

## Position paper

# Osservazioni sui possibili effetti ambientali e sanitari degli impianti di digestione anaerobica per la produzione di biometano



### **Autori:**

Agostino Di Ciaula, Vitalia Murgia, Maria Grazia Petronio, Gianni Tamino, Roberto Romizi.

*International Society of Doctors for Environment - ISDE Italia*

Arezzo, 23 gennaio 2025

per corrispondenza:

[isde@isde.it](mailto:isde@isde.it)

## Indice

	Pagina
1. Introduzione	3
2. Emissioni di gas ad effetto clima-alterante	5
3. Emissione di inquinanti in atmosfera	8
4. Qualità del compost prodotto dagli impianti di digestione anaerobica e potenziali effetti ambientali e sanitari del suo utilizzo	13
5. Conseguenze della presenza di PFAS nel materiale in ingresso agli impianti di DA	15
6. Inquinamento olfattivo	18
7. Possibili rischi da incidente rilevante	20
8. Conclusioni	21
9. Bibliografia	23

## 1. Introduzione

Gi impianti di digestione anaerobica (DA) sono finalizzati a trattare biomasse organiche (ad es. Frazione Organica Rifiuti Solidi Urbani- FORSU, fanghi, reflui zootecnici, biomasse vegetali, sottoprodotti agroalimentari) per produrre biogas (successivamente raffinabile in biometano) e digestato, destinato ad essere utilizzato come fertilizzante agricolo in maniera diretta o previo compostaggio aerobico.

Il presente documento integra e aggiorna considerazioni più generali sulla gestione sostenibile della frazione organica dei rifiuti urbani (FORSU) già espresse da ISDE Italia (International Society of Doctors for Environment) nel position paper disponibile al seguente link <http://www.isde.it/wp-content/uploads/2014/02/2015-02-Position-Paper-FORSU-finale.pdf>.

Obiettivo principale è di analizzare le evidenze scientifiche a disposizione per fornire elementi utili alla comprensione dei possibili impatti ambientali e sanitari di tali impianti, la cui diffusione è in continuo incremento a livello nazionale e internazionale, anche per effetto di incentivi economici alla loro realizzazione.

In particolare, la spinta a senso unico per la gestione delle frazioni organiche mediante DA e non mediante altre modalità (ad esempio il compostaggio aerobico) porta alla realizzazione di impianti non essenziali per la Comunità, inquinanti, scarsamente sostenibili e potenzialmente a rischio di incidente rilevante.

Si ricorda, in premessa, che la frazione organica delle biomasse in ingresso agli impianti di DA dovrebbe essere gestita secondo la gerarchia di priorità individuata dalla UE (Direttiva 2008/98/CE) privilegiando la riduzione della produzione (prevenzione, autocompostaggio) e il riciclaggio/recupero di materia. Quest'ultimo è identificabile unicamente con il compostaggio aerobico tradizionale, mentre la digestione anaerobica (DA), che è principalmente finalizzata al recupero di energia, è da considerare scelta di secondo livello [1].

Come tale, la scelta di realizzare un impianto di DA dovrebbe essere subordinata alla sussistenza di condizioni oggettive che impediscano o rendano inadeguata la riduzione della produzione di biomassa allefonte e la realizzazione di un impianto di compostaggio aerobico, o che rendano necessario il recupero energetico in base al **reale fabbisogno locale o a criteri di sostenibilità ambientale**.

Un altro aspetto che va tenuto in considerazione è il **basso rendimento energetico** della produzione di biometano. L'indice EROI (*Energy Return On Investment*), cioè l'energia prodotta meno l'energia consumata lungo tutto il ciclo di vita, per il biometano a filiera corta (conferimento delle matrici entro 15 km) raggiunge secondo diverse stime un valore <5 [2, 3] e il passaggio da biogas a biometano comporta ulteriore consumo di energia, con una riduzione fino al 15% del rendimento energetico[2].

Tale rendimento è significativamente inferiore, ad esempio, rispetto a quello di eolico o fotovoltaico ( $\geq 10$ )[4].

Gli obiettivi di sostenibilità regionali, nazionali e internazionali, soprattutto in ambito di emissioni clima-alteranti, richiedono un deciso cambio di passo verso l'utilizzo di **fonti rinnovabili (ad es. eolico, solare) che NON PREVEDANO combustioni**. Questo aspetto non può essere garantito da un impianto di DA (per aspetti di seguito chiariti) né dal biometano da esso prodotto, che sarà comunque destinato alla combustione. Indipendentemente dalla produzione energetica, le biomasse utilizzate per alimentare gli impianti di DA potrebbero essere, in maniera più sostenibile, avviate a compostaggio aerobico tradizionale, con impianti adeguatamente dimensionati e realizzati. Questi dovrebbero essere preferiti in via prioritaria rispetto agli impianti di DA anche per i minori costi di realizzazione e gestione, per il minore impatto ambientale e per l'assenza di rischi di incidenti rilevanti. Proprio in considerazione degli elevati costi per la realizzazione e la gestione degli impianti di DA, la sostenibilità di questi ultimi è ancora fortemente legata all'erogazione di incentivazioni statali, senza le quali questi impianti sarebbero difficilmente proponibili, realizzabili e gestibili dal punto di vista imprenditoriale [5].

## 2. Emissioni di gas ad effetto clima-alterante

La produzione di biometano da digestione anaerobica viene spesso citata come esempio di sostenibilità per la sostituzione di un combustibile fossile tradizionale (il gas naturale) con un combustibile generato da fonti rinnovabili. Indipendentemente dalle conseguenze dell'utilizzo finale, assolutamente identiche per il gas naturale o il biometano (combustione), il problema è più complesso e legato sia all'intero ciclo produttivo del biometano (comprese la combustione di biogas non raffinato e le emissioni fuggitive) sia agli utilizzi del digestato prodotto dagli impianti di DA.

Gli impianti di DA contribuiscono alle emissioni di gas con effetto clima-alterante principalmente per:

- utilizzo di combustibili fossili (alimentazione parziale dell'impianto, traffico veicolare);
- processi di combustione *in loco* del biogas prodotto [6];
- emissioni fuggitive (soprattutto metano) [7-11];
- emissioni generate dal digestato [12];
- trasporto delle biomasse dal luogo di raccolta all'impianto[13];
- raffinazione del biogas a biometano[12]
- combustione di biometano.

È stato osservato come la produzione di CO<sub>2</sub> da combustione diretta di biogas sia maggiore rispetto a quella, pur significativa, prodotta in seguito a combustione di metano [6].

Se è vero che gli impianti di DA contribuiscono ad un minore utilizzo di combustibili fossili ed allo stoccaggio del carbonio nel suolo, è stato tuttavia suggerito che i benefici relativi in termini di riduzione di gas clima-alteranti sono inferiori rispetto alle conseguenze ambientali da essi prodotti [14]. Infatti, la quantità di CO<sub>2</sub> liberata in atmosfera dal compostaggio aerobico risulta maggiore della quantità di CO<sub>2</sub> prodotta dalla DA, ma solo perché in questa valutazione non viene considerata né la CO<sub>2</sub> risultante dal compostaggio del digestato e dalla depurazione dei liquidi né quella prodotta dai processi di raffinazione del biogas a biometano e dalla combustione del biogas/biometano. È rilevante altresì sottolineare che la quantità di gas serra risparmiata grazie al deposito di carbonio nei suoli nel processo di DA si può ottenere anche con il compost prodotto in impianti aerobici, specie se adeguatamente realizzati (rispetto delle BAT, biofiltri, adeguato dimensionamento etc.), evitando in tal modo gli effetti negativi dei processi di combustione previsti a seguito della DA.

A livello di ecologia del suolo, inoltre, gli effetti del digestato sono tutt'altro che favorevoli. Se da un lato il digestato può (nel caso di una buona qualità del prodotto) apportare importanti elementi

nutritivi al suolo (in particolare azoto), i complessi fattori metabolici che regolano le relazioni tra microorganismi e caratteristiche fisico-chimiche del suolo possono dar luogo a “effetti di rimbalzo”. Il digestato, con il suo alto contenuto di azoto, altera il metabolismo del suolo portando alla rapida degradazione del carbonio organico e quindi al rilascio di gas a effetto serra dal suolo stesso. Questo è l’opposto di quanto debba prefiggersi un’agricoltura che miri alla sostenibilità [15].

Una recente analisi basata sulla revisione di 147 studi LCA (Life Cycle Assessment) ha dimostrato la superiorità del compostaggio aerobico rispetto alla DA in termini di cattura e sequestro del carbonio nei suoli e di risparmio di acqua, con maggiori benefici in termini di riduzione di gas clima-alteranti [16]. Secondo la stessa LCA, l’unico concreto motivo per preferire la DA sarebbe la necessità di produzione energetica.

Ma ovviamente la necessità di produrre energia non può che essere secondaria all’esigenza imperativa di ridurre le emissioni nell’ambiente e migliorare le misure di mitigazione quali la cattura e il sequestro di carbonio nei suoli.

Da questo punto di vista, gli impianti di DA hanno da un lato lo svantaggio di favorire le emissioni di gas serra in seguito a combustione sia di biogas (*in loco*) che di biometano (*in loco* e in seguito a utilizzo finale) e, dall’altro, minori capacità di cattura e sequestro di carbonio nei suoli in confronto a impianti di compostaggio aerobico tradizionale.

Un’altra analisi LCA ha dimostrato che la combustione del biogas genera impatti ambientali in termini di eutrofizzazione, ecotossicità delle falde acquifere, acidificazione, produzione di particolato atmosferico, formazione di ozono e tossicità per l’uomo e che i benefici relativi in termini di riduzione di gas clima-alteranti sono inferiori rispetto alle conseguenze ambientali[14].

I guadagni ambientali in termini di riduzione delle emissioni di gas clima-alteranti sono fortemente limitati dall’elevato consumo di energia nelle differenti fasi di lavorazione, dalle emissioni fugitive di gas clima-alteranti e dal rilascio di CH<sub>4</sub> in seguito a conferimento in discarica degli abbondanti residui di processo[17].

Riguardo alle emissioni di gas serra da parte degli impianti di digestione anaerobica con utilizzo del biogas (da sottoporre a trattamento per la trasformazione in biometano) finalizzato alla produzione di energia, un’analisi LCA ha evidenziato come questa dipenda da numerosi fattori e quanto sia pesantemente influenzata dalla forma di energia non rinnovabile che andrebbe sostituita [18].

È a questo proposito da sottolineare che, in genere, nei particolari contesti geografici di realizzazione degli impianti di DA, l’utilizzo del combustibile finale prodotto dall’impianto (biometano) non *sostituisce* le emissioni provenienti da altre fonti (combustibili fossili) ma *si somma* ad esse in considerazione della sistematica assenza di un’adeguata pianificazione di settore.

È anche utile ricordare che la combustione di biometano prodotto dagli impianti di DA, oltre a non sostituire altre forme di approvvigionamento fossile, potrebbe persino avere effetto inibente sulla produzione di energia da fonti rinnovabili. Una valutazione adeguata dell'impatto degli impianti di DA in termini di emissione di gas ad effetto serra non dovrebbe mai prescindere dalla situazione preesistente alla realizzazione.

È infine da ricordare che un incremento delle emissioni di gas serra, insieme alle altre emissioni inquinanti derivanti dall'impianto stesso (vedi paragrafo successivo), nell'area di realizzazione degli impianti di DA penalizzerebbe qualità e produttività delle colture presenti.

Infine, aspetto completamente ignorato è quello, **di assoluto rilievo**, delle **emissioni fuggitive di metano**. Il metano, infatti, ha un effetto clima-alterante circa 84 volte maggiore della CO<sub>2</sub> nel breve termine, circa 30 volte nel lungo termine. Gli impianti di DA generano considerevoli emissioni fuggitive di metano, di entità tale da compromettere la stessa sostenibilità di tali impianti in termini di carbon footprint [7-9].

È stato calcolato che i tassi di emissione di CH<sub>4</sub> da impianti di DA sono compresi tra 5,5 e 13,5 kg CH<sub>4</sub> h<sup>-1</sup>, corrispondenti all'1,4-8,3% della produzione di CH<sub>4</sub>[7]. Un'ulteriore analisi condotta su 23 impianti di produzione di biogas riportava emissioni di metano variabili tra 2.3 e 33.5 Kg CH<sub>4</sub>/hr (0.4-14.9% della produzione), con una emissione media pari a 10.4 Kg CH<sub>4</sub>/hr [8].

Un'analisi condotta su impianti di digestione anaerobica [10] ha dimostrato che, in UK, circa l'1.9% delle emissioni totali di metano sono dovute alle centrali a biogas.

Un'analisi condotta su impianti europei ha dimostrato che gli impianti alimentati con biomasse derivate dal letame ha perdite di metano pari in media al 3.7% del metano prodotto [11].

### 3. Emissione di inquinanti in atmosfera

Nonostante gli accorgimenti tecnici di solito utilizzati per minimizzare le emissioni, gli impianti di DA restano comunque sorgenti rilevanti di inquinanti atmosferici, generando preoccupazioni circa i cattivi odori e i possibili rischi sanitari [19].

Gli impianti di DA generano infatti numerose emissioni inquinanti in atmosfera (principalmente particolato, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, HCl, VOCs, odori, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, ammine, COD) durante tutte le fasi di lavorazione. Queste sono più numerose, tecnicamente più complesse e difficili da monitorare rispetto al solo compostaggio aerobico tradizionale.

Una meta-analisi condotta su 19 lavori pubblicati tra il 2000 e il 2022 [20] ha dimostrato che i lavoratori e le popolazioni che vivono vicino agli impianti di biogas possono essere esposti a diversi inquinanti (ad es. particolato ed inquinanti gassosi) ma anche ad aerosol di batteri, funghi, endotossine. Secondo gli autori "gli effetti sulla salute delle esposizioni a breve termine a PM, ozono, biossido di azoto e biossido di zolfo sono generalmente ben noti, sebbene gli effetti delle esposizioni a lungo termine non siano sempre completamente chiari. Pertanto, il monitoraggio ambientale non dovrebbe essere trascurato in queste popolazioni". Secondo questa analisi assolutamente non trascurabile sarebbe anche l'esposizione microbiologica a batteri, funghi ed endotossine, caratterizzati da elevata attività biologica e resistenza termica. Nell'analisi citata si sottolinea come risiedere in prossimità di impianti a biogas sia associato alla comparsa di malattie respiratorie croniche, allergie, irritazioni delle mucose [20].

Gli impianti di DA ricorrono in genere alla combustione in loco di parte del biogas prodotto. Questo avviene sia da parte di torce di emergenza destinate allo smaltimento degli eccessi di biogas che, soprattutto, per il soddisfacimento dei fabbisogni energetici elettrici e termici dell'impianto attraverso cogeneratori azionati da motori a combustione interna alimentati a biogas spillato dal processo di produzione anaerobica.

La combustione in loco del biogas in impianti di co-generazione finalizzati alla produzione di energia elettrica e termica, pur se dotati di sistemi di abbattimento per gli ossidi di azoto e composti organici volatili, causa l'emissione in atmosfera di numerosi composti chimici. Tra questi sono presenti in quantità critiche sostanze nocive alla salute umana, alcune delle quali cancerogene, come formaldeide (Gruppo 1 IARC), monossido di carbonio, NO<sub>x</sub>, HCl, VOCs, acetaldeide, metano incombusto, anidride carbonica.

Tutte le emissioni generate dagli impianti di DA e dalla lavorazione del digestato espongono potenzialmente sia i lavoratori che la popolazione residente in prossimità degli impianti a rischi non trascurabili.



Nell'analisi sugli impatti ambientali (e, di conseguenza, sanitari) delle emissioni prodotte dagli impianti di DA andrebbero tenuti in primaria considerazione alcuni specifici inquinanti tossici (ad es. formaldeide, silossani) non normati, oltre a inquinanti secondari [21] (particolato secondario, ozono) prodotti non direttamente dagli impianti ma dall'interazione degli inquinanti primari generati dal processo di DA con altri inquinanti presenti nell'area, attraverso reazioni fotochimiche.

Uno studio condotto su impianti italiani di produzione di biogas/biometano alimentati con frazione organica dei rifiuti urbani (FORSU) ha dimostrato elevati livelli di rischio (definiti dagli autori "non trascurabili" e "alti") per i lavoratori, a causa delle significative concentrazioni atmosferiche, nell'ambiente di lavoro, di **particolato** (in media fino a circa 204.88 µg/m<sup>3</sup>, concentrazioni di molto superiori a quelle indicate come tollerabili dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) per la popolazione generale, pari a ad una media annua di 20 µg/m<sup>3</sup>) e di **bioaerosol** (una miscela di tossine, batteri e miceti)[22]. I rischi per i lavoratori legati al bioaerosol sono stati esaminati anche da un altro recente studio che ha rilevato consistenti pericoli per la contaminazione da funghi patogeni[23].

Gli impianti di DA emettono inoltre, di solito, quantità non trascurabili di PTS. Incrementi nelle concentrazioni atmosferiche di PTS da 29 a 92 µg/m<sup>3</sup> sono in grado di aumentare il rischio di disturbi respiratori negli adulti[24]. Effetti ancora più marcati sono possibili per esposizioni in età pediatrica e in gravidanza. Incrementi significativi della mortalità in bambini di età inferiore a 10 anni sono stati descritti per concentrazioni di PTS superiori a 100 µg/m<sup>3</sup>[25]. Peggioramenti proporzionali della funzionalità respiratoria in età pediatrica sono stati rilevati per ogni incremento di 40 µg/m<sup>3</sup> delle concentrazioni atmosferiche di PTS[26] e, per esposizioni durante la gravidanza, incrementi proporzionali delle concentrazioni atmosferiche di PTS (variazioni medie inter-quartile) sono associate ad incrementi significativi del rischio di mortalità neonatale per tutte le cause e di mortalità neonatale per cause respiratorie[27].

La Tabella seguente riporta i fattori di emissione (quantità di inquinanti emessi per unità di energia prodotta) di impianti di cogenerazione alimentati a biogas con una potenza elettrica installata compresa tra 0,5 e 1 MW, in base agli attuali dati di letteratura, ripresi da una pubblicazione[28]:

**TABELLA. Fattori di emissione medi, minimi e massimi in impianti di cogenerazione alimentati con biogas con potenza elettrica uguale o inferiore a 1 MW**

	grammi/GJ			
	media e dev.st	Min	Max	Limiti legge*
CO	199 ± 134	64	434	233
NO <sub>2</sub>	197 ± 113	31	362	210
PM <sub>10</sub>	4,6 ± 4,4	1,3	9,5	5
Formaldeide	15 ± 8	9	28	-
SO <sub>2</sub>	28 ± 23	4	64	163

\*DM 2 aprile 2002, n. 60, D.lgs 152/06

Dalla tabella risulta un'ampia variabilità dei fattori di emissione, con valori medi simili alle concentrazioni previste dagli attuali limiti di legge e con conseguente elevato rischio di sfioramento degli stessi.

Si noti che i limiti di emissione per gli inquinanti gassosi concessi dalla normativa vigente agli impianti di combustione di biogas sono notevolmente superiori a quelli concessi alle centrali termoelettriche alimentate a gas naturale. Inoltre, è noto il fatto che i limiti normativi sono sempre frutto di un compromesso tra diverse esigenze tra cui spesso quelle economiche prevalgono su quelle di salute, quindi anche il rispetto dei limiti di emissione può non rappresentare una garanzia di assenza di rischio per la salute umana [29]. I fattori di emissione di polveri sottili di un impianto di cogenerazione alimentato a biogas, inoltre, sono maggiori di quelli di un simile impianto alimentato con gas naturale[18].

Dunque gli impianti di cogenerazione alimentati con combustione di biogas costituiscono un rischio aggiuntivo, rispetto alle situazioni preesistenti, per la salute dei residenti nelle aree limitrofe. Le emissioni di **formaldeide** rappresentano un problema assolutamente non trascurabile [9]. La formaldeide è il principale inquinante, fra i composti del carbonio, che si forma nei processi di combustione del metano in un motore a combustione interna[6], per l'incompleta combustione del metano, particolarmente favorita dal basso potere calorifico del biogas.

Una recente analisi condotta in impianti italiani ha registrato emissioni di formaldeide comprese tra 0.50 e 0.88 mg/Nm<sup>3</sup>[30]. Queste concentrazioni sono di assoluto rilievo alla luce della classificazione della formaldeide come "cancerogeno certo" (classe 1 IARC), del valore guida stabilito dall'OMS già nel 1987 per la popolazione generale, pari nel breve termine a 0.1mg/m<sup>3</sup> (media 30 minuti)[31] ed al valore guida proposto per esposizione cronica, pari a 0.21 mg/m<sup>3</sup>.

Dunque i possibili sfioramenti dei limiti di legge per la maggiore parte delle emissioni e la presenza della formaldeide dovrebbero costituire motivo sufficiente a spingere il legislatore a vietare la combustione del biogas in loco. Una recente analisi ha inoltre confermato come fortemente sottostimato il rischio cancerogeno da acetaldeide prodotta da impianti di DA, nei quali sarebbe uno dei cancerogeni dominanti. Oltre a questo, l'analisi ha sottolineato il rischio cancerogeno da emissioni di benzene e rischi sanitari non-cancerogeni da H<sub>2</sub>S e etil-acetato[32].

Tra gli inquinanti gassosi, gli impianti di DA emettono quantità non trascurabili di **NO<sub>x</sub>**.

Un'analisi condotta da ricercatori dell'Università di Padova su impianti italiani di produzione di biogas da digestione anaerobica [33] ha dimostrato che il limite di emissione di NO<sub>x</sub> veniva superato da due impianti dei sei esaminati. Inoltre, i confronti tra i motori alimentati a biogas o a gas naturale mostravano chiaramente come le emissioni di NO<sub>x</sub> e CO fossero più elevate nel caso del biogas[33].

Le emissioni di NOx hanno effetti diretti sulla salute umana, senza un limite al di sotto del quale le concentrazioni atmosferiche di questo inquinante gassoso siano ritenute innocue per la salute[34]. Il rischio sanitario negli esposti è proporzionale alle concentrazioni atmosferiche[35, 36] e le emissioni di NOx generano, nel breve termine, aumento di mortalità per tutte le cause e per cause cardio-respiratorie[37] e, nel lungo termine, tumore maligno del polmone[35, 36]. Il rischio di cancro del polmone è proporzionale alle concentrazioni atmosferiche di NOx (incremento del rischio del 3% per ogni incremento di 10 µg/m<sup>3</sup> delle concentrazioni atmosferiche di NOx) e di NO<sub>2</sub> (incremento del rischio del 4% per ogni incremento di 10 µg/m<sup>3</sup> delle concentrazioni atmosferiche di NO<sub>2</sub>) [35].

Le emissioni di NOx degli impianti di DA, inoltre, si sommano a quelle dello stesso inquinante prodotte dal traffico veicolare, dal riscaldamento domestico e da altre fonti presenti nell'area di realizzazione degli impianti e contribuirebbero ad incrementare in maniera significativa la formazione di ozono e di altri inquinanti secondari [21, 38-41]. Le emissioni di NOx sono, infatti, insieme a quelle di ammonio, tra le cause principali di formazione di particolato secondario da impianti di produzione di biogas [9], oltre che essere precursori dell'ozono.

Un'analisi condotta da ricercatori dell'Università di Padova ha calcolato il danno sanitario generato dagli impianti di digestione anaerobica operativi sul territorio italiano, dimostrando che nel corso di un anno di attività tali impianti generano, a livello europeo, la perdita di 2661 anni di vita, principalmente a causa delle emissioni di NOx[42].

I **silossani** sono sostanze frequentemente contenute in rifiuti di origine domestica e in acque reflue e sono volatilizzati nel biogas prodotto da DA. Quando ossidati, i silossani si convertono in ossidi di silicene[6] e sono presenti nelle emissioni da combustione di biogas come particelle di dimensioni nanometriche (5-100nm), con effetti potenzialmente tossici per la salute umana (cancerogeni, mutageni, asmagenici e con effetti negativi per la riproduzione)[43]. È rilevante ricordare come le particelle nanometriche possano spostarsi anche di centinaia di Km dal punto di origine per effetto degli agenti atmosferici e che rappresentano la frazione granulometrica con i rischi più elevati dal punto di vista sanitario.

È stato dimostrato come particelle nanometriche di ossidi di silicene siano in grado di generare processi flogistici cronici (specie se associati a temperature fredde) e alterazioni metaboliche in cellule adipose[44] e, in modelli animali, siano in grado di attivare processi neurodegenerativi[45, 46]. La presenza di ossidi di silicene nelle emissioni degli impianti di DA non è in genere considerata dai proponenti, così come le potenziali conseguenze ambientali e sanitarie.

Alcune delle sostanze tossiche emesse dagli impianti di DA non sono normate (ad es. VOCs, formaldeide), pur comportando documentati e rilevanti rischi sanitari anche per incrementi modesti delle loro concentrazioni atmosferiche.

Una analisi condotta sulle conseguenze delle emissioni da VOCs da impianti di digestione anaerobica di FORSU ha mostrato che composti ossigenati e terpeni erano i componenti principali dei VOCs emessi (oltre il 98% delle emissioni totali di VOCs) e che i rischi cancerogeni legati alle emissioni di VOCs superavano la soglia di sicurezza, generando rischi per i residenti nelle aree limitrofe [19].

È inoltre da considerare il rilevante problema dell'emissione di inquinanti secondari (soprattutto particolato secondario, ozono) che si formano a valle delle sorgenti puntiformi e diffuse a partire da precursori gassosi, ammonio e acqua[47].

Gli impianti di DA emettono, oltre agli ossidi di azoto, quantità difficilmente prevedibili di NH<sub>3</sub>, uno dei principali precursori del PM<sub>2.5</sub> secondario, che contribuisce per più dell'80% alla frazione atmosferica totale di PM<sub>2.5</sub>[48, 49]. Questo può influenzare la mortalità generata da PM<sub>2.5</sub>[50].

Si ricorda, a questo proposito, che per il particolato non è identificabile una soglia minima al di sotto della quale esso non sia in grado di causare effetti sanitari misurabili[51, 52] e che qualunque incremento (anche minimo) delle concentrazioni atmosferiche di particolato potrebbe essere responsabile di conseguenze misurabili sulla salute degli esposti (compresi i lavoratori). Le concentrazioni di particolato secondario, inoltre, potrebbero essere di molto superiori a quelle di particolato primario (quello emesso direttamente dall'impianto).

Tra gli inquinanti secondari deve essere ricordato anche l'ozono (O<sub>3</sub>), uno dei principali componenti dello smog fotochimico. Si forma per processi fotochimici dalla reazione della luce solare con inquinanti quali NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, ossidi di carbonio [53] e composti organici volatili [54, 55]. Tutti questi inquinanti vengono prodotti dagli impianti di DA e, di conseguenza, le emissioni di questi potranno generare un incremento delle concentrazioni atmosferiche di ozono. La formazione e le conseguenze di tale inquinante non sono in genere considerate dai proponenti degli impianti. L'ozono può causare problemi respiratori, scatena crisi asmatiche, riduce la funzione polmonare e causa patologie polmonari [56], compromette lo sviluppo dell'apparato respiratorio in età pediatrica [57]. La concentrazione atmosferica di questo inquinante è persino stata messa recentemente in relazione all'insorgenza e alla frequenza degli attacchi di panico negli esposti [58].

Alcuni studi condotti in Paesi europei hanno dimostrato che per ogni incremento di 10µg/m<sup>3</sup> nella concentrazione atmosferica di ozono (indipendentemente dal rispetto dei limiti di legge) si hanno incrementi significativi della mortalità giornaliera per tutte le cause, per cause respiratorie e cardiovascolari (studio APHEA 2) [59, 60]. È stato inoltre dimostrato che l'esposizione a lungo termine ad ozono può contribuire alla patogenesi del tumore maligno del polmone [61], induce una serie di alterazioni neurologiche[62] e aumenta il rischio di M. di Parkinson negli esposti[63].

#### **4. Qualità del compost prodotto dagli impianti di DA e potenziali effetti ambientali e sanitari del suo utilizzo**

Le caratteristiche del digestato prodotto dagli impianti di DA possono essere molto variabili e quindi anche l'impatto ambientale, il costo di produzione, il valore di mercato e l'utilità in agricoltura possono variare in base alle caratteristiche stesse [64]. Un digestato di alta qualità ad es. richiede dei trattamenti per ridurre il contenuto di sostanze chimiche tossiche organiche e inorganiche e di batteri potenzialmente pericolosi, e per limitare la conversione dell'azoto proteico in ammoniacale [65]. Tutto questo concorre ad aumentare i costi energetici ed economici riducendo l'efficienza e non garantendo comunque sempre il raggiungimento del risultato. La DA, infatti, non è sempre in grado di rimuovere efficacemente alcuni contaminanti tossici organici e inorganici presenti nelle frazioni in ingresso come, ad esempio, farmaci [66, 67], sostanze chimiche tossiche [68, 69] e metalli pesanti [70].

Dal punto di vista tossicologico alcune sostanze chimiche (compresi alcuni farmaci [66, 67]), possono raggiungere nel prodotto finale della DA concentrazioni maggiori rispetto a quelle presenti nel materiale in ingresso all'impianto. Uno studio ha dimostrato che, su 13 composti chimici identificati in fanghi da depurazione avviati a DA, solo 3 venivano degradati in seguito a trattamento, mentre tutti gli altri (pesticidi, psicofarmaci, FANS, antipertensivi, antibiotici) aumentavano [66].

Un recente studio condotto sulla DA di FORSU ha mostrato che tale procedura può comportare una concentrazione di metalli pesanti nel digestato, con un incremento medio di 1.6 volte [70]. Le elevate concentrazioni di metalli pesanti, inoltre, possono essere trasferite ai prodotti agricoli coltivati nei campi trattati con digestato, con possibili conseguenze sulla salute umana [71].

L'aspetto relativo alla presenza di metalli pesanti assume particolare rilievo nel caso di ingresso nell'impianto di DA di fanghi e/o ceneri leggere e pesanti derivanti da processi di combustione. Questi materiali comportano enormi criticità potenziali per il loro elevato contenuto in sostanze tossiche, metalli pesanti compresi. I fanghi in ingresso all'impianto possono infatti contenere un ampio spettro di sostanze tossiche organiche e inorganiche come metalli pesanti [71], farmaci [72], pesticidi. La presenza nei fanghi di antibiotici, antibatterici e metalli [73-75]) può anche promuovere la selezione di **geni di antibiotico-resistenza (ARG) e batteri antibiotico-resistenti** che, oltre a generare rischi sanitari per esseri umani e animali, possono alterare la comunità microbica naturale dei suoli e la loro funzione, ed entrare nella catena alimentare [76].

Nei fanghi compostati è stata segnalata la presenza di numerosi farmaci (ad es antibiotici, antinfiammatori, psicofarmaci, ormoni) e il compostaggio è in grado di ridurre la concentrazione solo di alcune di queste sostanze tossiche [74]. La mancata capacità, da parte della DA, di rimuovere efficacemente contaminanti organici dalla frazione organica [68, 69] può generare genotossicità [69].

Dal punto di vista microbiologico, la DA non è sempre in grado di rimuovere efficacemente **germi patogeni** presenti nelle frazioni organiche in ingresso all'impianto[77], compresi i clostridi[78].

Una recente indagine sugli impianti di DA di tipo Wet (ad umido) ha dimostrato che questi non inattivano efficacemente i *Firmicutes* sporigeni[79].

È stato rilevato che rischi particolarmente alti per i consumatori finali possono derivare dalla presenza di *Klebsiella* e *Salmonella*[80], rendendo indispensabili ulteriori trattamenti.. Tuttavia, neanche il successivo compostaggio aerobico del digestato appare in grado di ridurre in maniera utile la presenza di alcuni batteri patogeni come, ad esempio, la *Salmonella Derby*[81], un batterio di origine animale in grado di causare infezioni ed epidemie nell'uomo[82-84].

Esiste, dunque, il rischio che ammendanti provenienti da impianti di DA possano veicolare batteri patogeni ai vegetali destinati al consumo umano[85].

Inoltre, indipendentemente dalla presenza di batteri patogeni, la presenza di residui di antibiotici[67] e di **geni di antibiotico-resistenza (ARG)** nel digestato[67] può incrementare il rischio di diffusione ambientale di antibiotico-resistenza [86, 87]. A questo proposito, di assoluto rilievo appaiono recenti evidenze che dimostrano l'aumento significativo del rischio associato ad ARG e batteri patogeni secondario alla presenza di **microplastiche** nelle biomasse utilizzate per alimentare gli impianti di DA [88-91]. Le microplastiche (in particolare il polietilene[92]), infatti, ormai ubiquitarie e sempre più presenti nei fanghi di smaltimento, riducono l'idrolisi e l'acidogenesi delle sostanze organiche e la metanogenesi a causa dell'inibizione dell'attività dei microrganismi anaerobici e degli enzimi chiave[88, 92]. In tal modo le microplastiche agiscono come substrati per arricchire i microrganismi anaerobici e riducono l'abbondanza e la funzione dei microrganismi liberi che metabolizzano le sostanze organiche. A questo si aggiunge la presenza di composti organici, tra cui vari plastificanti (dibutilftalato) e prodotti di scissione a catena (acido benzoico) da abrasioni fisiche di microplastiche, che contribuiscono in maniera significativa all'inibizione della digestione anaerobica e alla formazione di specie reattive dell'ossigeno [88]. Il principale e più rischioso risultato finale di tali processi, in termini sanitari, è l'incremento del rischio di formazione e trasmissione di ARG [90, 91, 93].

## 5. Conseguenze della presenza di PFAS nel materiale in ingresso agli impianti di DA

I PFAS sono una famiglia di composti organici di sintesi costituiti da una catena alchilica lineare o ramificata, idrofobica di varia lunghezza (in genere da 4 a 16 unità di carbonio) alla cui estremità si trova un gruppo funzionale polare (principalmente carbossilato, solfonato o fosfato). I due PFAS prodotti in quantità maggiori, più comunemente usati in passato e presenti nell'ambiente, sono: l'acido perfluorooctansolfonico (PFOS) e l'acido perfluorooctanoico (PFOA).

PFOS e PFOA e le molte altre migliaia di sostanze fluorurate sono ampiamente impiegati in diversi processi industriali e questo ha causato una loro presenza ambientale ubiquitaria a livello globale. I PFAS a catena più corta, che sono stati utilizzati nel tentativo di sostituire PFOA e PFOS, hanno spesso causato problemi simili in termini di rischio ambientale. Infatti, anche se i PFAS a catena corta sembrano avere una minore tendenza a bioaccumularsi negli organismi viventi, essi sono comunque altamente persistenti nell'ambiente, hanno una maggiore mobilità ambientale e sono difficili da degradare. La persistenza dei PFAS nell'ambiente è associata al bioaccumulo nella catena trofica, aspetto che crea allarme per i rischi per gli animali, compreso l'uomo. Sono infatti numerose le evidenze che associano il bioaccumulo di PFAS nell'essere umano con svariate e serie patologie, principalmente a causa della capacità di queste sostanze tossiche di avere effetti di interferenza endocrina e di agire da cancerogeni.

I fanghi di depurazione delle acque reflue e i residui organici dei rifiuti urbani possono contenere sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS). Se questi materiali vengono trattati in processi che non garantiscono la completa degradazione dei PFAS, come nel caso della digestione anaerobica, è probabile che questi ultimi ritornino nell'ambiente, aria, suolo, acqua e catena alimentare.

I PFAS sono contaminanti prioritari nei fanghi[94]. PFAS sono stati rilevati in tutti i campioni di compost, letame, fanghi analizzati in uno studio, con concentrazioni nei fanghi che variavano da 10 a 1310 µg/kg [95].

I trattamenti primari e secondari degli impianti di trattamento delle acque reflue (WWTP) generano grandi volumi di rifiuti organici contaminati da PFAS [96] e i fanghi provenienti da questo tipo di impianti rappresentano un fonte rilevante di dispersione dei PFAS nell'ambiente[97].

La quantità e la composizione dei PFAS nei fanghi dipendono dalla fonte, che può essere domestica o industriale, così come dalle condizioni operative delle unità di trattamento a valle [98, 99]. Le quantità rilevate sono maggiori nelle acque reflue industriali ma PFAS sono stati rilevati anche nei fanghi di piccoli impianti di trattamento delle acque reflue municipali senza fonti industriali dirette note [100].

Una recente meta-analisi [101] dei risultati riportati in 44 pubblicazioni peer-reviewed che includono 460 campioni affluenti e 528 di effluenti di impianti di depurazione delle acque reflue, raccolti in 21 paesi, in cui sono stati misurati cinque acidi carbossilici perfluorurati (PFCA) e tre acidi solfonici perfluorurati (PFSA), ha confermato la loro presenza negli impianti civili di depurazione delle acque.

La recensione di Vo et al. (2020) riporta che le concentrazioni di PFAS negli effluenti domestici sarebbero  $> 100$  ng/litro [102].

Una conseguenza sfortunata degli sforzi per ridurre la contaminazione da PFAS convenzionali a catena lunga è l'aumento della produzione e dell'uso di PFAS a catena più corta (C4-C6), che ora sono onnipresenti a concentrazioni relativamente elevate negli impianti di trattamento delle acque reflue. Questi composti, più mobili e persistenti, rappresentano una sfida maggiore per il trattamento, perché la loro rimozione dall'acqua è spesso poco efficace con i metodi convenzionali e ciò aumenta i rischi ambientali. I PFAS, siano essi a catena lunga, corta, ultra-corta e altri nuovi PFAS alternativi sono tra le sostanze meno suscettibili di biodegradazione a causa del forte legame carbonio-fluoro.

PFAS a catena corta si possono formare durante il trattamento nei WWTP. I PFAS a catena corta sono più persistenti rispetto a quelli a catena lunga, con conseguente presenza a lungo termine. Il rilascio di composti volatili rappresenta un'altra possibile via di trasferimento dei precursori dalle acque reflue all'aria anche se al momento rimane un aspetto inesplorato. I fanghi e i biosolidi provenienti dagli impianti di trattamento delle acque reflue rappresentano fonti di dispersione di PFAS nell'ambiente [103].

Lo studio di Lazcano et al. [104] ha valutato prima e dopo vari trattamenti il carico di PFAS in prodotti a base di fanghi disponibili in commercio. Sono stati quantificati 17 acidi perfluoroalchilici (PFAA) con uno screening per 30 precursori di PFAA. I processi di trattamento non hanno ridotto i carichi di PFAA, ad eccezione della miscelazione, che ha solo diluito le concentrazioni. Il trattamento termico (45 min. a  $480\text{--}650^{\circ}\text{C}$ ) ha portato a un aumento delle concentrazioni totali di PFAA del 53% ( $49\text{--}75$   $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), dovuto principalmente all'aumento delle concentrazioni di PFHxA. Secondo un altro studio, sottoporre i PFAS a un processo di idrolisi termica (THP) prima della digestione anaerobica non influenza significativamente la concentrazione complessiva di PFAS nei fanghi trattati [105].

Tutto ciò conferma che i PFAS sono composti recalcitranti a tutti i trattamenti e che le varie modalità usate per degradarli non fanno altro che spostare il carico di queste sostanze da un comparto ambientale all'altro.



Desta forte preoccupazione anche la presenza dei PFAS nel compost da rifiuti alimentari. L'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti (EPA) ha affrontato il problema della presenza dei contaminanti persistenti nei residui di cibo in un report del 2021 dal titolo “Emerging Issues In Food Waste Management, Persistent Chemical Contaminants”

(<https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-08/emerging-issues-in-food-waste-management-persistent-chemical-contaminants.pdf>).

Nel report si afferma che i flussi di rifiuti alimentari rappresentano una fonte di contaminazione da sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS) nei compost e nei digestati, con PFAS rilevati nei rifiuti alimentari, nei materiali a contatto con gli alimenti e nei compost prodotti dai rifiuti alimentari. La presenza di PFAS nei rifiuti alimentari è ulteriormente confermata da diversi studi che riportano PFAS negli alimenti (i precursori dei rifiuti alimentari) provenienti da aree non contaminate. Nello studio di Choi et al. [106], i compost prodotti da una varietà di materiali di alimentazione misti, come rifiuti alimentari, rifiuti verdi (foglie ed erba) e letame, hanno mostrato livelli totali di PFAS che variano da 2,3 a 75 µg/kg, in 7 campioni, oltre il 64% dei PFAS erano acidi perfluorocarbossilici (PFCA) e oltre il 68% erano Acidi perfluoroalchilici (PFAA) a catena corta di cui il più abbondante era il PFHxA. Altri due campioni derivati da erba e altri scarti da giardino avevano carichi di PFAA inferiori a 3,9 µg/kg, mentre un campione di compost domestico, che includeva rifiuti alimentari e filtri per caffè, aveva un valore leggermente più alto, pari a 7,60 µg/kg. In pratica i compost da rifiuti alimentari avevano livelli di PFAS più elevati rispetto al compost da rifiuti verdi [106].

Anche ipotizzando che una certa quota di biodegradazione dei PFAS possa avvenire durante il compostaggio e la digestione anaerobica dei rifiuti alimentari, la percentuale di degradazione durante i tempi di residenza previsti per entrambi i trattamenti sarebbe comunque limitata [107].

Nei trattamenti cui vengono sottoposti i fanghi avviene la degradazione dei PFAS a catena lunga in PFAA a catena più corta e questo, come abbiamo detto, favorisce la migrazione di queste sostanze dalla fase solida a quella acquosa [108].

Nello studio di Deligiannis et al. [109] non è stata osservata la rimozione dei PFAS target durante la digestione anaerobica termofila, sia nel reattore convenzionale di digestione anaerobica (AD) sia nel reattore di digestione anaerobica con applicazione di tensione (AD-V).

O'Connor et al. (2022) fanno osservare che gli studi relativi alla concentrazione di PFAS nei compost e nei digestati sono limitati e che in molti paesi non esistono attualmente normative specifiche sui PFAS nei compost e nei digestati [110].

Attualmente non esiste un metodo analitico validato a livello multi-laboratorio per il rilevamento dei PFAS nei solidi (ad esempio, rifiuti alimentari, compost, digestati), sebbene all'interno di alcune

organizzazioni esistano metodi standardizzati per l'analisi dei PFAS in matrici solide e suolo. (*Emerging Issues In Food Waste Management, Persistent Chemical Contaminants. 2021* citato sopra).

Un altro aspetto preoccupante è che non esistono standard validati per misurare tutti i PFAS. Fonti EPA riportano più di 16.000 sostanze in due liste separate: 14.735 in PFASSTRUCTV4 2022 [<https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCTV5>] e altre 1.258 in PFASDEV2 - August 2021 = [<https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASDEV2>]. A fronte di questi numeri viene riportato che la frazione di PFAS nota e misurabile con analisi target è dell'1% e che la quota restante del 99% è ancora piuttosto difficile da misurare (Humez in Webinar on the Prevention of PFAS Pollution and Monitoring of PFAS Environmental Releases. OECD Chemical Safety and Biosafety. 2023. <https://www.youtube.com/watch?v=I6XRGRWGrSA>).

In definitiva, ciò che siamo in grado di misurare attualmente su fanghi, compost, digestato derivato da processi di digestione anaerobica è solo una minima parte di ciò che dovremmo cercare.

In conclusione, i fanghi degli impianti di depurazione delle acque reflue e i rifiuti alimentari sono una fonte di contaminazione da sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS) nei compost e nei digestati. La letteratura scientifica attuale fornisce informazioni limitate sulla presenza di PFAS nel biogas prodotto durante la digestione anaerobica (EPA report 2021). Tuttavia, considerando la volatilità di alcuni PFAS e il fatto che gli impianti per questo tipo di trattamento possono generare emissioni fuggitive, esiste la possibilità che tracce di questi composti siano presenti nel biogas e nell'aria. Sono necessarie ulteriori ricerche per determinare con precisione la presenza e le concentrazioni di PFAS nel biogas. La gestione dei PFAS negli impianti di digestione anaerobica è cruciale per ridurre il rischio di contaminazione ambientale. È importante monitorare e controllare le fonti di PFAS nei materiali in ingresso agli impianti e considerare tecnologie di trattamento adeguate a rimuovere o ridurre la concentrazione di questi composti sia nel digestato che nel biogas.

## **6. Inquinamento olfattivo**

Come gli impianti di compostaggio aerobico, anche gli impianti di digestione anaerobica possono generare inquinamento odorigeno, soprattutto a causa dell'emissione di H<sub>2</sub>S, ammonio e composti volatili organici (VOCs)[111-113], metantiolo, propandiolo, acetaldeide [32]. Le emissioni odorigene hanno variabilità stagionale [113, 114] e possono essere associate a rischi sanitari[32]. L'inquinamento olfattivo dagli impianti di DA si può generare sia nel processo di digestione anaerobica e lavorazione del digestato, sia in quello successivo di compostaggio aerobico di quest'ultimo.

È importante sottolineare come l'entità dell'inquinamento odorigeno sia tale da generare effetti sanitari sia nel caso del compostaggio aerobico che di quello anaerobico [114].

L'inquinamento olfattivo generato da impianti di compostaggio aerobico è frequentemente invocato per giustificare la conversione di impianti aerobici esistenti o la realizzazione ex novo di impianti di digestione anaerobica. Eppure le emissioni odorigene degli impianti di compostaggio aerobico tradizionale possono essere ben controllate soprattutto tramite un adeguato dimensionamento degli impianti stessi, l'utilizzo di biofiltri adeguati e correttamente dimensionati e il rispetto delle BAT (Best Available Technologies) di settore. Il problema delle maleodoranze va dunque affrontato ponendo particolare attenzione alla corretta progettazione e gestione degli impianti e adottando tutte le tecnologie necessarie per evitarle.

## 7. Possibili rischi da incidente rilevante

Gli impianti di DA generano gas infiammabili e utilizzano elevate temperature e pressioni nel processo produttivo. Per questi motivi sono ad elevato rischio di incidenti rilevanti.

A luglio 2018 è stata pubblicata su una rivista internazionale una ricognizione degli incidenti occorsi in Europa in impianti per la produzione di biogas. Gli Autori osservavano che la rapida crescita degli impianti a biogas realizzati negli ultimi anni nel nostro continente è associata ad un incremento nel numero assoluto di incidenti durante le fasi di operatività e che quest'ultimo sta crescendo molto più rapidamente della quantità di energia prodotta da queste installazioni[115]. Sono stati esaminati un totale di 208 incidenti occorsi in impianti di produzione di biogas europei tra il 2006 e il 2016, un numero che gli stessi autori hanno definito sottostimato rispetto a quello reale. Tutti gli impianti erano stati realizzati e monitorati secondo le normative vigenti e gli incidenti consistevano in gran parte in incendi, emissioni anomale, avvelenamenti o soffocamenti da gas, esplosioni, versamenti inquinanti nell'ambiente. Nel periodo 2006-2015 quattro di questi incidenti sono stati fatali e, tra il 2007 e il 2011, il numero degli incidenti è quintuplicato[115].

Questi dati dimostrano che la sicurezza di questi tipi di impianti deve essere ancora molto migliorata e che, qualora realizzati, la loro presenza fisica rappresenta di per sé un pericolo per i territori su cui insistono e per i lavoratori, nonostante le precauzioni previste per legge. Dal punto di vista normativo, in ogni caso, le nuove disposizioni in materia di classificazione di sostanze pericolose (D.Lgs. 105/2015) assoggettano questi tipi di impianti alla direttive previste dalla normativa Seveso (art. 3, comma 1, lett. "o" D.Lgs. 105/2015), anche perché la normativa Seveso III, in modo più esplicito rispetto al passato, inserisce i rifiuti tra le sostanze/miscele che concorrono al raggiungimento delle soglie che determinano l'assoggettabilità al campo di applicazione della suddetta normativa. In particolare la Nota 5 all'Allegato 1 del D.Lgs 105/2015 riporta che *“Le sostanze pericolose che non sono comprese nel regolamento CLP (CE) n. 1272/2008, compresi i rifiuti, ma che si trovano o possono trovarsi in uno stabilimento e che presentano o possono presentare, nelle condizioni esistenti in detto stabilimento, proprietà analoghe per quanto riguarda la possibilità di incidenti rilevanti, sono provvisoriamente assimilate alla categoria o alla sostanza pericolosa specificata più simile, che ricade nell'ambito di applicazione del presente decreto”*.

## 8. Conclusioni

Il contenuto del presente documento suggerisce che gli impianti di DA finalizzati alla produzione di biogas/biometano e digestato:

1. Possono non essere sostenibili dal punto di vista ambientale. In particolare, la frazione organica con la quale gli impianti sono alimentati potrebbe essere gestita in maniera più sostenibile privilegiando la riduzione della produzione (specie nel caso delle biomasse di origine animale, ad elevato impatto ambientale e sanitario), l'autocompostaggio e il compostaggio aerobico tradizionale, scelta di primo livello tra le possibili modalità di gestione della frazione organica dei rifiuti. Inoltre, il fabbisogno energetico locale dovrebbe essere coperto, laddove necessario, privilegiando l'efficientamento energetico e le fonti realmente rinnovabili ed escludendola produzione di energia mediante combustione, come invece avverrebbe con la produzione e l'utilizzazione di biometano.

2. Possono contribuire ad incrementare le emissioni di gas ad effetto clima-alterante. Tale effetto è proporzionale all'incremento numerico e dimensionale degli impianti, alla quantità di digestato prodotto ed al suo utilizzo. Contributo significativo deriva dalle emissioni fuggitive di metano, gas dotato di potenzialità clima-alteranti enormemente maggiori rispetto alla CO<sub>2</sub>.

3. Rappresentano una sorgente addizionale di emissioni inquinanti in atmosfera (inquinanti gassosi, particolato, bioaerosol), oltre che di inquinamento olfattivo. È importante ricordare che le emissioni inquinanti non riguardano solamente composti chimici organici e/o inorganici ma anche batteri, funghi e tossine di origine microbica. La produzione di inquinanti impone la pianificazione di un adeguato e costante monitoraggio ambientale e sanitario non solo dei lavoratori ma anche dei residenti nelle aree limitrofe agli impianti. È anche importante ricordare che molti degli inquinanti prodotti dagli impianti di DA sono attualmente non normati, nonostante siano noti i rischi per la salute umana. Questo potrebbe generare pericolose sottostime e inadeguatezze sia nelle valutazioni d'impatto ambientale e sanitario preliminari (ante operam) sia nelle misure di monitoraggio e controllo ambientale. È anche rilevante ricordare come la quantità di inquinanti generata dalla DA dipenda non solo da ciò che viene direttamente emesso dall'impianto ma anche dalla formazione di inquinanti secondari anche questi pericolosi per la salute umana, il cui impatto non viene generalmente considerato nel corso degli iter autorizzativi.

4. Generano effetti negativi ambientali e sanitari secondari alla produzione e all'utilizzo del digestato. Tali effetti sono legati alla produzione di gas clima-alteranti e all'incapacità della DA di ridurre in maniera utile il contenuto di specifiche sostanze chimiche tossiche organiche e inorganiche e di batteri potenzialmente pericolosi presenti nelle biomasse che alimentano l'impianto. Inoltre, la presenza nelle biomasse di antibiotici, antibatterici, metalli e microplastiche è in grado di promuovere la selezione di geni di antibiotico-resistenza e di batteri antibiotico-resistenti che, oltre a generare rischi sanitari per esseri umani e animali, possono alterare la comunità microbica naturale dei suoli e la loro funzione, ed entrare nella catena alimentare.

5. Generano inquinamento olfattivo in grado di alterare la qualità della vita dei residenti nelle aree limitrofe, e causare possibili effetti negativi sulla salute umana. Tale rischio è legato sia al ciclo di DA che al compostaggio aerobico previsto per il successivo trattamento del digestato prodotto.

6. Possono generare incidenti rilevanti secondari alla produzione di gas infiammabili e all'utilizzo di elevate temperature e pressioni. Tale rischio, da non sottovalutare, è ipotizzabile in base ad evidenze presenti nella letteratura internazionale e derivanti da analisi di incidenti precedenti che hanno coinvolto impianti realizzati a livello Europeo.

Per la gestione delle biomasse organiche è necessario quindi orientarsi in primis verso una riduzione della produzione e prevedere un trattamento meno impattante e rischioso di quello anaerobico, come può essere quello aerobico gestito in maniera corretta.

## 9. Bibliografia

- [1] Di Ciaula A, Gentilini P, Laghi F, Tamino G, Mocci M, Migaletto V. Il trattamento della frazione organica dei rifiuti urbani (FORSU). International Society of Doctors for Environment (ISDE); 2015.
- [2] Murphy DJ, Raugai M, Carbajales-Dale M, Rubio Estrada B. Energy Return on Investment of Major Energy Carriers: Review and Harmonization. *Sustainability*. 2022;14:7098.
- [3] Wang C, Zhang L, Chang Y, Pang M. Energy return on investment (EROI) of biomass conversion systems in China: Meta-analysis focused on system boundary unification. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2021;137:110652.
- [4] Diesendorf M, Wiedmann T. Implications of Trends in Energy Return on Energy Invested (EROI) for Transitioning to Renewable Electricity. *Ecological Economics*. 2020;176:106726.
- [5] Vasco-Correa J, Khanal S, Manandhar A, Shah A. Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. *Bioresour Technol*. 2018;247:1015-26.
- [6] Kuo J, Dow J. Biogas production from anaerobic digestion of food waste and relevant air quality implications. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2017;67:1000-11.
- [7] Fredenslund AM, Hinge J, Holmgren MA, Rasmussen SG, Scheutz C. On-site and ground-based remote sensing measurements of methane emissions from four biogas plants: A comparison study. *Bioresour Technol*. 2018;270:88-95.
- [8] Scheutz C, Fredenslund AM. Total methane emission rates and losses from 23 biogas plants. *Waste Manag*. 2019;97:38-46.
- [9] Paolini V, Petracchini F, Segreto M, Tomassetti L, Naja N, Cecinato A. Environmental impact of biogas: A short review of current knowledge. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 2018;53:899-906.
- [10] Bakkaloglu S, Lowry D, Fisher RE, France JL, Brunner D, Chen H, et al. Quantification of methane emissions from UK biogas plants. *Waste Manag*. 2021;124:82-93.
- [11] Wechselberger V, Hrad M, Buhler M, Kupper T, Spangl B, Fredenslund AM, et al. Assessment of whole-site methane emissions from anaerobic digestion plants: Towards establishing emission factors for various plant configurations. *Waste Manag*. 2025;191:253-63.
- [12] Moller J, Boldrin A, Christensen TH. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*. 2009;27:813-24.
- [13] Fan YV, Klemes JJ, Lee CT, Perry S. Anaerobic digestion of municipal solid waste: Energy and carbon emission footprint. *J Environ Manage*. 2018;223:888-97.
- [14] Ruiz D, San Miguel G, Corona B, Gaitero A, Dominguez A. Environmental and economic analysis of power generation in a thermophilic biogas plant. *Sci Total Environ*. 2018;633:1418-28.
- [15] Rigby H, Smith SR. Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. *Waste Manag*. 2013;33:2641-52.
- [16] Morris J, Brown S, Cotton M, Matthews HS. Life-Cycle Assessment Harmonization and Soil Science Ranking Results on Food-Waste Management Methods. *Environ Sci Technol*. 2017;51:5360-7.
- [17] Liu Y, Sun W, Liu J. Greenhouse gas emissions from different municipal solid waste management scenarios in China: Based on carbon and energy flow analysis. *Waste Manag*. 2017;68:653-61.

- [18] Blengini GA, Brizio E, Cibrario M, Genon G. LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability. *Resources, Conservation and Recycling*. 2011;57:36-47.
- [19] Zheng G, Liu J, Shao Z, Chen T. Emission characteristics and health risk assessment of VOCs from a food waste anaerobic digestion plant: A case study of Suzhou, China. *Environ Pollut*. 2020;257:113546.
- [20] Tamburini M, Perneti R, Anelli M, Oddone E, Morandi A, Osuchowski A, et al. Analysing the Impact on Health and Environment from Biogas Production Process and Biomass Combustion: A Scoping Review. *International journal of environmental research and public health*. 2023;20.
- [21] Grosjean D, Seinfeld JH. Parameterization of the formation potential of secondary organic aerosols. *Atmospheric Environment*. 1989;23:1733-47.
- [22] Traversi D, Gorrasi I, Pignata C, Degan R, Anedda E, Carletto G, et al. Aerosol exposure and risk assessment for green jobs involved in biomethanization. *Environ Int*. 2018;114:202-11.
- [23] Mbareche H, Veillette M, Dubuis ME, Bakhiyi B, Marchand G, Zayed J, et al. Fungal bioaerosols in biomethanization facilities. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2018.
- [24] Vegni FE, Castelli B, Auxilia F, Wilkinson P. Air pollution and respiratory drug use in the city of Como, Italy. *European journal of epidemiology*. 2005;20:351-8.
- [25] Diaz J, Linares C, Garcia-Herrera R, Lopez C, Trigo R. Impact of temperature and air pollution on the mortality of children in Madrid. *J Occup Environ Med*. 2004;46:768-74.
- [26] Sugiri D, Ranft U, Schikowski T, Kramer U. The influence of large-scale airborne particle decline and traffic-related exposure on children's lung function. *Environ Health Perspect*. 2006;114:282-8.
- [27] Son JY, Bell ML, Lee JT. Survival analysis of long-term exposure to different sizes of airborne particulate matter and risk of infant mortality using a birth cohort in Seoul, Korea. *Environ Health Perspect*. 2011;119:725-30.
- [28] Schievano A, Adani F, Terruzzi L. Emissioni da cogeneratori installati in impianti di biogas. revisione critica di dati da letteratura scientifica. Milano: Dipartimento di scienze agrarie e ambientali, Università di Milano.
- [29] Di Ciaula A. Emergency visits and hospital admissions in aged people living close to a gas-fired power plant. *European journal of internal medicine*. 2012;23:e53-8.
- [30] Benato A, Macor A, Rossetti A. Biogas engine emissions: standards and on-site measurements. *Energy Procedia*. 2017;126:398-405.
- [31] Binetti R, Costamagna FM, Marcello I. Development of carcinogenicity classifications and evaluations: the case of formaldehyde. *Annali dell'Istituto superiore di sanita*. 2006;42:132-43.
- [32] Wang Y, Fang J, Lu F, Zhang H, He P. Food waste anaerobic digestion plants: Underestimated air pollutants and control strategy. *Sci Total Environ*. 2023;903:166143.
- [33] Benato A, Macor A. Italian Biogas Plants: Trend, Subsidies, Cost, Biogas Composition and Engine Emissions. *Energies*. 2019;12.
- [34] Kraft M, Eikmann T, Kappos A, Kunzli N, Rapp R, Schneider K, et al. The German view: effects of nitrogen dioxide on human health--derivation of health-related short-term and long-term values. *IntJHygEnvironHealth*. 2005;208:305-18.
- [35] Hamra GB, Laden F, Cohen AJ, Raaschou-Nielsen O, Brauer M, Loomis D. Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect*. 2015.
- [36] Yang WS, Zhao H, Wang X, Deng Q, Fan WY, Wang L. An evidence-based assessment for the association between long-term exposure to outdoor air pollution and the risk of lung cancer. *Eur J Cancer Prev*. 2015.



- [37] Heinrich J, Thiering E, Rzehak P, Kramer U, Hochadel M, Rauchfuss KM, et al. Long-term exposure to NO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> and all-cause and cause-specific mortality in a prospective cohort of women. *Occupational and environmental medicine*. 2013;70:179-86.
- [38] Cassee FR, Boere AJ, Bos J, Fokkens PH, Dormans JA, van LH. Effects of diesel exhaust enriched concentrated PM<sub>2.5</sub> in ozone preexposed or monocrotaline-treated rats. *InhalToxicol*. 2002;14:721-43.
- [39] European Commission D-GfSr, Development. ExternE - Externalities of energy. Vol. 4, Oil & gas. 1995.
- [40] Janssen NA, Schwartz J, Zanobetti A, Suh HH. Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM(10) on hospital admissions for heart and lung disease. *EnvironHealth Perspect*. 2002;110:43-9.
- [41] Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *EnvironHealth Perspect*. 2000;108:941-7.
- [42] Macor A, Benato A. Regulated Emissions of Biogas Engines—On Site Experimental Measurements and Damage Assessment on Human Health. *Energies*. 2020;13:1044.
- [43] Tansel B, Surita SC. Oxidation of siloxanes during biogas combustion and nanotoxicity of Si-based particles released to the atmosphere. *Environmental toxicology and pharmacology*. 2014;37:166-73.
- [44] Zhang Y, Li X, Lin Y, Zhang L, Guo Z, Zhao D, et al. The combined effects of silicon dioxide nanoparticles and cold air exposure on the metabolism and inflammatory responses in white adipocytes. *Toxicology research*. 2017;6:705-10.
- [45] You R, Ho YS, Hung CH, Liu Y, Huang CX, Chan HN, et al. Silica nanoparticles induce neurodegeneration-like changes in behavior, neuropathology, and affect synapse through MAPK activation. *Particle and fibre toxicology*. 2018;15:28.
- [46] Salem A, Oudhabechi A, Sakly M. Effect of Nano-sized SiO<sub>2</sub> particles in Rats: Cognitive function and biochemical response. *Archives of environmental & occupational health*. 2018:1-19.
- [47] Ozgen S, Cernuschi S, Giugliano M. Factors governing particle number emissions in a waste-to-energy plant. *Waste Manag*. 2015;39:158-65.
- [48] Hand J, Schichtel BA, Pitchford M, Malm W, NH. F. Seasonal composition of remote and urban fine particulate matter in the United States. *J Geophys res Atmospheres*. 2012;117.
- [49] Zhang Q, Jimenez J, Canagaratna MR, Allann J, Coe H, Ulbrich I, et al. Ubiquity and dominance of oxygenated species in organic aerosols in anthropogenically-influenced Northern hemisphere midlatitudes. *Geophys Res Lett*. 2007;34.
- [50] Lee CJ, Martin RV, Henze DK, Brauer M, Cohen A, Donkelaar A. Response of global particulate-matter-related mortality to changes in local precursor emissions. *Environ Sci Technol*. 2015;49:4335-44.
- [51] Ware JH. Particulate air pollution and mortality--clearing the air. *NEnglJMed*. 2000;343:1798-9.
- [52] World Health Organization G. Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project- first results. Denmark: World Health Organization - Regional Office for Europe; 2013.
- [53] Susaya J, Kim KH, Shon ZH, Brown RJ. Demonstration of long-term increases in tropospheric O<sub>3</sub> levels: causes and potential impacts. *Chemosphere*. 2013;92:1520-8.
- [54] Zheng J, Shao M, Che W, Zhang L, Zhong L, Zhang Y, et al. Speciated VOC emission inventory and spatial patterns of ozone formation potential in the Pearl River Delta, China. *Environ Sci Technol*. 2009;43:8580-6.
- [55] Bureau EC-EI. Best Available Techniques (BAT) Reference Document in the Large Volume Organic Chemical Industry. Seville, Spain: Institute for Prospective Technological Studies, Sustainable Production and Consumption Unit, European IPPC Bureau; 2014.

- [56] Uysal N, Schapira RM. Effects of ozone on lung function and lung diseases. *Current opinion in pulmonary medicine*. 2003;9:144-50.
- [57] Hwang BF, Chen YH, Lin YT, Wu XT, Leo Lee Y. Relationship between exposure to fine particulates and ozone and reduced lung function in children. *Environ Res*. 2015;137:382-90.
- [58] Cho J, Choi YJ, Sohn J, Suh M, Cho SK, Ha KH, et al. Ambient ozone concentration and emergency department visits for panic attacks. *Journal of psychiatric research*. 2015;62:130-5.
- [59] Samoli E, Zanobetti A, Schwartz J, Atkinson R, LeTertre A, Schindler C, et al. The temporal pattern of mortality responses to ambient ozone in the APHEA project. *J Epidemiol Community Health*. 2009;63:960-6.
- [60] Gryparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, et al. Acute effects of ozone on mortality from the "air pollution and health: a European approach" project. *Am J Respir Crit Care Med*. 2004;170:1080-7.
- [61] Valavanidis A, Vlachogianni T, Fiotakis K, Loridas S. Pulmonary oxidative stress, inflammation and cancer: respirable particulate matter, fibrous dusts and ozone as major causes of lung carcinogenesis through reactive oxygen species mechanisms. *International journal of environmental research and public health*. 2013;10:3886-907.
- [62] Martinez-Lazcano JC, Gonzalez-Guevara E, del Carmen Rubio M, Franco-Perez J, Custodio V, Hernandez-Ceron M, et al. The effects of ozone exposure and associated injury mechanisms on the central nervous system. *Reviews in the neurosciences*. 2013;24:337-52.
- [63] Kirrane EF, Bowman C, Davis JA, Hoppin JA, Blair A, Chen H, et al. Associations of Ozone and PM<sub>2.5</sub> Concentrations With Parkinson's Disease Among Participants in the Agricultural Health Study. *J Occup Environ Med*. 2015;57:509-17.
- [64] Tampio E, Salo T, Rintala J. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. *J Environ Manage*. 2016;169:293-302.
- [65] Tampio E, Salo T, Rintala J. Characteristics and agronomic usability of digestates from laboratory digesters treating food waste and autoclaved food waste. *Journal of Cleaner Production*. 2015;94:86-92.
- [66] Boix C, Ibanez M, Fabregat-Safont D, Morales E, Pastor L, Sancho JV, et al. Behaviour of emerging contaminants in sewage sludge after anaerobic digestion. *Chemosphere*. 2016;163:296-304.
- [67] Wolters B, Widyasari-Mehta A, Kreuzig R, Smalla K. Contaminations of organic fertilizers with antibiotic residues, resistance genes, and mobile genetic elements mirroring antibiotic use in livestock? *Applied microbiology and biotechnology*. 2016;100:9343-53.
- [68] Guerra P, Kleywegt S, Payne M, Svoboda ML, Lee HB, Reiner E, et al. Occurrence and Fate of Trace Contaminants during Aerobic and Anaerobic Sludge Digestion and Dewatering. *Journal of environmental quality*. 2015;44:1193-200.
- [69] Gonzalez-Gil L, Papa M, Feretti D, Ceretti E, Mazzoleni G, Steimberg N, et al. Is anaerobic digestion effective for the removal of organic micropollutants and biological activities from sewage sludge? *Water Res*. 2016;102:211-20.
- [70] Knoop C, Dornack C, Raab T. Nutrient and heavy metal accumulation in municipal organic waste from separate collection during anaerobic digestion in a two-stage laboratory biogas plant. *Bioresour Technol*. 2017;239:437-46.
- [71] Shamsollahi HR, Alimohammadi M, Momeni S, Naddafi K, Nabizadeh R, Khorasgani FC, et al. Assessment of the Health Risk Induced by Accumulated Heavy Metals from Anaerobic Digestion of Biological Sludge of the Lettuce. *Biological trace element research*. 2018.
- [72] Rizzo L, Manaia C, Merlin C, Schwartz T, Dagot C, Ploy MC, et al. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. *Sci Total Environ*. 2013;447:345-60.

- [73] Gao P, He S, Huang S, Li K, Liu Z, Xue G, et al. Impacts of coexisting antibiotics, antibacterial residues, and heavy metals on the occurrence of erythromycin resistance genes in urban wastewater. *Applied microbiology and biotechnology*. 2015;99:3971-80.
- [74] Verlicchi P, Zambello E. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil - A critical review. *Sci Total Environ*. 2015;538:750-67.
- [75] Fujimoto M, Carey DE, McNamara PJ. Metagenomics reveal triclosan-induced changes in the antibiotic resistome of anaerobic digesters. *Environ Pollut*. 2018;241:1182-90.
- [76] Thiele-Bruhn S. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – a review. *J Plant Nutr Soil Sci*. 2003;166:145-67.
- [77] Burch TR, Spencer SK, Borchardt SS, Larson RA, Borchardt MA. Fate of Manure-Borne Pathogens during Anaerobic Digestion and Solids Separation. *Journal of environmental quality*. 2018;47:336-44.
- [78] Romanazzi V, Bonetta S, Fornasero S, De Ceglia M, Gilli G, Traversi D. Assessing *Methanobrevibacter smithii* and *Clostridium difficile* as not conventional faecal indicators in effluents of a wastewater treatment plant integrated with sludge anaerobic digestion. *J Environ Manage*. 2016;184:170-7.
- [79] Subirats J, Sharpe H, Topp E. Fate of Clostridia and other spore-forming Firmicute bacteria during feedstock anaerobic digestion and aerobic composting. *J Environ Manage*. 2022;309:114643.
- [80] Owamah HI, Dahunsi SO, Oranusi US, Alfa MI. Fertilizer and sanitary quality of digestate biofertilizer from the co-digestion of food waste and human excreta. *Waste Manag*. 2014;34:747-52.
- [81] Maynaud G, Pourcher AM, Ziebal C, Cuny A, Druilhe C, Steyer JP, et al. Persistence and Potential Viable but Non-culturable State of Pathogenic Bacteria during Storage of Digestates from Agricultural Biogas Plants. *Front Microbiol*. 2016;7:1469.
- [82] Arnedo-Pena A, Sabater-Vidal S, Herrera-Leon S, Bellido-Blasco JB, Silvestre-Silvestre E, Meseguer-Ferrer N, et al. An outbreak of monophasic and biphasic *Salmonella* Typhimurium, and *Salmonella* Derby associated with the consumption of dried pork sausage in Castellon (Spain). *Enfermedades infecciosas y microbiologia clinica*. 2016;34:544-50.
- [83] Moanna A, Bajaj R, del Rio C. Emphysematous cholecystitis due to *Salmonella* derby. *Lancet Infect Dis*. 2006;6:118-20.
- [84] Simon S, Trost E, Bender J, Fuchs S, Malorny B, Rabsch W, et al. Evaluation of WGS based approaches for investigating a food-borne outbreak caused by *Salmonella enterica* serovar Derby in Germany. *Food microbiology*. 2018;71:46-54.
- [85] Murphy S, Gaffney MT, Fanning S, Burgess CM. Potential for transfer of *Escherichia coli* O157:H7, *Listeria monocytogenes* and *Salmonella* Senftenberg from contaminated food waste derived compost and anaerobic digestate liquid to lettuce plants. *Food microbiology*. 2016;59:7-13.
- [86] Luo G, Li B, Li LG, Zhang T, Angelidaki I. Antibiotic Resistance Genes and Correlations with Microbial Community and Metal Resistance Genes in Full-Scale Biogas Reactors As Revealed by Metagenomic Analysis. *Environ Sci Technol*. 2017;51:4069-80.
- [87] Ma Y, Wilson CA, Novak JT, Riffat R, Aynur S, Murthy S, et al. Effect of various sludge digestion conditions on sulfonamide, macrolide, and tetracycline resistance genes and class I integrons. *Environ Sci Technol*. 2011;45:7855-61.
- [88] Zhang Z, Liu P, Zhang T, Li K, Wu X, Qiang H, et al. Deciphering the inhibition mechanisms of microplastics on the full-stage sludge anaerobic digestion via enrichment to anaerobic microbes and toxicity of released compounds. *J Hazard Mater*. 2024;485:136856.

- [89] Alimohammadi M, Demirer GN. Microplastics in anaerobic digestion: occurrence, impact, and mitigation strategies. *J Environ Health Sci Eng.* 2024;22:397-411.
- [90] Haffiez N, Kalantar E, Zakaria BS, Azizi SMM, Farner JM, Dhar BR. Impact of aging of primary and secondary polystyrene nanoplastics on the transmission of antibiotic resistance genes in anaerobic digestion. *Sci Total Environ.* 2024;947:174213.
- [91] Luo T, Dai X, Wei W, Xu Q, Ni BJ. Microplastics Enhance the Prevalence of Antibiotic Resistance Genes in Anaerobic Sludge Digestion by Enriching Antibiotic-Resistant Bacteria in Surface Biofilm and Facilitating the Vertical and Horizontal Gene Transfer. *Environ Sci Technol.* 2023;57:14611-21.
- [92] Yang Q, Li J, Ma L, Du X. Impact and mechanism of polyethylene terephthalate microplastics with different particle sizes on sludge anaerobic digestion. *Environ Pollut.* 2024;366:125494.
- [93] Pourrostami Niavol K, Bordoloi A, Suri R. An overview of the occurrence, impact of process parameters, and the fate of antibiotic resistance genes during anaerobic digestion processes. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2024;31:41745-74.
- [94] Clarke BO, Smith SR. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ Int.* 2011;37:226-47.
- [95] Saliu TD, Liu M, Habimana E, Fontaine J, Dinh QT, Sauve S. PFAS profiles in biosolids, composts, and chemical fertilizers intended for agricultural land application in Quebec (Canada). *J Hazard Mater.* 2024;480:136170.
- [96] Khawer MUB, Naqvi SR, Ali I, Arshad M, Juchelková D, Anjum MW, et al. Anaerobic digestion of sewage sludge for biogas & biohydrogen production: State-of-the-art trends and prospects. *Fuel.* 2022;329:125416.
- [97] Sivaram AK, Lee E, Curnow A, Surapaneni A, Kannan K, Megharaj M. Uptake, accumulation, and toxicity of per- and polyfluoroalkyl substances in *Allium cepa* grown in soils amended with biosolids. *Environmental Challenges.* 2023;10:100670.
- [98] O'Connor J, Bolan NS, Kumar M, Nitai AS, Ahmed MB, Bolan SS, et al. Distribution, transformation and remediation of poly- and per-fluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater sources. *Process Safety and Environmental Protection.* 2022;164:91-108.
- [99] Munoz G, Michaud AM, Liu M, Vo Duy S, Montenach D, Resseguier C, et al. Target and Nontarget Screening of PFAS in Biosolids, Composts, and Other Organic Waste Products for Land Application in France. *Environmental Science & Technology.* 2022;56:6056-68.
- [100] Thompson KA, Mortazavian S, Gonzalez DJ, Bott C, Hooper J, Schaefer CE, et al. Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Municipal Wastewater Treatment Plants in the United States: Seasonal Patterns and Meta-Analysis of Long-Term Trends and Average Concentrations. *ACS ES&T Water.* 2022;2:690-700.
- [101] Cookson ES, Detwiler RL. Global patterns and temporal trends of perfluoroalkyl substances in municipal wastewater: A meta-analysis. *Water Res.* 2022;221:118784.
- [102] Phong Vo HN, Ngo HH, Guo W, Hong Nguyen TM, Li J, Liang H, et al. Poly-and perfluoroalkyl substances in water and wastewater: A comprehensive review from sources to remediation. *Journal of Water Process Engineering.* 2020;36:101393.
- [103] Lenka SP, Kah M, Padhye LP. A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research.* 2021;199:117187.
- [104] Kim Lazcano R, de Perre C, Mashtare ML, Lee LS. Per- and polyfluoroalkyl substances in commercially available biosolid-based products: The effect of treatment processes. *Water Environment Research.* 2019;91:1669-77.
- [105] Alukkal CR, Lee LS, Gonzalez DJ. Understanding the impact of pre-digestion thermal hydrolysis process on PFAS in anaerobically digested biosolids. *Chemosphere.* 2024;365:143406.

- [106] Choi YJ, Kim Lazcano R, Yousefi P, Trim H, Lee LS. Perfluoroalkyl Acid Characterization in U.S. Municipal Organic Solid Waste Composts. *Environmental Science & Technology Letters*. 2019;6:372-7.
- [107] Liang Y. A Critical Review of Challenges Faced by Converting Food Waste to Bioenergy Through Anaerobic Digestion and Hydrothermal Liquefaction. *Waste and Biomass Valorization*. 2021;13:781 - 96.
- [108] Thompson JT, Robey NM, Tolaymat TM, Bowden JA, Solo-Gabriele HM, Townsend TG. Underestimation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Biosolids: Precursor Transformation During Conventional Treatment. *Environ Sci Technol*. 2023;57:3825-32.
- [109] Deligiannis M, Gkalipidou E, Gatidou G, Kostakis MG, Triantafyllos Gerokonstantis D, Arvaniti OS, et al. Study on the fate of per- and polyfluoroalkyl substances during thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and the role of granular activated carbon addition. *Bioresource Technology*. 2024;406:131013.
- [110] O'Connor J, Mickan BS, Siddique KHM, Rinklebe J, Kirkham MB, Bolan NS. Physical, chemical, and microbial contaminants in food waste management for soil application: A review. *Environ Pollut*. 2022;300:118860.
- [111] 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;33:1295-303.
- [112] Fisher RM, Barczak RJ, Stuetz RM. Identification of odorant characters using GC-MS/O in biosolids emissions from aerobic and anaerobic stabilisation. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 2018;2017:736-42.
- [113] Kong X, Liu J, Ren L, Song M, Wang X, Ni Z, et al. Identification and characterization of odorous gas emission from a full-scale food waste anaerobic digestion plant in China. *Environ Monit Assess*. 2015;187:624.
- [114] Han Z, Qi F, Li R, Wang H, Sun D. Health impact of odor from on-situ sewage sludge aerobic composting throughout different seasons and during anaerobic digestion with hydrolysis pretreatment. *Chemosphere*. 2020;249:126077.
- [115] Travníček P, Kotek L, Junga P, Vít ez T, Dr apela K. Quantitative analyses of biogas plant accidents in Europe. *Renewable Energy*. 2018;122:89-97.