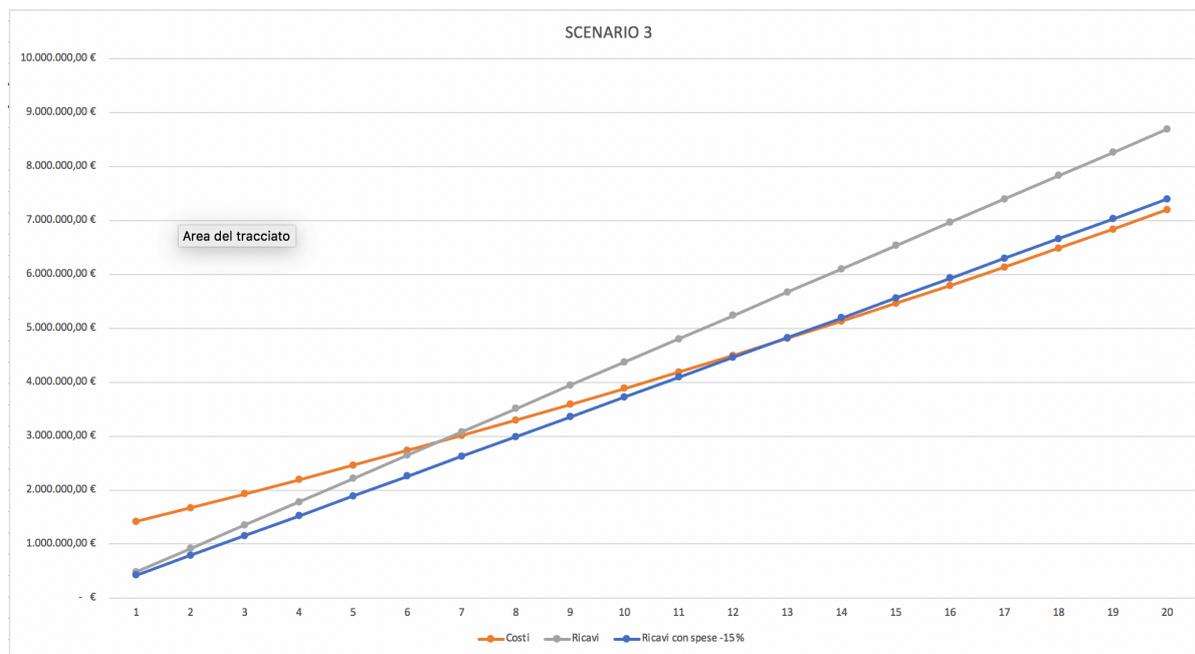


Tabella 44 - Grafico costi-ricavi relativi allo scenario 3

Qualunque sia lo scenario ipotizzato, e sebbene le cifre sopra menzionate possano considerarsi pur sempre delle stime, risulta chiaro che un progetto di questo tipo non solo è sostenibile economicamente, ma anche facilmente replicabile per piccole comunità o comprensori di paesi-piccole cittadine che potrebbero organizzarsi in consorzi e iniziare a gestire *“in loco”* almeno una parte dei rifiuti prodotti.

Qualora l’impianto venisse posizionato in posizione baricentrica rispetto al territorio da servire, si potrebbe anche ottimizzare il trasporto diminuendo l’impatto sia dal punto di vista ambientale che economico. Certo, l’investimento iniziale potrebbe essere un ostacolo, a volte anche importante, ed è per questo che una partnership pubblico-privato o la concessione della gestione del trattamento della FORSU ad imprenditori virtuosi potrebbero essere delle soluzioni percorribili. Di contro, vari studi di letteratura confermano che la discarica, rispetto ai sistemi *“waste to energy”* (energia dai rifiuti), sia molto più dispendiosa come sistema di gestione dei rifiuti.²¹⁶²¹⁷²¹⁸

Riducendo in maniera così rilevante la scala dell’impianto (la stragrande maggioranza degli impianti biogas in Italia sono vicini al MW di potenza installata, e quello preso in considerazione è di 100 kW, quindi molto più piccolo) viene da sé che le cifre in gioco siano molto diverse, e dunque anche i potenziali guadagni. Ma in questo contesto non si deve

²¹⁶ Franchetti 2013

²¹⁷ Rathore e Sarmah 2020

²¹⁸ Yong et al. 2021

andare alla ricerca del profitto *tout-court*, bensì al benessere di una comunità composta da cittadini e da istituzioni locali, alla possibilità di reinvestire le quote risparmiate sul territorio, riconoscendo comunque ad eventuali privati che si siano fatti carico di investire in un tal progetto la loro quota di profitto.

Conclusioni

Il presente elaborato ha affrontato dal punto di vista tecnico e scientifico due problematiche che riguardano il nostro territorio: la produzione di energia da fonti rinnovabili, e la gestione dei rifiuti, o almeno una parte di essi, ovvero la frazione organica.

Come evidenziato nel capitolo introduttivo e nello stato dell'arte, l'Europa ci spinge da tempo ad attuare politiche virtuose per l'abbandono delle fonti fossili a vantaggio di quelle rinnovabili per la produzione di energia "pulita". Sempre dall'Europa nell'ultimo ventennio è arrivata una forte spinta ad abbandonare il paradigma dell'economia lineare produco-consumo-butto via, nella direzione di un'economia circolare attraverso la quale si dà vita a risorse considerate fino a poco tempo fa rifiuti. I concetti di materia prima seconda, di "nuova vita" dei materiali sono stati quindi il faro per le analisi condotte nell'ambito di questo dottorato. Tuttavia va anche detto che il periodo cruciale per far emergere i risultati degli studi condotti e per testare sul campo i risultati "teorici" ottenuti tramite l'utilizzo di software è stato contraddistinto da una pandemia mondiale che ha inevitabilmente influito su parti di questo lavoro, tronandone la possibilità di emergere in tutta la sua interezza.

Nella parte dedicata alle tecnologie di produzione del biogas da FORSU tramite il processo di digestione anaerobica, dopo un primo studio dello stato dell'arte basato sui dati di letteratura si è passati alle analisi di laboratorio, che hanno confermato la bontà del progetto in termini di piccola scala relativamente a rendimenti e produzione. I test effettuati ci hanno permesso di verificare la percentuale di metano (%70,02) e di anidride carbonica (%26,75), componenti principali del biogas, oltre a permetterci di caratterizzare il substrato studiato (la Forsu) in termini di sostanza secca ed umidità e l'inoculo (deiezioni bovine) per giungere alla sostanza organica contenuta nella biomassa, ovvero ai solidi volatili (in percentuale media nei campioni considerati al 17,05%), ed infine al miglior rapporto inoculo/substrato che si è dimostrato essere 3, ovvero per ogni grammo di solidi volatili provenienti dal substrato ne sono stati aggiunti tre provenienti dall'inoculo.

La simulazione tramite il software Aspen Plus del processo ha permesso di raggiungere risultati interessanti in merito al dimensionamento dell'impianto a scala reale ed alle caratteristiche fondamentali, partendo dalla producibilità del biogas ($1.028,61 \text{ Nm}^3 / \text{giorno}$), e da lì tramite una serie di calcoli giungere alla producibilità di un kg di Forsu, unità fondamentale per arrivare a dimensionare l'impianto. Gli altri parametri in gioco sono il potere calorifico inferiore del biogas ($16-28 \text{ MJ/m}^3$), le tonnellate totali di Forsu che per il

comprensorio prescelto arrivano ad essere 3.200 all'anno, ed il rendimento del cogeneratore (0.35%), che andrà a generare energia elettrica e calore. Dividendo le quantità per il numero di ore di funzionamento annuo dell'impianto (7500 mediamente per impianti di questo tipo), arriviamo alla potenza nominale elettrica necessaria: 95,65kW di potenza, e dunque 100kW. Purtroppo non si è potuto validare tali dati con le sperimentazioni reali, in quanto il prototipo non è stato avviato a causa delle restrizioni dovute alla pandemia da Covid 19 ed alla chiusura dell'Area della Ricerca Roma1 del CNR. Nel caso specifico, la biomassa era formata dagli scarti organici della mensa dell'Area che, seguendo la stagionalità dei prodotti, avrebbe dovuto riprodurre il cibo che quotidianamente arriva sulle tavole dei cittadini (ed i cui residui finiscono nell'umido).

Ciononostante i risultati della ricerca, composti per la parte tecnica dai dati sperimentali delle analisi di laboratorio e dall'utilizzo del software di simulazione di processo Aspen plus, forniscono un quadro dettagliato del potenziale di produzione dell'impianto considerato nell'elaborato di tesi, corroborato sia da dati di letteratura che da esperienze di pratica industriale, convergenti verso potenze elettriche e produzioni di energia corrispondenti a quelle del dimensionamento utilizzato per l'impianto. Ulteriori analisi di laboratorio in batch, sebbene utili alla ricerca ed alla conferma di quanto proposto come dati di sperimentazione, non avrebbero apportato, in realtà, significativi cambiamenti o modifiche dei parametri considerati in termini di produzione di biogas. La struttura dell'elaborato ed i risultati ottenuti, infatti, sono costituiti da dati solidi e consolidati dai confronti con la letteratura scientifica prodotta sull'argomento, come descritto nel capitolo 3 "Analisi sperimentale" e nel capitolo 5 "Simulazione di processo".

Nel capitolo dell'analisi ambientale, oltre al paragrafo sugli impatti, frutto di un articolo scientifico di review prodotta dal sottoscritto e da altri colleghi del CNR, un'analisi del ciclo di vita (LCA) dei rifiuti ha permesso il confronto tra una tipologia di impianto come quello considerato (digestione anaerobica), il conferimento in discarica, ed un impianto di compostaggio. L'analisi ha rivelato che la discarica, almeno nelle categorie principali di impatto considerate, relative al cambiamento climatico, alla pericolosità per l'essere umano ed al potenziale inquinamento dell'acqua dolce, è la scelta peggiore tra quelle previste. Per quanto riguarda la categoria climate change siamo su un ordine di grandezza superiore come impatti in kg di CO₂ eq. Per la tossicità nei confronti dell'essere umano la discarica impatta molto di più delle alternative, nell'ordine di 3-6 volte, a seconda del processo alternativo considerato. Per quanto riguarda invece le categorie di impatto legate all'acqua dolce, al suo

potenziale inquinamento ed eutrofizzazione, sono importanti perché potenzialmente legate alle possibili infiltrazioni di percolato nelle falde. Anche qui i possibili impatti della discarica sono estremamente più alti di quelli di digestione anaerobica e compostaggio, 6-10 volte di più.

In conclusione il capitolo sulle valutazioni economiche. La considerazione fondamentale da tenere presente per la tipologia specifica di biomassa è che, contrariamente a quanto succede ad esempio per gli impianti alimentati da reflui zootecnici, in cui la biomassa è a disposizione senza costi ulteriori, in questo caso lo smaltimento della biomassa ha un costo ben preciso. E' il costo che il comune o il consorzio di comuni paga alla ditta che si occupa della raccolta e smaltimento della FORSU, e che a cascata il singolo cittadino paga tramite la tassa sui rifiuti. L'analisi economica, dunque, per tipologie di impianti come quello trattato in questa tesi, dovrebbe focalizzarsi sull'impianto come "sostitutivo" del processo attualmente in atto. E' lì che si gioca la partita vera sulla sostenibilità economica dell'impianto stesso, piuttosto che sulla vendita del compost o rendita del biogas, che ovviamente vanno tenute in conto perché rientrano nell'analisi costi/ricavi, ma in percentuale minore rispetto ad impianti alimentati da altre tipologie di biomassa, in cui il costo di reperimento/smaltimento è minore o addirittura quasi nullo. Specialmente adesso che non sono previsti incentivi come quelli visti in passato (es. tariffa omnicomprensiva) che tanto impulso hanno dato alla nascita di questi impianti. Degli scenari considerati, si va dai 7 anni ai 15 anni per rientrare dell'investimento iniziale, che prevede i costi dell'impianto, dei pretrattamenti, i costi di gestione ordinaria e straordinaria, i costi per l'impianto di compostaggio. Un investimento iniziale di oltre 1 milione di euro, ma considerate le cifre che ad oggi pagano i comuni del comprensorio prescelto (il basso cosentino), ovvero circa 105€/tonnellata più 30€/tonnellata per il trasporto, è sicuramente un progetto che si può sostenere economicamente se si ragiona su concessioni ventennali a chi lo gestirà.

Il lavoro presentato si basa su un approccio olistico verso la tematica trattata, guardando a 360 gradi la situazione della gestione dei rifiuti organici, arrivando quindi a suggerire ipotesi di lavoro concrete per i decisori politici in merito alla possibilità, fattibilità e sostenibilità di un progetto del genere, facilmente replicabile e particolarmente adatto ad un territorio come quello calabrese, formato da tantissimi piccoli comuni e poche "grandi" città. Impianti di questo tipo in Calabria sono non soltanto auspicabili, ma decisamente preferibili a gestioni centralizzate o addirittura a non gestioni della frazione organica dei rifiuti. Nella tesi vengono evidenziati i vantaggi di impianti di questo tipo: ambientali, economici e sociali. Si pensi ai

possibili investimenti derivanti dal risparmio sulla tariffa sui rifiuti che i comuni si ritrovano a pagare oggi, denari che potrebbero essere re-investiti sul territorio: un parco giochi per i bambini, un campo da calcetto per i ragazzi, un campo da bocce per gli anziani.

Fondamentale è il concetto di replicabilità, applicabile non solo in contesti affini a quello calabrese, ma considerando l'emergenza rifiuti a livello nazionale, guardando anche oltre.

Bisogna tenere in considerazione la possibilità di riunire comunità piccole e ragionare dell'installazione di un impianto di questo tipo in posizione baricentrica rispetto al territorio da coinvolgere. In questo modo si possono ridurre al minimo le emissioni dovute al trasporto dei rifiuti. E' evidente che qualunque impianto, prima della sua realizzazione, necessita di un'approfondita analisi del contesto, a partire dallo stato dell'arte sulla gestione e smaltimento dei rifiuti attuale, considerare la tariffa sui rifiuti che i comuni da coinvolgere si trovano a pagare attualmente, al numero di abitanti del futuro consorzio, ai possibili impatti che un impianto del genere può avere sul territorio considerato. Con una base analitica solida e le condizioni a contorno propizie (es. volontà politica, accettazione da parte della popolazione e possibilità di investimento), replicare la realizzazione di un impianto di questo tipo è assolutamente fattibile ed anzi è un obiettivo da perseguire, perché è solo con l'affiancamento di un parco impiantistico di piccola taglia agli impianti di medie e grandi dimensioni esistenti o che si svilupperanno in futuro, che si può veramente affrontare il problema dei rifiuti (o di frazioni di esso) e gestirlo "in loco". La sfida dei rifiuti deve necessariamente passare anche da impianti come quello descritto nel presente elaborato di tesi.

Nel 2019 in Italia sono operativi 656 impianti di gestione dei rifiuti urbani. Di questi, 345 sono dedicati al trattamento della frazione organica della raccolta differenziata (281 impianti di compostaggio, 41 impianti per il trattamento integrato aerobico/anaerobico e 23 impianti di digestione anaerobica). Su un totale di 7,3 milioni di tonnellate di frazione organica prodotto, il trattamento della raccolta differenziata (umido + verde) si attesta a quasi 6,4 milioni di tonnellate.²¹⁹ Ciò significa che c'è ancora un ampio margine per la realizzazione di impianti di trattamento della frazione organica.

Il contesto nazionale è altresì favorevole: nell'ambito del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR) a fine Settembre 2021 il Ministero della Transizione Ecologica ha

²¹⁹ ISPRA 2020

pubblicato i bandi per il finanziamento di nuovi impianti ed il miglioramento di quelli esistenti, oltre al miglioramento della rete di raccolta differenziata.²²⁰

Il PNRR prevede un investimento di 1,5 miliardi di euro per la misura M2C1.1.I.1.1 “Realizzazione nuovi impianti di gestione rifiuti e ammodernamento di impianti esistenti” contemplata nell’ambito della Componente 1 “Economia circolare e agricoltura sostenibile” della Missione 2 “Rivoluzione Verde e Transizione Ecologica” per colmare i divari di gestione dei rifiuti relativi alla capacità impiantistica e agli standard qualitativi esistenti tra le diverse Regioni ed aree del territorio nazionale.

L’Italia ha infatti recepito, con decreto legislativo 3 settembre 2020, n. 116, le direttive Europee sull’Economia Circolare (2018/851 e 2018/852) e, con esse, gli obiettivi riguardanti il riciclo dei rifiuti urbani: entro il 2025, i rifiuti riciclati dovranno ammontare ad almeno il 55% del totale dei rifiuti prodotti, entro il 2030 tale percentuale dovrà innalzarsi al 60% ed entro il 2035 al 65%. Inoltre, i suddetti obiettivi impongono una restrizione allo smaltimento in discarica, per cui entro il 2035 si potrà ricorrere allo smaltimento in discarica per non più del 10% dei rifiuti totali prodotti.

Inoltre il PNRR prevede come milestone della Misura M2C1.1.I.1.1, l’entrata in vigore entro il 31 dicembre 2021 dell’obbligo di raccolta differenziata dei rifiuti organici, conformemente al Piano d’Azione per l’Economia Circolare varato dall’UE.

Per la Linea d’Intervento B – “Ammodernamento (anche con ampliamento di impianti esistenti) e realizzazione di nuovi impianti di trattamento/riciclo dei rifiuti urbani provenienti dalla raccolta differenziata”²²¹, come previsto dall’allegato 1 al decreto ministeriale 28 settembre 2021, n. 396²²², la dotazione finanziaria è pari a euro 450.000.000,00 (quattrocentocinquanta milioni/00). Tale importo è suddiviso in due distinti plafond: il 60% delle risorse complessive, pari a euro 270.000.000,00 (duecentosettanta milioni/00), è destinato alle Regioni del centro e del sud Italia (Toscana, Marche, Umbria, Lazio, Molise, Abruzzo, Campania, Puglia, Basilicata, Calabria, Sicilia, Sardegna); il residuo 40%, pari a euro 180.000.000,00 (centottanta milioni/00), è destinato alle restanti Regioni e alle Province Autonome di Trento e Bolzano.

Il finanziamento è concesso nella forma del contributo a fondo perduto per la realizzazione di interventi volti al miglioramento e alla meccanizzazione, anche digitale, della rete di raccolta differenziata dei rifiuti urbani, fino al 100% (cento per cento) dei costi ammissibili.

²²⁰ MiTe 2021

²²¹ MiTe 2021a

²²² MiTe 2021b

Il finanziamento massimo erogabile per ciascuna proposta è pari ad euro 40.000.000,00 (quaranta milioni/00), la scadenza per la presentazione delle proposte è prevista per la fine di Gennaio 2022.

E' il momento di cambiare paradigma. E' il momento di guardare al futuro. E' il momento di farlo ora.

Bibliografia e sitografia

Ahring et al. 1992 - Ahring, B., Angelidaki, I. and Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Wat. Sci. Tech.*, 25(7), 311–318.

Adani et al. 1997 - Adani, F, Genevini, P.L., Gasperi, F., Zorzi, G., Organic matter evolution Index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Sci. Util.*, 5 (2): pp. 53-62, 1997

Alutu e Maduegbunam 2017 - Alutu, N.C., Maduegbunam, H.U., Effectiveness of palm kernel shells as packings for biogas chemical scrubbing at ambient conditions. *Sch. J. Eng. Tech.* 5 (10), 592-598, 2017

Amon et al. 2007 - Amon T, Amon B, Kryvoruchko V, Machmüller A, Hopfner-Sixt K, Boriroza V, Hrbek R, Friedel J, Pötsch E, Wagentristel H, Schreiner M, Zollitsch W (2007) Methane production through anaerobic digestion of various energy crop grown in sustainable crop rotations. *Bioresour Technol* 98:3204–3212

Andriani et al. 2014 - D. Andriani, A. Wresta, T.D. Atmaja, A. Saepudin, A review on optimization production and upgrading biogas through CO₂ removal using various techniques, *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 172 (4), pp. 1909-1928, 2014

Angelidaki et al. 1993, I. Angelidaki, L. Ellegaard, B.K. Ahring, A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition, *Biotechnol. Bioeng.*, 42 (2) (1993), pp. 159-166

Angelidaki et al. 2000 - I. Angelidaki, L. Ellegaard, B.K. Ahring, A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas, *Biotechnol. Bioeng.*, 63 (3) (2000), pp. 363-372

Appels et al. 2011 – Appels L., Lauwers J., Degreve J., Lieve H., Lievens B., Willems K., Van Impe J., Dewil R., Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and

research challenges, Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 15, Issue 9, 2011, Pp. 4295-4301

ARERA 2013 – Autorità di Regolazione per energia reti e ambiente, Deliberazione 19 Dicembre 2013 618/2013/R/EFR Definizione del valore dei prezzi minimi garantiti per gli impianti alimentati da fonti rinnovabili di potenza fino a 1 MW per i quali è consentito l'accesso al ritiro,

<https://www.arera.it/allegati/docs/13/618-13.pdf>

Arimi et al. 2015 - M.M. Arimi, J. Knode, A. Kiprof, S.S. Namango, Y. Zhang, S.U. Geißena, Strategies for improvement of biohydrogen production from organic-rich wastewater: a review, Biomass Bioenergy, 75 (2015), pp. 101-118

Asdrubali 2013 - L'analisi del ciclo di vita (LCA), Corso di Impatto ambientale Modulo di Pianificazione Energetica, <https://doczz.it/doc/601293/diapositiva-1>

Assolombarda 2020 – Assolombarda, La filiera del biometano: strumenti, meccanismi di funzionamento e opportunità, <https://cdn.qualenergia.it/wp-content/uploads/2020/02/La-filiera-del-biometano.pdf>

Ato Ragusa 2016 – Ato 7 Ragusa, Impianto di compostaggio a servizio della raccolta e della valorizzazione della frazione umida sito in C.da Cava dei Modicani - Ragusa, Piano tariffario di gestione dell'impianto, Tariffa di gestione ordinaria, 2016

Ato Toscana 2018 – Ato Toscana Centro, Impianto compostaggio casepasserini, Supplemento al Bollettino Ufficiale della Regione Toscana n. 42 del 17/10/2007, http://www.atotoscanacentro.it/upload/ato_toscana_centro/gestionedocumentale/01_221_1_impianto_compostaggio_casepasserini_sesto_784_2018.pdf

Augelletti et al. 2017 – Augelletti R., Conti R., Annesini M.C., Pressure swing adsorption for biogas upgrading. A new process configuration for the separation of biomethane and carbon dioxide, J. Clean. Prod., 140, pp. 1390-1398, 2017

Awe et al. 2017 - Awe O.W., Zhao Y., Nzihou A., Minh D.P., Lyczko N., A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies, Waste and Biomass Valorization, vol. 8, pp. 267-283, 2017

Azevedo et al. 2015 – L.B. Azevedo, F. Verones, A.D. Henderson, R.V. Zelm, O. Jolliet, L. Scherer, M.A.J. Huijbregts, Freshwater Eutrophication, pp. 1-14, FP7 LC-IMPACT report, 2015

Baena-Moreno et al. 2020 - Baena-Moreno F.M., le Saché E., Pastor-Pérez L., Reina T.R., Membrane-based technologies for biogas upgrading: a review Environ. Chem. Lett., 18, pp. 1649-1658, 2020

Banzato 2016 – Banzato D., Analisi economica degli impianti di digestione anaerobica, Seminario «Dal biogas al biometano: un nuovo capitolo per le energie rinnovabili», Centro interdipartimentale Giorgio Levi Cases-Dipartimento di Ingegneria Civile Edile ed Ambientale-Università degli studi di Padova, 2016, <http://levicases.unipd.it/wp-content/uploads/2016/11/Banzato-modalit%C3%A0-compatibilit%C3%A0.pdf>

Batstone e Jensen 2011 - Batstone, D. J., & Jensen, P. D. (2011). Anaerobic processes, Treatise on water science, 4.17, Earth Systems and Environmental Sciences, pp. 615-639

Batstone et al. 2002 - Bastone D.J, K. J., Angelidaki I, Kalyuzhnyi SV, Pavlostathis SG, et al (2002). "The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). Water Sci Technol." Water Sci Technol. 45: 65-73.

Battini et al. 2014 - Battini, F., Agostini, A., Boulamanti, A.K., Giuntoli, J., Amaducci, S. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. Science of the Total Environment 2014, 481, 196–208.

Bauer et al. 2013 - F. Bauer, T. Persson, C. Hulteberg, D. Tamm, Biogas upgrading - technology overview, comparison and perspectives for the future, Biofuels Bioprod. Biorefin., 7, pp. 499-511, 2013

Bernstad e la Cour Jansen 2012 – Bernstad A., la Cour Jansen J., Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements, *Waste Man*, Vol. 32, Issue 12, pp. 2439-2455, 2012

Beylot, A., Villeneuve, J., Bellenfant, G. Life Cycle Assessment of landfill biogas management: Sensitivity to diffuse and combustion air emissions. *Waste Management* 2013, 33, 401–411.

Blengini et al. 2012 - G.A. Blengini, M. Fantoni, M. Busto, G. Genon, M.C. Zanetti, Participatory approach, acceptability and transparency of waste management LCAs: case studies of Torino and Cuneo, *Waste Manag.*, 32 (2012), pp. 1712-1721

Bouallagui et al., 2003 – H. Bouallagui, R. Ben Cheikh, L. Marouani, M. Hamdi, Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester, *Bioresource Technology*, 86 (2003), pp. 85-89

Boulamanti et al. 2013 - Boulamanti, A.K., Donida Maglio, S., Giuntoli, J., Agostini, A. Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass & Bioenergy* 2013, 53, 149-161.

Bouwman et al. 2009 - Bouwman AF, Beusen AHW, Billen G, Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. *Global Biogeochem Cy* 23:GB0A04, 2009

BP 2017 – British Petroleum, Statistical Review of World Energy 2017, June 2017

BRE Group 2016 – Building Research Establishment, Greenguide - Human Toxicity, <https://www.bregroup.com/greenguide/page.jsp?id=2098>

Braguglia et al. 2018 – Braguglia C.M., Gallipoli A., Gianico A., Pagliaccia P., Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review, *Bioresource Technology*, 248, pp. 37-56, 2018

Brown e Yebo 2013 - D. Brown, L. Yebo, Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production, *Bioresour Technol*, 127 (2013), pp. 275-280

Brunori 2017 – Brunori C., ENEA, Gli aspetti strategici degli impianti di compostaggio di piccola scala in determinati contesti territoriali e di assetto della gestione dei rifiuti rispetto agli impianti di grande scala, presentazione presso Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare, 2017,

https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/notizie/convegno_compostaggio_comunita_Brunori_ENEA.pdf

Cadena et al. 2009 - Cadena, E., Colón, J., Sánchez, A., Font, X., Artola, A., A methodology to determinate gaseous emission in a composting plant. Waste Management 29 (2009) 2799–2807, 2009.

Campunzano e Gonzalez-Martinez 2016 - Campuzano R., González-Martínez S., Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. Waste Management, 54, pp. 3–12, 2016

M. Carlsson, A. Lagerkvist, F. Morgan-Sagastume, The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: a review, Waste Manage., 32, pp. 1634-1650, 2012

Carter 2012 - Carter, M.S., Hauggard-Nielsen, H., Heiske, S., Jensen, M., Thomsen, S., Schmidt, J.E., Johansen, A., Ambus, P. Consequences of field N₂O emissions for the environmental sustainability of plant-based biofuels produced within an organic farming system. Global Change Biology (CBG) Bioenergy 2012, 4, 435–452.

Castiello et al. 2011 - Domenico Castiello, Monica Puccini, Maurizio Salvadori, Maurizia Seggiani, Sandra Vitolo, La metodologia LCA per la sostenibilità ambientale del processo conciaro, 38* convegno AICC, <http://www.polotecnologico.com/file/ptargcorr-lametodologialcaperlasostenibilitambientaledelprocessoconciario.pdf>

Catasto rifiuti 2019 – Catasto rifiuti sezione nazionale - <https://www.catasto-rifiuti.isprambiente.it/index.php?pg=gestimpianto&aa=2019®id=3&impid=18&imp=Calabria&mappa=0>

Cecchi et al. 1999 – Battistoni P., Beccari M., Cecchi F., Majone M., Musacco A., Pavan P., Traverso P. (a cura di), Una gestione integrata del ciclo dell'acqua e dei rifiuti: fondamenti, stato dell'arte, ingegneria di processo, Franco Angeli ed., 1999

Cecchi et al. 2005 – Cecchi F., Battistoni P., Pavan P., Bolzonella D., Innocenti L., Digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi - Aspetti fondamentali, progettuali, gestionali, di impatto ambientale ed integrazione con la depurazione delle acque reflue, Manuali e linee guida APAT (ISPRA), 2005

Cellura 2009 – Maurizio Cellura, Le procedure di allocazione nell'inventario: stato dell'arte e nuovi approcci risolutivi, Dipartimento di ricerche energetiche ed ambientali, Unipa, <http://www.reteitalianalca.it/attivita/organizzazione-convegni/convegni-passati/convegni-precedenti-al-2012/palermo-2009/relazioni-scientifiche-palermo/Presentazione%20Cellura%20-%20Marvuglia%20rev.pdf>

Centemero e Favoino 1994 - Centemero, M., Favoino, E., Corso sul compostaggio dei rifiuti verdi(materiale documentale). Regione Piemonte Assessorato Ambiente, Istituto per le Piante da Legno e L'Ambiente, Scuola Agraria del Parco di Monza. A cura del gruppo di Studio sul Compostaggio Scuola Agraria del Parco di Monza, 1994.

Chae et al. 2008 - K.J. Chae, A. Jang, S.K. Yim, I.S. Kim, The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure, *Bioresource Technology*, 99 (2008), pp. 1-6

Chen e Inbar 1993 - Chen, Y., Inbar, Y., Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspect*. Renaissance Publication, Worthington, OH, pp. 551-60, 1993

Cherubini et al. 2009 – Cherubini F., Bargigli S., Ulgiati S., Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration, *Energy*, Vol. 34, Issue 12, pp. 2116-2123, 2009

Chinellato et al. 2021 – Chinellato G., Battista F., Bolzonella D., Cavinato C., Single-phase anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste without dilution: Reactor stability and process performance of small, decentralised plants, *Waste Management*, Vol. 125, pp. 103-111, 2021

Chromec et al. 2017 - Chromec P., Macher S.S., Kedrowski C. (2018) WTE, Hitachi Zosen Inova Moving Grate and Anaerobic Digestion Technologies. In: Meyers R. (eds) *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. Springer, New York, NY

CIC 2017 - Consorzio Italiano Compostatori – Biowaste, I dati del riciclo del rifiuto organico, Report Annuale 2017

Clarke et al. 2012 - Clarke, K., Romain, A.C., Locoge, N., Redon, N. Application of Chemical Mass Balance Methodology to Identify the Different Sources Responsible for the Olfactory Annoyance at a Receptor-Site. *Chemical Engineering Transactions* 2012, 30, 79-84.

Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., Amon, B. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2006, 112, 171–177.

Commissione Europea 2017 – CE Delft, Eclareon e Wageningen Research: “Optimal use of biogas from waste streams – An assessment of the potential of biogas from digestion in the EU beyond 2020

Commissione Europea 2020 - Strategia annuale per la crescita sostenibile 2021 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0575&from=en>

CRPA 2006 – Centro Ricerche Produzioni Animali, Stato dell’arte delle tecnologie di trattamento di tipo anaerobico e aerobico degli scarti organici, Risultato R 2.3, in Obiettivo realizzativo O.R.2 Recupero e valorizzazione energetica (biogas) e di materia (fertilizzanti e mangimi) degli scarti organici dell’industria di trasformazione delle produzioni vegetali ed animali, 2006, <https://www.ilbiogas.it/biogas-ricerche-e-studi/impianti-crpa-modelli.pdf>

CRPA 2008 – Centro Ricerche Produzioni Animali, Opuscolo CRPA 6.20 – n. 4.2008 – ISSN 0393-50994, 2008

CRPA 2017 – Centro Ricerche Produzioni Animali, Mipaaf - BIOGAS_N, Sistemi di gestione e valorizzazione delle frazioni azotate nei digestati: valutazione delle tecnologie e bilancio dell'azoto, Report 2 – Schede tecniche delle tecnologie di trattamento, 2017, http://www.crpa.it/media/documents/crpa_www/Settori/Ambiente/biogasn/ReportTecnico_2_Schede_trattamenti.pdf

De Baere 2000 – De Baere L., Anaerobic digestion of solid waste: State-of-the-art, Water Science and Technology, Vo. 41, Issue 3, 2000, pp. 283-290

Decreto biometano 2018 - Decreto interministeriale 2 marzo 2018 - Promozione dell'uso del biometano nel settore dei trasporti https://www.mise.gov.it/images/stories/normativa/DM-biometano-2-marzo_2018_FINALE.pdf

Deublein e Steinhauser 2008 - Deublein D., Steinhauser A., Biogas from Waste and Renewable Sources – An introduction – book, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim ed., pp. 450, 2008

Doll e Sibert 2002 - Döll P, Siebert S, Global modelling of irrigation water requirements. Water Resour Res 38, 1037, 2002

Domingo et al. 2015 - Domingo, J.L., Rovira, J., Vilavert, L., Nadal, M., Figueras, M.J., Schuhmacher, M. Health risks for the population living in the vicinity of an Integrated Waste Management Facility: Screening environmental pollutants. Science of The Total Environment 2015, 518–519, 363–370.

EBA 2015 - European Biogas Association, Biogas Report 15 (2015). Annual statistical report of the European Biogas Association on the European anaerobic digestion industry and markets.

EBA 2020 – European Biogas Association, EBA statistical report 2020

Eitzer 1995 - Eitzer, B.D., Emissions of volatile organic chemicals from municipal solid waste composting facilities. *Environmental Science and Technology* 29, 896–902, 1995.

EMEP/EEA 2013 - EMEP/EEA (European Monitoring and Evaluation Programme, European Environmental Agency) Emission inventory guidebook 2013.
<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>

EMEP/EEA 2016 – EMEP/EEA (European Monitoring and Evaluation Programme, European Environmental Agency) Emission inventory guidebook 2016. Section 1.A.3.b.iii Heavy-duty vehicles including buses. Available at <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>

ENEA 2009 – Reale F., Stolica R., Gaeta M., Ferri M., Sartanaro M., Vitale V., Analisi e stima quantitativa della potenzialità di produzione energetica da biomassa digeribile a livello regionale. Studio e sviluppo di un modello per unità energetiche Parte 1 – Metodologia, Report RSE/2009/RSE182, 2009

EPA 2020 – Environment Protection Agency USA - Understanding Global Warming Potentials - <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>

Esposito et al. 2019 - Esposito E., Dellamuzia L., Moretti U., Fuoco A., Giorno L., Jansen J.C., Simultaneous production of biomethane and food grade CO₂ from biogas: an industrial case study, *Energy Environ. Sci.*, 12 (1), pp. 281-289, 2019

Eurostat 2018 – Waste statistics - https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics

Eurostat 2021 – Municipal waste statistics - https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics

Evangelisti et al. 2014 – Evangelisti S., Lettieri P., Borello D., Clift R., Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study, *Waste Management*

Vol. 34, Issue 1, pp. 226-237, 2014

Frandsen et al. 2011 - Frandsen, T. Q. Rodhe, L., Baky, A., Edström, M., Sipilä, I., K., Petersen, S.L., Tybirk, K., 2011. Best Available Technologies for pig Manure Biogas Plants in the Baltic Sea Region. Published by Baltic Sea 2020, Stockholm

Finkbeiner et al. 2006 - Matthias Finkbeiner¹, Atsushi Inab, Reginald B.H. Tan³, Kim Christiansen and Hans-Jürgen Klüppel, The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044, nt. J. Life Cycle Assess.2006,11, 80–85

Franchetti 2013 – Franchetti M., Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study, Journal of Environmental Management, vol. 123, pp. 42-48, 2013

Franke-Whittle et al. 2014 - Franke-Whittle I.H., Confalonieri A., Insam H., Schlegelmilch M., Körner I., Changes in the microbial communities during co-composting of digestates Waste Manage, 34, pp. 632-641, 2014

Fruergaard et al. 2010 - Fruergaard, T., Hyks, J., Astrup, T. Life-cycle assessment of selected management options for air pollution control residues from waste incineration. Science of The Total Environment 2010, 10 (15), 4672–4680.

Gajalakshmi e Abbasi 2008 - Gajalakshmi S. e Abbasi S.A., Solid Waste Management by composting: state of the art, , Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 38:5, 311-400, 2008

Garcia et al. 1992 - Garcia, C., Hernandez, T., Costa, F., Composted vs. uncomposted organics. Biocycle, 33: pp. 70-72, 1992

Gemmeke et al. 2009 - Gemmeke B, Rieger C, Weiland P (2009) Biogas-Messprogramm II, 61 Biogasanlagen im Vergleich. FNR, Gülzow Hagen, Martin, Polman, Erik, Jensen, Jan, Myken,

Asger, Jonsson, Owe & Anfers Dahl (2001). Addinf gas from biomass to the gasgrid, Swedish Gas Center, report SGC 118, Malmo.

Giovanis et al. 2015 - Giovanis, E. Relationship between recycling rate and air pollution: Waste management in the state of Massachusetts. *Waste Management* 2015, *40*, 192–203.

Goedkoop et al. 2009 – Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs J., Van Zelm R., Report I: Characterisation. ReCiPe a Life Cycle Impact Assess. Method Which Comprises Harmon. Categ. Indic. Midpoint Endpoint Lev, vol. 132 (2009)

Grande e Blom 2014 - C.A. Grande, R. Blom, Cryogenic adsorption of methane and carbon dioxide on zeolites 4A and 13X, *Energy Fuel*, *28*, pp. 6688-6693, 2014

GSE 2017 - Gestore Servizi Elettrici, Rapporto delle Attività 2017

GSE 2021 – Il biometano - <https://www.gse.it/servizi-per-te/rinnovabili-per-i-trasporti/biometano>

Guinée, et al. 2001 - Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijin, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; WegenerSleeswijk, A.; Suh, S.; de Udo, H.A.; et al. Life Cycle Assessment; An Operational Guide to the ISO Standards, Part 3: Scientific Background; Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML): The Hague, the Netherlands, 2001

Hagos et al. 2017 - K. Hagos, J. Zong, D. Li, C. Liu, X. Lu, Anaerobic co-digestion process for biogas production: progress, challenges and perspectives, *Renew Sustain Energy Rev*, *76* (2017), pp. 1485-1496

Hamilton, D. W. and Gould, M. C. (2012) 'Types of Anaerobic Digesters (Module 3)', *US EPA*.

Hansen et al. 2004 – Hansen T.L., Schmidt J.E., Angelidaki I., Marca E., la Cour Jansen J., Mosbæk H., Christensen T., Method for determination of methane potentials of solid organic waste, *Waste Management* *24* (2004), pp. 393–400

Hartmann et al. 2006 - Hartmann H, Ahring BK. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Sci Technol* 2006;53 (8):7–22.

Hauschild & Narlaz 2011 - Hauschild, M & Barlaz, M. A. (2011). 3.1 LCA of Waste Management Systems LCA in Waste Management: Introduction to Principle and Method. *Solid Waste Technology & Management*, 25. <https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch10>

HBEFA 2019 - The Handbook Emission Factors for Road Transport, 2019 <https://www.hbefa.net/e/index.html>

Helmes et al. 2012 – Helmes RJK, Huijbregts MAJ, Henderson AD, Jolliet O (2012) Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *Int J Life Cycle Assess* 17:646–654

Hijazi et al. 2016 - Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., Effenberger, M. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2016, 54, 1291–1300.

Huijbregts et al. 2016 – A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization - RIVM Report 2016-0104, 2016, <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>

Huijbregts et al. 2017 - Huijbregts M.A.J., Steinmann Z.J.N., Elshout P.M.F., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A., van Zelm R., ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level, *The Int J Life Cycle Assess* 22, 138–147 (2017)

IEA 2017 – International energy Agency, World Energy Outlook 2017

IEA 2020 - Outlook for biogas and biomethane: Prospects for organic growth, World energy outlook special report, 2020

Innerebner et al. 2006 - Innerebner G., Knapp B., Vasara T., Romantschuk M., Insam H., Traceability of ammonia-oxidizing bacteria in compost-treated soils, *Soil Biol. Biochem.*, 38, pp. 1092-1100, 2006

Interministeriale 2017 – Ministero della Transizione Ecologica (già Ambiente, Tutela del Mare e Territorio) e Ministero dello Sviluppo Economico, Verso un modello di economia circolare per l'Italia - Documento di inquadramento e di posizionamento strategico, http://consultazione-economiacircolare.minambiente.it/sites/default/files/Verso%20un%20modello%20di%20economia%20circolare%20per%20l%27Italia_%202011_2017_per%20web.pdf, 2017

IPCC 2013 – Intergovernmental Panel on Climate Change - Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds) Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, p. 1535

Iriarte et al. 2009 - A. Iriarte, X. Gabarrell, J. Rieradevall, LCA of selective waste collection systems in dense urban areas, *Waste Manag.*, 29 (2009), pp. 903-914

ISO 14040:2006 - UNI EN ISO 14040:2006 – Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento, norma europea

ISO 14044:2006 - UNI EN ISO 14044:2006 – Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita. Requisiti e linee guida, norma europea

ISPRA 2017 – Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Rapporto Rifiuti Urbani Edizione 2017

ISPRA 2020 - Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Rapporto Rifiuti Urbani Edizione 2020

ISTAT 2019 – Calcolo della popolazione residente al 2019, <https://www.istat.it/it/dati-analisi-e-prodotti/contenuti-interattivi/popolazione-residente>

Joos et al. 2013 - Joos F, Roth R, Fuglestvedt JS, Peters GP, Enting IG, Von Bloh W, Brovkin V, Burke EJ, Eby M, Edwards NR, Friedrich T, Frölicher TL, Halloran PR, Holden PB, Jones C, Kleinen T, Mackenzie FT, Matsumoto K, Meinshausen M, Plattner G-K, Reisinger A, Segschneider J, Shaffer G, Steinacher M, Strassmann K, Tanaka K, Timmermann A, Weaver AJ, Carbon dioxide and climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics: a multi-model analysis. Atmos Chem Phys 13:2793–2825, 2013

JRC 2010 - International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Provisions and Action Steps. EUR 24378 EN. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2010. JRC58190

Kothari et al. 2014 - Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. V., & Tyagi, S. K. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 39, 174-195.

Kristensen et al. 2004 - Kristensen, P.G., Jensen, J.K., Nielsen, M., Illerup, J.B., 2004. Emission factors for gas fired CHP units <25 MW. Danish Gas Technology Centre and National Environmental Research Institute of Denmark. Available at http://www.dgc.eu/sites/default/files/filarkiv/documents/C0402_emissions_factors.pdf

Legambiente 2019 – Legambiente, Il biometano in Italia, dalle norme i territori. Tecnologie, gestione e usi finali, <https://www.legambiente.it/comunicati-stampa/il-biometano-in-italia-dalle-norme-ai-territori-tecnologie-gestione-e-usi-finali/>, 2019

Le Pera et al. 2021 – Le Pera A., Sellaro M., Migliori M., Bianco M., Zanardi G., Dry Mesophilic Anaerobic Digestion of Separately Collected Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Two-Year Experience in an Industrial-Scale Plant, Processes, 9(2), 213, 2021

Leung et al. 2014 – Leung D.Y.C., Caramanna G., Maroto-Valer M.M., An overview of current status of carbon dioxide capture and storage technologies, *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 39 (2014), pp. 426-443

Li et. Al 2011 - Y. Li, S.Y. Park, J. Zhu - Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste, *Renewable Sustainable Energy Review*, 15 (2011), pp. 821-826

Li e Khanal 2016 – Li, Y., Khanal, S.K., 2016. *Bioenergy: Principles and Applications*. John Wiley & Sons

Lin et al. 2018 – Lin L., XU F., Ge X., Li Y., Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: a comparative review of anaerobic digestion and composting, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 89, pp. 151-167, 2018

Llano et al. 2021 – Llano T., Ace C., Finger D.C., Optimization of biogas production through anaerobic digestion of municipal solid waste: a case study in the capital area of Reykjavik, Iceland, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Vol. 96 Issue 5, pp. 1333-1344, 2021

Lu e Xu 2021 - Lu J. e Xu S., Post-treatment of food waste digestate towards land application: A review, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 303, Article 127033, 2021

Lukajtis et al 2018 - R. Lukajtis, Holowacz I., Kucharska K., Glinka M., Rybarczyk P., Przyjany A., Kaminski M., Hydrogen production from biomass using dark fermentation, *Renew Sustain Energy Rev*, 91 (2018), pp. 665-694

Mata-Alvarez 2003 - J. Mata-Alvarez, "Fundamentals of the Anaerobic Digestion Process", in *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, IWA Publ. Company, vol. Biomethani, pp. 202–209, 2003

Mccarty e Smith 1986 - P.L. Mccarty, D.P. Smith, Anaerobic wastewater treatment, *Environ Sci Technol*, 20 (1986), pp. 1200-1206

Ministero Salute 2021 – Ministero della Salute – Istituto Superiore di Sanità, Aggiornamento dati Covid-19, Dati aggregati Regioni/PAA, <https://raw.githubusercontent.com/pcm-dpc/COVID-19/master/schede-riepilogative/regioni/dpc-covid19-ita-scheda-regioni-latest.pdf>

MiTe 2021 - – Ministero della Transizione Ecologia, “PNRR - Pubblicazione Decreti Economia Circolare”, <https://www.mite.gov.it/pagina/pnrr-pubblicazione-decreti-economia-circolare>

MiTe 2021a - Ministero della Transizione Ecologica, “avviso M2C.1.1 I 1.1 – Linea d’Intervento B - “Ammodernamento (anche con ampliamento di impianti esistenti) e realizzazione di nuovi impianti di trattamento/riciclo dei rifiuti urbani provenienti dalla raccolta differenziata”, https://www.mite.gov.it/sites/default/files/Avviso%201.1_Linea%20B_15102021_signed.pdf

MiTe 2021b - Ministero della Transizione Ecologica, “Decreto Ministeriale 28 settembre 2021 n. 396”, https://www.mite.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/PNRR/dm_396_28_09_2021.pdf

Mondal e Banerjee 2015 - Mondal M.K. e Banerjee A., Parametric Evaluation of Digestability of Organic Fraction of Municipal Solid Waste for Biogas Production, Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, Vol. 3, Issue 4, pp. 416-424, 2015

Montanari et al. 2011 – Montanari T., Finocchio E., Salvatore E., Caruti G., Giordano A., Pistarino C. and Busca G., CO₂ separation and landfill biogas upgrading: a comparison of 4A and 13X zeolite adsorbents, Energy, vol. 36, pp. 314-319, 2011.

Møller et al. 2008 - Møller, C. & Ellegaard, L., BWSC og dagens basis biogasanlæg. Presentation at the annual biogas economy seminar, 09.12.2008, Gjern.

Møller et al. 2009 - J. Møller, A. Boldrin, T.H. Christensen, Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution, Waste Manag. Res. 27 (2009) 813–824.

Muñoz et al. 2015 - Muñoz R., Meier L., Diaz I., Jeison D., A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological technologies for biogas upgrading, *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 14, pp. 727-759, 2015

Murphy et al. 2004 - Murphy J.D., McKeogh E., Kiely G., Technical/economic/environmental analysis of biogas utilization, *Applied Energy*, Vol. 77, Issue 4, pp. 407-427, 2004

Murphy e McKeogh 2004 – Murphy J.D., McKeogh E., Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste, *Renewable Energy* 29, Issue 7, June 2004, pp. 1043-1057

Muzondiwa Jingura e Kamusoko 2017 - Muzondiwa Jingura R., Kamusoko R., Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: a review, *Biofuel Research Journal* 14 (2017), pp. 573-58 2017

Naegele et al. 2012 – Naegele H.J., Lemmer A., Oechsner H., Jungbluth, Electric Energy Consumption of the Full Scale Research Biogas Plant “Unterer Lindenhof”: Results of Longterm and Full Detail Measurements, *Energies* 5(12), pp. 5198-5214, 2012

Nguyen et al. 2021 – Nguyen N.L., Kumar J., Vu M.T., Mohammed J. A.H., Pathak N., Commault A.S., Sutherland D., Zdarta J., Tyagi V.K., Nghiem L.D., Biomethane production from anaerobic co-digestion at wastewater treatment plants: A critical review on development and innovations in biogas upgrading techniques, *Science of The Total Environment*, Volume 765, 142753, 2021

Palese et al. 2015 - Palese A.M., Persiani A., Pastore V., Pergola M., Celano G. 2015. I principi del compostaggio e le soluzioni tecnologiche. La produzione di compost nell’azienda agricola. Progetto CarbOnFarm -LIFE ENV/IT/000719. Capitolo 2.

Paolini et al. 2018 – Paolini V., Petracchini F., Segreto M., Tomassetti L., Naja N., Cecinato A., Environmental Impact of biogas: a short review of current knowledge, *Journal of Environmental Science and Health - Part A*, Volume 53, Issue 10, 24 August 2018, pp.899-906

Paolini et al. 2021 – Paolini V., Tratzi P., torre M., Tomassetti L., Segreto M., Petracchini F., Water scrubbing for biogas upgrading: developments and innovations, in Emerging Technologies and Biological Systems for Biogas Upgrading (chapter 3), 2021

PAN 2010 – Ministero dello Sviluppo Economico, Piano di azione nazionale per le energie rinnovabili dell'Italia, 2010

Pavlostathis et al. 1991 - S.G. Pavlostathis, Giraldo, E. Gomez, Kinetics of anaerobic treatment: a critical review, Crit Rev Environ Sci Technol, 21 (5-6) (1991), pp. 411-490

Peppers et al. 2019 –Peppers J., Li Y., Xue J., Chen X., Alaimo C., Wong L., Young T., Green P.G., Jenkins B., Zhang R., Kleeman M.J., Performance analysis of membrane separation for upgrading biogas to biomethane at small scale production sites, Biomass Bioenergy, 128, 105314, 2019

Piccinini et al. 2008 - Piccinini S., Bonazzi G., Fabbri C., Sassi D., Schiff M., Soldano M., Verzellesi F., Berton M., Energia dal biogas, p. 103, AIEL Ed., 2008

Piccinini et al. 2011 - Piccinini, S., Vismara, R., 2011, Piccinini, S., Vismara, R. Il biogas nel Piano di Azione Nazionale per le energie rinnovabili e il parco impianti in Europa e in Italia, In “Biogas da agrozootecnica e agroindustria” (a cura di Vismara, R., Canziani, R., Malpei, F., Piccinini, S.), Dario Flaccovio Editore.

Poeschl et al. 2016 - Poeschl, M., Ward, S., Owende, P. Environmental impacts of biogas deployment e Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. Journal of Cleaner Production 2012, 24, pp. 168-183.

Pre-sustainability 2016 – Pre-sustainability, Life Cycle Assessment – ReCiPe, <https://pre-sustainability.com/articles/recipe/>

Rajendran et al. 2014 - K. Rajendran, H. R. Kankanala, M. Lundin, and M. J. Taherzadeh, "A novel process simulation model (PSM) for anaerobic digestion using Aspen Plus," *Bioresour. Technol.*, vol. 168, pp. 7–13, 2014.

Rapport et al. 2008 - Rapport J, Zhang R, Jenkins BM, Williams RB. - Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste, California Environmental protection Agency, 2008

Rapport et al. 2012 – Rapport J.L., Zhang R., Williams R.B., Jenkins B.M., Anaerobic Digestion technologies for the treatment of Municipal Solid Waste, *Int. J. Environment and Waste Management*, Vol. 9, Nos. 1/2, 2012

Rathore e Sarmah 2020 – Rathore P., Sarmah S.P., Economic, environmental and social optimization of solid waste management in the context of circular economy, *Computers & Industrial Engineering*, Vol. 145, Article 106510, 2020

Ravina, M., Genon, G. Global and local emissions of a biogas plant considering the production of biomethane as an alternative end-use solution. *Journal of Cleaner Production* 2015, *102*, 115-126.

Reichhalter et al. 2011 – Reichhalter H., Bozzo A., Dal Savio S., Guerra T., Analisi energetica, ambientale ed economica di impianti a biogas in Provincia di Bolzano, Relazione Conclusiva, 2011,

http://www.provincia.bz.it/agricoltura/download/Bilancio_ecologico_di_impianti_a_biogas.pdf

Ripa et al. 2017 - The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy), *Journal of Cleaner Production*, Volume 142, Part 1, 20 January 2017, Pages 445-460

RIVM 2018 -The Netherlands National Institute for Public Health and the Environment, LCIA_ the ReCiPe model <https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/recipe>

Roos, K. F., Martin Jr., J. B. and Moser, M. A. (2004) 'A Manual For Developing Biogas Systems at Commercial Farms in the United States', *AgSTAR Handbook*.

Rosenbaum 2008 - Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, Van de Meent D, Hauschild MZ, USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13, pp. 532–546, 2008

Ryckebosch et al. 2011 – Ryckebosch E., Drouillon M. e Vervaeren M., Techniques for transformation of biogas to biomethane, *Biomass and bioenergy*, vol. 35, pp. 1633-1645, 2011.

Sala et al. 2011 – Sala S., Castellani V., *Atlante dell'ecoinnovazione. Metodi, strumenti ed esperienze per l'innovazione, la competitività ambientale d'impresa e lo sviluppo sostenibile: Metodi, strumenti ed esperienze per l'innovazione, la competitività ambientale d'impresa e lo sviluppo sostenibile*. Franco angeli Ed., 2011

Sarker et al. 2019 - S. Sarker, J. J. Lamb, D. R. Hjelme, and K. M. Lien, A review of the role of critical parameters in the design and operation of biogas production plants, *Appl. Sci.*, vol. 9, no. 9, 2019

Schmack 2019 - <https://www.schmack-biogas.it/impianti-agricoli/sistemi-di-agitazione/agitatori-remex/>

Schulz and Eder 2001 - Schulz H, Eder B, *Biogas-Praxis. Grundlagen–Planung– Anlagenbau*. Ökobuchverlag, Staufen bei Freiburg

Semple, S., Apsley, A., Wushishi, A., Smith, J. Commentary: Switching to biogas What effect could it have on indoor air quality and human health? *Biomass & Bioenergy* 2014, 10, 125-129.

Shen et al. 2015 - L. Shen, D.M. Bagley, S.N. Liss, Effect of organic loading rate on fermentative hydrogen production from continuous stirred tank and membrane bioreactors, *Int J Hydrogen Energy*, 34 (2009), pp. 3689-3696

Slorach et al. 2019 – Slorach P.C., Jeswani H.K., Cuéllar-Franca R., Azapagic A., Environmental sustainability of anaerobic digestion of household food waste, *Jour of Env Man*, Vol. 236, pp. 798-814, 2019

Smet, E., Van Langenhove, H., De Bo, I. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmospheric Environment* 1999, 33, 1295-1303.

Sommer et al. 1997 - Sommer, S.G. Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmospheric Environment* 1997, 31, 863-868.

Speece 1983 - R.E. Speece, Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment *Environ Sci Technol*, 17 (9) (1983), pp. 416a-427a

Stato Italiano 2006 – Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152 “Norme in materia ambientale” - <https://www.normattiva.it/uri-res/N2Ls?urn:nir:stato:decreto.legislativo:2006-04-03;152!vig=>

Stowe e Hwang, 2017 – Stowe H.M., Hwang G.S., Fundamental understanding of CO₂ capture and regeneration in aqueous amines from first-principles studies: recent Progress and remaining challenges, *Ind. Eng. Chem. Res.*, 56 (24), pp. 6887-6899, 2017

Sun et al. 2015 – Sun Q., Li H., Yan J., Liu L., Yu Z., Yu X., Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation, *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 51, pp. 521-532, 2015

Tambone et al. 2015 - Tambone, F., Terruzzi, L., Scaglia, B., Adani, F. Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties. *Waste Management* 2015, 35, 55–61.

Tan et al. 2021 – Tan J. B., Jamali N. S., Tan W.E., Man H. C., Abidin Z. Z., Techno-Economic Assessment of On-Farm Anaerobic Digestion System Using Attached-Biofilm Reactor in the Dairy Industry, Sustainability, 13(4), 2063, 2021

Thyberg e Tonjes 2017 – Thyberg K.L., Tonjes D.J., The environmental impacts of alternative food waste treatment technologies in the U.S., Jour of Cleaner Prod 158, pp. 101-108, 2017

UNI EN 12880:2002 – UNI EN 12880:2002, Caratterizzazione dei fanghi - Determinazione del residuo secco e dell umidità, 2002

UNI EN 14775:2010 - UNI EN 14775:2010 - Biocombustibili solidi - Determinazione del contenuto di ceneri, 2010

UNI EN 14780:2011 - UNI EN 14780:2011 - Biocombustibili solidi - Metodi per la preparazione del campione, 2011

Unione Europea 1994 – Direttiva 94/62/CE sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio - <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31994L0062&from=EN>

Unione Europea 1999 – Direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti - <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31999L0031&from=EN>

Unione Europea 2008 – DIRETTIVA 2008/98/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=IT>

Unione Europea 2018 - DIRETTIVA (UE) 2018/851 DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 30 maggio 2018 che modifica la direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti - <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=IT>

Unione Europea 2019 – Green deal europeo https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0006.02/DOC_1&format=PDF

Valentini 2017 – Valentini F., La raccolta della frazione organica e il compostaggio, Presentazione per il Consorzio Italiano Compostatori – CIC, 2017 <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjV76iLpavwAhVaNewKHW4SAPsQFjAAegQIBBAD&url=https%3A%2F%2Fwww.regione.vda.it%2Fallegato.aspx%3Fpk%3D64014&usg=AOvVaw0f8JnSDBL73cP5qf82gqTu>

Vandevivere et al. 2003 - Vandevivere, P, De Baere, L., & Verstraete, W. (2003). Types of anaerobic digester for solid wastes. In J. Mata-Alvarez (Ed.), Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes pp. 111–140.

Van Zelm et al. 2009 – Van Zelm R, Huijbregts MAJ, Van de Meent D, USES-LCA 2.0: a global nested multi-media fate, exposure and effects model. *Int J Life Cycle Assess* 14(30), pp. 282–284, 2009

Van Zelm et al. 2013 - Van Zelm R, Stam G, Huijbregts MAJ, Van de Meent D , Making fate and exposure models for freshwater ecotoxicity in life cycle assessment suitable for organic acids and bases. *Chemosphere* 90, pp. 312–317, 2013

Vasco-Correa et al. 2017 – Vasco-Correa J., Khanal S., Manandhar A., Shah A., Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications, and government policies, *Bioresource Technology*, Vol. 247, Pp. 1015-1026, 2018

Vega et al. 2014 - Vega F., Sanna A., Navarrete B., Maroto-Valer M.M., Cortés V.J., Degradation of amine-based solvents in CO₂ capture process by chemical absorption, *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 4 (6), pp. 707-733, 2014

Walozi et al. 2016 - Walozi, R., Nabuuma, B., Sebiti, A., Application of low pressure water scrubbing technique for increasing methane content in biogas. *Univers. J. Agric. Res.* 4 (2), 60-65, 2016

Ward et al. 2008 – Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J., Jones D.L., Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources, *Bioresource Technology* Vol. 99, Issue 17, 2008, Pages 7928-7940

Wegener Sleeswijk et al 2008 - A. Wegener Sleeswijk, L.F.C.M. Van Oers, J.B. Guinée, J. Struijs, M.A.J. Huijbregts, Normalization in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000, *Sci. Total Environ.*, 390 (1) (2008), pp. 227-240

Weiland 2010 - Weiland, P., Biogas production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology*, 85(4), 849-860, 2010

Wellinger and Lindberg 2000 - Wellinger A., Lindberg A., Biogas upgrading and utilization, IEA Bioenergy Task 24: Energy from biological conversion of organic waste, 2000.

Wernet et al. 2014 - G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, B. Weidema, The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology, *Int. J. Life Cycle Assess.* 21 (2016) 1218–1230.

Worldometer 2021 – Worldometers.info, Covid-19 coronavirus pandemic, world cases, <https://www.worldometers.info/coronavirus/>

Xu et al. 2015 – Xu C., Shi W., Hong J., Zhang F., Life cycle assessment of food waste-based biogas generation, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 49, pp. 169-177, 2015

Yong et al. 2021 – Yong Z.J., Bashir M.J.K., Hassan M.S., Biogas and biofertilizer production from organic fraction municipal solid waste for sustainable circular economy and environmental protection in Malaysia, *Science of the Total Environment*, Vol. 776, Article 145961, 2021

Zhao et al. 2010 - Q. Zhao, E. Leonhardt, C. Macconnell, C. Frear, S. Chen, Purification technologies for biogas generated by anaerobic digestion, *Compress Biomethane*, pp. 1-24, 2010

Zhou et al. 2021 - Zhou H., Chen T., Gao D., Zheng G., Chen, J., Pan T., Liu H., Gu R., Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting, *Bioresour. Technol.*, 171, pp. 452-460, 2021