

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/377896658>

La sostenibilità ambientale ed economica del trattamento dei fanghi di depurazione: evidenze dalla letteratura

Article in *Ingegneria dell'Ambiente* · January 2024

DOI: 10.32024/ida.v10i4.482

CITATIONS

0

READS

20

7 authors, including:



Stefano Puricelli

Politecnico di Milano

15 PUBLICATIONS 232 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Andrea Franzoni

Università degli Studi di Brescia

1 PUBLICATION 0 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Marco Traversi

Università degli Studi di Brescia

4 PUBLICATIONS 14 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Mariasole Bannò

Università degli Studi di Brescia

74 PUBLICATIONS 367 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE ED ECONOMICA DEL TRATTAMENTO DEI FANGHI DI DEPURAZIONE: EVIDENZE DALLA LETTERATURA

Stefano Puricelli^{1,*}, Andrea Franzoni², Marco Traversi², Mariasole Bannò², Roberto Canziani¹, Mario Grosso¹, Lucia Rigamonti¹

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale.

² Università degli Studi di Brescia, Dipartimento di Ingegneria Meccanica e Industriale.

Sommario

I fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane sono una tipologia di rifiuto che richiede un adeguato trattamento e smaltimento al fine di minimizzare odori, emissioni e possibile trasmissione di malattie. Oltre agli impatti ambientali, anche i costi hanno un ruolo di primo piano. Si è deciso pertanto di approfondire i temi della sostenibilità sia ambientale che economica del trattamento dei fanghi tramite una revisione della letteratura scientifica. Questa si compone di tre parti:

i) una revisione narrativa delle tecnologie per trattare i fanghi; ii) una revisione degli studi Life Cycle Assessment (LCA) pubblicati tra il 2010 e il 2020; iii) una revisione degli studi Life Cycle Costing (LCC) pubblicati tra il 2004 e il 2022. Sulla base della revisione di letteratura, è stato possibile trarre alcune indicazioni. La digestione anaerobica emerge come un metodo di pretrattamento che contribuisce a minimizzare gli impatti ambientali ed economici associati a qualsiasi trattamento a cui venga applicata. Non è stato possibile invece giungere a una conclusione in merito al confronto tra impatti ambientali della mono-combustione e dell'impiego agronomico. Sul fronte dei costi, la mono-combustione si configura come una delle opzioni più dispendiose per la gestione dei fanghi, mentre l'utilizzo in agricoltura risulta economicamente più vantaggioso. L'opzione di co-combustione con rifiuti mostra risultati positivi sia dal punto di vista ambientale sia economico. Il compostaggio si posiziona a metà strada tra le varie opzioni dal punto di vista ambientale, mentre è tra le scelte più convenienti dal punto di vista economico. Lo smaltimento in discarica è economicamente vantaggioso nel breve termine, ma ha benefici limitati nel lungo periodo. Inoltre, risulta spesso la soluzione meno favorevole nelle LCA. È rilevante infine sottolineare che i risultati degli studi LCA e LCC presentano una notevole variabilità e non possono essere facilmente generalizzati a qualsiasi contesto.

Parole chiave: *Life Cycle Assessment, Life Cycle Costing, trattamento acque, rifiuti, economia circolare, review.*

THE ENVIRONMENTAL AND ECONOMIC SUSTAINABILITY OF SEWAGE SLUDGE TREATMENT: EVIDENCE FROM THE LITERATURE

Abstract

Wastewater sludges are the product resulting from the purification treatments applied to wastewater. These sludges, derived from sewage and industrial effluent treatment processes, may have potential beneficial uses, but they pose significant challenges due to their complex chemical composition and possible contaminations. This study aims to explore in detail various aspects related to wastewater sludges, with a primary focus on environmental and economic issues. This review consists of three parts: i) a narrative review of sludge treatment technologies; ii) a review of Life Cycle Assessment (LCA) studies published between 2010 and 2020; and iii) a review of Life Cycle Costing (LCC) studies published between 2004 and 2022. Based on the literature review, some indications can be drawn. One of the primary advantages of wastewater sludges is their potential use in agriculture as a fertilizer. These sludges contain essential nutrients such as phosphorus and nitrogen, which are valuable for plant growth. However, this approach can entail environmental risks if the sludges contain contaminants such as heavy metals, organic pollutants, or pathogens. Therefore, it is essential to carefully assess the composition of the sludges before considering their application in agriculture to prevent potential harm to the environment and human health. Furthermore, wastewater sludges can undergo various treatment methods, each with specific environmental and economic impacts. The use of methodologies such as Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) is crucial for comprehensively evaluating these treatment options. LCA provides a detailed analysis of the environmental impacts associated with each treatment method. On the other hand, LCC examines the costs associated with these processes. A review of scientific literature reveals several noteworthy

* Per contatti: Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano. Tel 02.23996406. E-mail stefano.puricelli@polimi.it

Ricevuto il 13-10-2023. Correzioni richieste il 3-12-2023. Accettazione il 11-1-2024

trends and significant findings related to wastewater sludge management. For instance, anaerobic digestion emerges as a beneficial pre-treatment method, as it not only reduces the volume of sludge but also produces biogas, a renewable energy source. This method is advantageous in terms of both environmental and economic impacts. Another treatment option is land spreading on agricultural fields, which is economically advantageous due to reduced disposal costs. However, it raises environmental concerns, particularly regarding potential soil and groundwater contamination. Therefore, careful consideration of environmental safeguards is necessary when implementing this approach. Co-incineration of sludges with other waste streams appears to be a promising solution, yielding positive results from both environmental and economic perspectives. It not only reduces the volume of sludge but also harnesses the energy content of the sludge for power generation. This approach contributes to resource recovery and waste-to-energy efforts. Composting is another option that falls within the average range for environmental impacts and is often cost-effective. It involves the biological decomposition of sludges into stable organic matter, which can be used as soil conditioner or fertilizer. However, its feasibility depends on the local conditions and on the availability of appropriate infrastructure. On the other hand, landfill disposal results the most cost-effective short-term option for sludge management. However, it raises serious environmental

concerns, as it can contribute to soil and groundwater pollution, release greenhouse gases, and occupy valuable land resources. The extent of these impacts can vary significantly depending on the disposal site, the treatment of the sludge before landfilling, and the implementation of mitigation measures. It is important to emphasize that the results of LCA and LCC studies can vary considerably depending on local conditions, the technology used, and the composition of the sludges. Therefore, conducting specific assessments for each case and carefully considering the trade-offs between environmental and economic impacts is essential. In conclusion, the management of wastewater sludges is a complex challenge that requires a holistic approach. LCA and LCC methodologies provide valuable tools for evaluating treatment and disposal options comprehensively, enabling better decision-making based on specific local circumstances. Ongoing research in this field is crucial for developing increasingly sustainable and efficient solutions for wastewater sludge management. By considering the delicate balance between environmental protection and economic feasibility, we can work towards a more sustainable and responsible approach to managing wastewater sludges, reducing their environmental impact, and maximizing their potential benefits.

Keywords: *Life Cycle Assessment, Life Cycle Costing, wastewater treatment, waste, circular economy, review.*

1. Introduzione

I fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane, nel proseguo denominati semplicemente “fanghi”, sono una tipologia di rifiuto speciale che richiede un adeguato trattamento e smaltimento al fine di minimizzare odori, emissioni e trasmissione di malattie. Oltre agli impatti ambientali, anche i costi di gestione hanno un ruolo di primo piano, dato che lo smaltimento dei fanghi pesa mediamente tra il 15% e il 40% sui costi di gestione di un impianto di depurazione delle acque reflue (Canziani, 2016). I fanghi sono il risultato di una catena di trattamenti applicati ai materiali sedimentati nelle vasche di trattamento delle acque reflue: ispessimento, igienizzazione, condizionamento, stabilizzazione aerobica o anaerobica, disidratazione, eventuale essiccamento e stoccaggio. I tipi di trattamento utilizzati in Europa sono: utilizzo agronomico (34%), incenerimento (31%), compostaggio “e altre applicazioni” (12%), discarica (12%) e altri utilizzi (10%) (EEA, 2022). Le scelte variano fortemente da nazione a nazione. In Italia, le destinazioni principali sono la discarica (48%) e l’a-

gricoltura (33%), con il restante quantitativo inviato a trattamenti termici e altre forme di recupero (e.g., compostaggio, riciclo come gessi di defecazione, materiali per fornaci e cementifici) (Canziani, 2016; Merzari et al., 2019). A causa dei limiti sempre più stringenti sugli scarichi degli impianti di depurazione delle acque reflue e della progressiva estensione del collettamento fognario, la produzione di fanghi è destinata ad aumentare (Malacrida e Di Cosmo, 2015). Non sono tuttavia da escludere contestuali riduzioni della quantità di fanghi, grazie all’utilizzo di sistemi biologici a membrana, impianti a fanghi attivi a basso carico e tecniche di minimizzazione (Collivignarelli, 2021).

In ottica di una riduzione degli impatti associati al trattamento dei fanghi, si è deciso di approfondire i temi della sostenibilità ambientale ed economica per mezzo di una revisione della letteratura scientifica. Nello specifico, sono stati passati in rassegna articoli che applicano le metodologie del Life Cycle Assessment (LCA) e del Life Cycle Costing (LCC), le quali consentono di valutare efficacemente gli impatti ambientali e i costi legati alle modalità di trattamento dei fanghi.

2. Materiali e metodi

La revisione della letteratura si compone di tre parti: i) una revisione narrativa delle tecnologie per trattare i fanghi; ii) una revisione sistematica degli studi LCA applicati al trattamento dei fanghi; iii) una revisione sistematica degli studi LCC applicati al trattamento dei fanghi. Le revisioni sono state impostate con modalità differenti, come spiegato di seguito. Questo articolo, infatti, nasce come accorpamento di lavori distinti eseguiti nell'ambito del progetto "Forme Avanzate di Gestione dei fanghi di depurazione in un Hub Innovativo lombardo (FANGHI)" (Regione Lombardia, 2023).

2.1. Metodologia della revisione delle tecnologie di trattamento fanghi

Questa revisione si configura come revisione narrativa e offre una panoramica critica dell'argomento, includendo anche un excursus sulle tecniche di minimizzazione dei fanghi.

2.2 Metodologia di selezione degli studi LCA

Gli articoli sono stati scelti ricorrendo a due recenti revisioni sistematiche degli studi di LCA applicati al trattamento dei fanghi. In particolare, Teoh e Li (2020) hanno analizzato 67 LCA, mentre Ding et al. (2021) ne hanno incluse 37. Partendo quindi dagli studi analizzati da Teoh e Li (2020) e Ding et al. (2021), ne sono stati selezionati 35, limitando il periodo di pubblicazione al decennio 2010-2020. Il requisito per includere un articolo nell'analisi era la presenza di almeno uno scenario concernente le tecnologie analizzate nel progetto FANGHI: mono-combustione; co-combustione; utilizzo agricolo; digestione anaerobica; e carbonizzazione idrotermica (HTC). Dalle pubblicazioni selezionate sono state estratte le seguenti informazioni, presentate successivamente in Tabella 2:

- riferimento bibliografico (autori e anno di pubblicazione);
- metodo di valutazione degli impatti/categorie di impatto;
- metodi di trattamento dei fanghi;
- principali risultati ottenuti;
- contesto geografico oggetto di analisi.

2.3. Metodologia di selezione degli studi LCC

In questo caso gli articoli sono stati scelti seguendo la procedura proposta da Tranfield et al. (2003). Per identificare le potenziali fonti da esaminare sono stati utilizzati due database: Scopus e Web Of Science. Data la scarsa quantità di articoli individuati, non sono state inserite limitazioni riguardo al periodo di pubblicazione. La costituzione della stringa di ricerca è stata oggetto di discussione e dibattito tra gli autori e le autrici. Ciò ha permesso di superare la mancanza di uno

"studio di scoping" preliminare come raccomandato da Tranfield et al. (2003). L'obiettivo è stato anche di valutare la dimensione e la rilevanza della letteratura e ottenere criteri oggettivi per delimitare l'argomento della revisione (Nguyen et al., 2020). La stessa stringa di ricerca è stata utilizzata sia per Scopus sia per Web Of Science, ed è la seguente:

- ((lcc OR (life AND cycle AND cost*)) AND sewage AND sludge))

La ricerca in Scopus e Web of Science, dopo aver eliminato i doppi, ha prodotto un set iniziale di 206 pubblicazioni. A seguito di un processo di selezione condiviso dagli autori e dalle autrici, sono state individuate 20 pubblicazioni ritenute coerenti con gli obiettivi dello studio. Ulteriori informazioni riguardo ai processi di individuazione e selezione delle pubblicazioni sono disponibili nel materiale supplementare.

Gli studi analizzati hanno tutti come focus di indagine l'applicazione dell'LCC ai trattamenti applicati ai fanghi di depurazione. Nonostante ciò, gli studi differiscono tra loro in base ai trattamenti applicati, che siano incenerimento, spandimento in agricoltura, smaltimento in discarica, digestione anaerobica, ecc. o ancora la combinazione di diversi trattamenti. Per questo motivo è stata inserita in Tabella 3 una colonna dedicata alla definizione del trattamento utilizzato. Inoltre, lo studio dell'impatto economico di gestione, trattamento e smaltimento dei fanghi di depurazione risulta spesso molto complesso e il risultato può variare sensibilmente a seconda della zona geografica in cui viene effettuato (Foladori et al., 2010). Di conseguenza le pubblicazioni analizzate sono state caratterizzate anche in base al luogo geografico di studio (i.e., contesto geografico oggetto di analisi).

Riassumendo, dalle pubblicazioni selezionate sono state estratte le seguenti informazioni:

- riferimento bibliografico (autori e anno di pubblicazione);
- fasi di processo analizzate;
- risultati ottenuti;
- contesto geografico oggetto di analisi.

3. Risultati e discussione

3.1. Tecnologie per il trattamento dei fanghi e tecniche di minimizzazione

3.1.1. Utilizzo agricolo

I fanghi vengono usati da secoli per ammendare e concimare i terreni coltivabili, riciclando in tal modo i nutrienti e le sostanze organiche derivanti dalla depurazione delle acque reflue. Lo spandimento dei fanghi in agricoltura migliora le proprietà del terreno in termini di pH, contenuto di humus, porosità, capacità di scambio cationico e ritenzione idrica (Lederer e Rechberger, 2010). L'apporto di materia organica contra-

sta il processo di desertificazione del terreno provocato dalle coltivazioni monoculturali intensive e rende il terreno più fertile. I fertilizzanti chimici reintegrano il terreno degli elementi nutritivi ma, a differenza dei fertilizzanti organici, non forniscono materia organica. L'utilizzo agricolo è normato in Europa con la Direttiva 86/278/EEC, recepita in Italia con il D.Lgs 99/1992. I fanghi possono essere spanti tal quali o dopo un processo di pretrattamento. I pretrattamenti più comuni includono la stabilizzazione chimica (con aggiunta di agenti alcalinizzanti), la stabilizzazione biologica (aerobica o anaerobica) e la produzione di gessi e carbonati di defecazione (rispettivamente, solfato di calcio e carbonato di calcio). Questi ultimi sono correttivi agricoli ottenuti tramite idrolisi mediante calce viva e successiva precipitazione tramite dosaggio, rispettivamente, di acido solforico o CO₂ (Regione Lombardia, 2022).

Il rischio di contaminazione del suolo non può però essere ignorato. I fanghi sono rifiuti contaminati da metalli pesanti, idrocarburi aromatici policiclici (IPA), diossine e furani (PCDD/F), policlorobifenili (PCB), alogeni organici adsorbibili (AOX), residui di prodotti detergenti e farmaceutici, prodotti per l'igiene personale, interferenti endocrini, steroidi sintetici, droghe, pesticidi, agenti patogeni (Ding et al., 2021; Kacprzak et al., 2017; Schnell et al., 2020), microplastiche (Binelli, 2021; Ding et al., 2021) e altri inquinanti. Tali inquinanti possono contaminare il suolo, le piante, e le acque sotterranee e di superficie. Per tale ragione, le normative dei singoli stati prevedono limiti di concentrazione degli inquinanti, limiti sulle quantità ammissibili di fango utilizzato per ettaro e precise regole relative allo spandimento (periodi, tipi di colture, ecc.). Con l'aumento dell'efficienza depurativa del trattamento acque e delle tecniche di rilevazione degli inquinanti, ci si aspetta un aumento nella contaminazione dei fanghi. Per tale ragione, unitamente al rischio di smaltimento illecito dei fanghi nei terreni agricoli, i processi di trattamento termico dei fanghi stanno guadagnando crescente importanza fra i Paesi sviluppati. Questi processi infatti permettono di distruggere i componenti organici e non impediscono il successivo recupero del fosforo. È tuttavia importante che la sostanza organica prelevata dai terreni coltivati possa ritornare al terreno, per evitarne un progressivo deterioramento qualitativo. In quest'ottica, una strategia potrebbe essere quella di destinare all'utilizzo agricolo soltanto fanghi di alta qualità, ossia fanghi sottoposti a valori limite particolarmente restrittivi; tale concetto è presente, ad esempio, nella legislazione lombarda (Regione Lombardia, 2022). Un'altra strategia è l'uso del compost da fanghi come ammendante per terreni non dedicati alla catena alimentare (Liu et al., 2013).

3.1.2. Incenerimento

Si parla di mono-combustione quando i fanghi vengono inceneriti da soli. Si parla di co-combustione quando i fanghi vengono inceneriti assieme ad altro materiale combustibile in termovalorizzatori di rifiuti, cementifici o centrali a carbone.

A livello globale, per la mono-combustione dei fanghi ci si avvale tipicamente di forni a letto fluido (Schnell et al., 2020). Altre tecnologie utilizzate sono il forno rotativo, il forno a piani multipli e il forno a griglia. Le ceneri, pari a circa il 30% della sostanza secca iniziale (Aradelli e Cantù, 2016), sono composte principalmente da silice, ossido di alluminio, ossido di ferro, ossido di calcio e fosfato (Schnell et al., 2020), mentre i metalli pesanti sono immobilizzati e resistenti alla lisciviazione (Aradelli e Cantù, 2016). Le ceneri vengono smaltite in discarica, usate come fertilizzante in agricoltura (a seconda del contenuto di metalli pesanti), o come materiale per la produzione di sottofondi stradali e manufatti per l'edilizia (Collivignarelli, 2021; Đurđević et al., 2019). La mono-combustione dei fanghi è una promettente alternativa all'utilizzo agricolo per il recupero del fosforo, un elemento richiesto per la produzione di fertilizzanti, mangimi e detergenti. L'importanza del recupero di fosforo è dovuta alla limitata disponibilità delle rocce fosfatiche dette fosforiti, destinate a esaurirsi entro la fine del ventiduesimo secolo (Pradel e Aissani, 2019).

Circa il 70% delle riserve è localizzato in Marocco e Sahara Occidentale, il che può creare rischi di approvvigionamento in caso di crisi geopolitiche (Pradel e Aissani, 2019). Il recupero e riutilizzo del fosforo contenuto nei fanghi non è motivato soltanto dal previsto esaurimento delle riserve naturali, ma anche dal progressivo declino della qualità delle rocce fosfatiche estratte, contaminate inoltre da sostanze pericolose come il cadmio e l'uranio (Lederer e Rechberger, 2010). Il prezzo del fosforo è destinato quindi ad aumentare a causa della maggiore difficoltà di reperire fosforo di adeguata qualità (Pradel e Aissani, 2019), con conseguenti ricadute anche sui prezzi del cibo. Inoltre, il recupero di fosforo dai fanghi riduce gli impatti ambientali connessi all'estrazione di fosforo dalle miniere. Si stima che il fosforo potenzialmente recuperabile dai fanghi in UE corrisponda allo 0,6-6% del fosforo nei fertilizzanti usati in UE nel 2018 (EEA, 2022). Risulta pertanto chiaro che per ridurre l'uso dei fertilizzanti minerali non basterà fare affidamento ai soli fanghi ma bisognerà riciclare nutrienti anche tramite letame, acque depurate e altre soluzioni.

Una disamina delle possibilità di recupero del fosforo da acque di scarico e fanghi è riportata in Egle et al. (2016), mentre un elenco delle opzioni tecnologiche

che per il recupero del fosforo è disponibile su <https://phosphorusplatform.eu/activities/p-recovery-technology-inventory>.

Il recupero di fosforo dalle ceneri ha complessivamente minori impatti ambientali rispetto al recupero dalla fase liquida e dai fanghi non inceneriti, secondo lo studio di Amann et al. (2018).

La co-combustione, al contrario della mono-combustione, non necessita della costruzione di un nuovo impianto realizzato ad hoc e può beneficiare di impianti esistenti condotti da personale già esperto. Un elemento di svantaggio risiede nel fatto che il recupero di fosforo dalle ceneri da co-combustione è difficoltoso poiché la cenere originata dai fanghi risulta mescolata alle ceneri originate dagli altri materiali. In aggiunta, vi sono dei limiti tecnici alla quantità di fango miscelabile, per via dell'aumento di emissioni inquinanti e, nel caso dei cementifici, del possibile peggioramento della qualità del materiale prodotto (Aradelli e Cantù, 2016). Nei cementifici, il preventivo essiccamento dei fanghi è normalmente richiesto a causa dei problemi che un alto contenuto di acqua può arrecare durante la cottura del clinker (Schnell et al., 2020). L'uso di fango nei cementifici è limitato dal fosforo, che può peggiorare la qualità del clinker, e dal mercurio, problematico in termini di emissioni a causa della sua elevata volatilità (Schnell et al., 2020). Nei termovalorizzatori di rifiuti, i fanghi possono essere co-inceneriti dopo essere stati disidratati, parzialmente essiccati o completamente essiccati. Nel primo caso sono utili a compensare l'alto potere calorifico del rifiuto, mentre nel secondo e terzo caso sono più facilmente miscelabili; nel terzo caso, tuttavia, la loro granulometria fine tende a farli cadere attraverso la griglia (Schnell et al., 2020). Nelle centrali a lignite e antracite i fanghi possono essere co-inceneriti, seppur con alcune limitazioni legate alla composizione dei fumi e alla contaminazione dei residui. Un vantaggio delle centrali a lignite rispetto a quelle ad antracite è che i fanghi disidratati possono essere essiccati insieme alla lignite, nei mulini per carbone (Schnell et al., 2020). Visto il previsto progressivo abbandono delle centrali a carbone, è comunque ragionevole attendersi un declino della co-combustione dei fanghi in tali centrali.

3.1.3. Pirolisi

La pirolisi è un processo endotermico di degradazione termica che avviene in assenza di agente ossidante (atmosfera inerte). Il fango richiede un preventivo essiccamento (Kwapinski et al., 2021; Schnell et al., 2020) fino al 90% di sostanza secca (Regione Lombardia, 2022). La pirolisi può considerarsi come una tecnologia autonoma ma è bene ricordare che la fase di pirolisi precede sempre le fasi di combustione e

gassificazione. Le proporzioni fra il prodotto gassoso (gas non condensabili), liquido (bio-olio o tar) e solido (biochar) dipendono dai parametri di reazione.

I vapori condensabili tramite raffreddamento formano bio-olio. Il bio-olio può essere convertito in diversi tipi di combustibile o in materia prima per l'industria chimica tramite vari processi chimici e catalitici (Aradelli e Cantù, 2016; Brown e Brown, 2013; Ibarra-Gonzalez e Rong, 2019; Vienesu et al., 2018). La combustione dei gas non condensabili fornisce, in tutto o in parte, il calore necessario per riscaldare il reattore di pirolisi (Schnell et al., 2020). Il residuo solido può essere usato come fertilizzante, se conforme ai relativi limiti normativi e se richiesto dal mercato. Rispetto al fosforo presente nelle ceneri da incenerimento, tuttavia, nel caso del biochar bisogna tenere in conto una minore disponibilità per le piante (Schnell et al., 2020). Il biochar, in aggiunta, può essere sfruttato energeticamente in quanto è un prodotto carbonaceo combustibile. Infine, può prestarsi all'utilizzo come adsorbente per la rimozione di inquinanti (Regione Lombardia, 2022). In confronto all'incenerimento, la maggiore complessità tecnica, la minore capacità di trattamento e i maggiori costi hanno limitato l'utilizzo della pirolisi a un basso numero di impianti commerciali (Aradelli e Cantù, 2016; Schnell et al., 2020).

3.1.4. Gassificazione

La gassificazione è un processo termico che converte il fango mediante ossidazione parziale a opera di quantità controllate di aria, ossigeno e/o vapore. Gli agenti gassificanti convertono il fango a gas leggeri come CO e H₂. I prodotti della conversione sono: gas di sintesi (syngas), sostanze condensabili (tar) e biochar. Il prodotto principale è il syngas, una miscela di gas i cui costituenti principali sono CO, H₂ e CO₂. Il syngas, dopo raffreddamento e purificazione, può alimentare caldaie, motori e turbine a gas, sistemi di cogenerazione, o può essere sfruttato mediante co-combustione. Inoltre, potrebbe essere utilizzato per produrre idrocarburi paraffinici. Il calore necessario viene fornito, in tutto o in parte, dalle reazioni di ossidazione parziale. Il fango può essere gassificato anche con un tenore di secco del 25% (Aradelli e Cantù, 2016; Kwapinski et al., 2021), ma la gassificazione è migliore con un fango preventivamente essiccato (Aradelli e Cantù, 2016; Schnell et al., 2020). Un processo ottimale di gassificazione produce un syngas ricco in H₂, povero di gas inerti e privo di sostanze dannose per i catalizzatori, particelle e gas condensabili (Pearson e Turner, 2012). Come per la pirolisi, il biochar può essere utilizzato come fertilizzante se conforme ai relativi limiti di legge. Inoltre, anche in questo caso si osserva una ridotta disponibilità del fosforo per le piante (Kwapinski et al., 2021). La gas-

sificazione non è ancora una tecnologia tecnicamente matura per i fanghi (Schnell et al., 2020) e lo si denota dal basso numero di impianti dedicati.

3.1.5. Carbonizzazione idrotermica

La carbonizzazione idrotermica (hydrothermal carbonisation, HTC) è un processo termochimico utile per degradare biomasse a elevato contenuto di umidità come, per esempio, reflui zootecnici, fanghi municipali, fanghi dell'industria della carta e rifiuti del settore alimentare. Il processo avviene in acqua in assenza di os-

sigeno. Il preventivo essiccamento della biomassa non è quindi richiesto. L'HTC è tuttavia da considerare come un pretrattamento, che facilita le fasi di stabilizzazione e disidratazione. Infatti, l'HTC distrugge la struttura colloidale del fango e converte l'acqua legata (interna alle cellule) in acqua libera (Fiori, 2020). Inoltre, le alte temperature sterilizzano e quindi stabilizzano i fanghi. Il processo avviene in acqua a temperature comprese tra 180 e 250 °C, pressioni comprese tra 10 e 50 bar, pH acido (3-7) e tempi di residenza dell'ordine delle ore (Đurđević et al., 2019; Meisel et al., 2019; Sch-

Tabella 1. Panoramica degli altri processi di trattamento applicabili ai fanghi.

| Tipologia | Processo | Descrizione |
|---|---|--|
| Processi basati sull'utilizzo di calore esterno | Essiccamento | Pretrattamento per ridurre umidità; riduce peso e volume, fino al 95% di tenore di secco (Teoh e Li, 2020); riduce costi di smaltimento. |
| | Condizionamento termico | Pretrattamento per migliorare disidratabilità e aumentare tenore dei solidi; a 170-250 °C per 15-60 minuti (Topal e Arslan, 2009); variante rapida fino a 220 °C per 10-30 secondi (Topal e Arslan, 2009). |
| | Idrolisi termica | Pretrattamento per migliorare digeribilità; anche chiamato THP – Thermal Hydrolysis Process o termolisi; a 160-165 °C e 7-9 bar per 20-30 minuti (Cambi ASA, 2022; Mills et al., 2014; Veolia Water Technologies, 2022); aumento biogas, aumento carico organico alimentare, distruzione patogeni e miglioramento disidratabilità; necessita di combustibili di supporto. |
| | Ossidazione a umido | Processo termico alternativo all'incenerimento; in acqua a 150-360 °C e 30-250 bar, usando ossigeno o aria (Fiori, 2020; Lombardi et al., 2017); sostanza organica trasformata principalmente in CO ₂ e vapore acqueo; disidratazione preventiva non necessaria; supercritica o sub-critica se temperatura e pressione superiori o inferiori a 374 °C e 22,1 MPa (Aradelli e Cantù, 2016; Fiori, 2020); complessità gestionale, alti costi e immaturità tecnologica (Aradelli e Cantù, 2016). |
| | Liquefazione idrotermica / pirolisi idrotermica | Anche chiamata HTL – Hydrothermal Liquefaction o pirolisi idrotermica (Xiu et al., 2010); a 250-400 °C e 50-220 bar (Fiori, 2020; Teoh e Li, 2020); produzione di hydrochar e bio-olio. |
| | Gassificazione in acqua sub/supercritica | Sub/supercritica a temperature inferiori o superiori a 374 °C (Fiori, 2020); minor residuo solido rispetto ad HTC e liquefazione idrotermica. |
| | Sludge melting | Letteralmente: "fusione dei fanghi"; a 1.200-1.500 °C (Teoh e Li, 2020); combustione e solidificazione della materia inorganica rimanente a scoria vetrosa; distruzione inquinanti organici e stabilizzazione inquinanti inorganici. |
| Processi basati sullo sfruttamento di naturali processi biologici | Digestione anaerobica | Trattamento di stabilizzazione in assenza di ossigeno; riduce putrescibilità; produzione di biogas valorizzabile termicamente o trasformabile in biometano; fango digerito inviabile in agricoltura (tal quale o dopo pretrattamento) oppure a compostaggio. |
| | Digestione aerobica / compostaggio | Trattamento di stabilizzazione in presenza di ossigeno; riduce massa fango tramite conversione parziale in prodotti gassosi; co-digestione con rifiuto organico può incrementare rimozione di solidi volatili (Teoh e Li, 2020); compost utilizzabile come fertilizzante. |
| | Bioessiccamento | Processo aerobico alternativo all'essiccamento termico; sfrutta calore rilasciato dai microrganismi; riduce consumo di combustibili (Ciešlik et al., 2015); non è un processo di stabilizzazione (Winkler et al., 2013). |
| Processi basati sull'utilizzo di reagenti | Stabilizzazione chimica con calce | Riduce contenuto microbico e biodisponibilità di alcuni metalli pesanti (Teoh e Li, 2020); effetto temporaneo: dopo lo spandimento il pH scende a valori che consentono biodegradazione (Regione Lombardia, 2022); incremento di volume e peso. |
| | Produzione di materiali da costruzione | È possibile inglobare fanghi in clinker (per produrre cemento) o asfalto; è possibile produrre laterizi miscelando argilla. |
| | Ozonolisi | Ozono per idrolizzare fanghi; facilita digestione anaerobica (Peroni et al., 2022). |

nell et al., 2020; Teoh e Li, 2020). Il pH acido fa sì che gran parte del fosforo venga trasferito alla fase liquida e possa eventualmente essere precipitato (Reißmann et al., 2021). L'HTC è caratterizzato da basse rese gassose e alte rese solide. Il residuo solido è un prodotto carbonaceo chiamato hydrochar, separabile dalla fase liquida e convertibile in pellet. L'hydrochar può potenzialmente essere usato come biocombustibile solido, adsorbente, ammendante del terreno e per produrre materiali avanzati (Fiori, 2020; Merzari et al., 2019). Il prodotto gassoso principale è CO₂ (>90%), ma in basse quantità (Kwapinski et al., 2021; Merzari et al., 2019). Il prodotto liquido separato deve essere smaltito o può essere valorizzato con la digestione anaerobica, in modo da sostenere il fabbisogno termico dell'HTC (Merzari et al., 2019). La tecnologia HTC, pur non essendo molto diffusa, è già presente su scala industriale.

3.1.6. Altri processi

Oltre alle tecnologie di trattamento fin qui esaminate, vi è un'ampia casistica di soluzioni tecniche applicabili ai fanghi che in Tabella 1 si vuole brevemente citare, per completezza. Alcuni processi possono essere classificati come pretrattamenti, altri come trattamenti veri e propri.

Infine, lo smaltimento dei fanghi in discarica è permesso, previo trattamento, ma la tendenza è quella di abbandonare tale pratica, conformemente alla gerarchia di gestione dei rifiuti.

3.1.7. Tecniche di minimizzazione

Come raccomanda la gerarchia della gestione dei rifiuti (Parlamento europeo e Consiglio europeo, 2008), la riduzione della produzione di fanghi è la strategia

da anteporre al recupero e smaltimento in discarica. La minimizzazione comprende tecniche già consolidate (stabilizzazione, disidratazione, essiccamento termico, ecc.), miglioramenti di tecniche consolidate (ispessitori dinamici, nuove centrifughe, nuove filtro-presse continue, nuove nastropresse ad alta pressione, ecc.) e nuove tecniche (idrolisi enzimatica, trattamento aerobico/anaerobico, ozonolisi, idrolisi termica, ossidazione a umido, trattamenti biologici termofili, ecc.) (Collivignarelli, 2021).

3.2. Studi LCA applicati al trattamento fanghi

La Tabella 2 riassume i risultati della revisione della letteratura riguardo l'applicazione della LCA ai metodi comunemente utilizzati per trattare i fanghi di depurazione. Vista la grande variabilità che caratterizza gli studi LCA, stilare una classifica tra i metodi di trattamento sarebbe un compito difficile e scientificamente non rigoroso. È possibile, tuttavia, riportare alcune riflessioni.

L'analisi della letteratura non ha permesso di addivenire a una conclusione univoca sull'annoso dualismo tra mono-combustione e utilizzo agronomico. L'utilizzo agronomico dei fanghi, digeriti o meno, comporta impatti che sono a volte minori e a volte maggiori di quelli della mono-combustione (Tabella 2). La co-combustione tende a fornire buoni risultati, a volte migliori dello scenario agronomico (Li et al., 2017a; Mills et al., 2014). Non emerge chiaramente se la co-combustione sia una scelta migliore della mono-combustione, anche per via delle molteplici applicazioni della co-combustione: cementifici, termovalorizzatori di rifiuti, fabbriche di mattoni e centrali a carbone (Tabella 2).

Tabella 2. Principali risultati degli studi di LCA sul trattamento dei fanghi pubblicati nella letteratura scientifica nel periodo 2010-2020 (modificato da Ding et al. (2021) e Teoh e Li (2020)). Sono stati selezionati i soli studi che includessero uno scenario fra mono-combustione, co-combustione, utilizzo agricolo, digestione anaerobica e HTC. Legenda: A = agricoltura, C = compostaggio, CC = co-combustione, CD = co-digestione anaerobica, D = discarica, DA = digestione anaerobica, DI = disidratazione, E = essiccamento, I = incenerimento, MC = mono-combustione, OU = ossidazione a umido, P = pirolisi, RSU = rifiuto solido urbano, SC = stabilizzazione chimica, THP = thermal hydrolysis process.

| Fonte | Metodo di valutazione degli impatti / Categorie di impatto | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|-----------------------------|---|---|---|---------------------|
| Lederer e Rechberger (2010) | Tossicità umana, ecotossicità acquatica, ecotossicità di acque dolci, ecotossicità terrestre, emissioni di NO _x in atmosfera, accumulo di metalli pesanti nel suolo, uso complessivo di risorse energetiche, recupero di P, efficienza di concentrazione di sostanze inquinanti. | <ul style="list-style-type: none"> • DA + SC + A • DA + CC • DA + MC | Utilizzo agricolo benefico con riferimento all'energia richiesta e al recupero di P, ma gli inquinanti organici non vengono distrutti; mono-combustione con utilizzo agricolo delle ceneri ha risultati complessivamente simili, ma distrugge gli inquinanti organici; mono-combustione con invio delle ceneri in discarica e co-combustione non permettono il recupero di P; mono-combustione con recupero di P dalle ceneri soluzione complessivamente più vantaggiosa. | Unione Europea |

| Fonte | Metodo di valutazione degli impatti / Categorie di impatto | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|----------------------------|---|---|--|---------------------|
| Sablayrolles et al. (2010) | Uso delle risorse, acidificazione, eutrofizzazione, cambiamento climatico, riduzione dello strato di ozono, smog estivo, ecotossicità, tossicità umana. | <ul style="list-style-type: none"> • C + A • E + A | Compostaggio da preferire, in quanto ha minori impatti dell'essiccamento in sei categorie di impatto su otto; compostaggio peggiore dell'essiccamento per le categorie di tossicità umana e riduzione dello strato di ozono. | Francia |
| Nakakubo et al. (2012) | Cambiamento climatico, recupero di fosforo, rischi per la salute umana. | <ul style="list-style-type: none"> • MC • C + A • CC • carbonizzazione (P) • E + CC • CD + i precedenti metodi • CD + pirogassificazione | Per emissioni di gas serra e recupero di P, la co-digestione di fango e della frazione organica del RSU dà migliori risultati che il trattamento separato dei due rifiuti; soluzione complessivamente migliore è pirogassificazione con recupero di P, a seguire il compostaggio; considerando i rischi per la salute, la prima soluzione causa minori emissioni di metalli pesanti. | Giappone |
| Cao e Pawłowski (2013) | Cambiamento climatico, consumo di energia primaria fossile. | <ul style="list-style-type: none"> • E + P • DA + E + P | Scenario con DA preferibile sia per emissioni climalteranti che per consumo energetico; DA riduce richiesta energetica di disidratazione ed essiccamento; entrambi gli scenari evitano più emissioni climalteranti di quelle che producono. | Polonia |
| Hong et al. (2013) | ReGiPe | <ul style="list-style-type: none"> • CC | Produrre 1 GJ co-incenerendo fanghi in una centrale elettrica a carbone causa maggiori impatti ambientali rispetto a centrale a carbone in 15 su 18 categorie di impatto, a causa di ispessimento, disidratazione, trasporto e combustione fanghi, nonché smaltimento ceneri in discarica. | Cina |
| Liu et al. (2013) | Cambiamento climatico | <ul style="list-style-type: none"> • D • C • CC • MC • produzione di mattoni • cementificio | Mono-combustione ha minor impatto su cambiamenti climatici, seguita da produzione di mattoni e compostaggio; compostaggio scelta ottimale sulla base di considerazioni ambientali, economiche e di fattibilità. | Cina |
| Righi et al. (2013) | Cambiamento climatico, acidificazione, eutrofizzazione, riduzione dello strato di ozono, formazione di ozono fotochimico. | <ul style="list-style-type: none"> • D • CD + D • CD + C | Co-digestione anaerobica con frazione organica del RSU, seguita da post-compostaggio del digestato, è l'opzione ambientalmente più sostenibile; riduzione volumi trasportati, risparmi energetici ed evitata produzione di fertilizzante chimico grazie a compost in agricoltura. | Italia |
| Wang et al. (2013) | IMPACT2002+ | <ul style="list-style-type: none"> • DA + CC • DA + MC • DA + D • DA + carbonizzazione (P) + CC | Carbonizzazione del fango e co-combustione del biochar con carbone complessivamente migliore soluzione, seguita da co-combustione con RSU, discarica e mono-combustione; co-combustione con RSU ha minor impatto sui cambiamenti climatici perché l'efficienza complessiva di recupero energetico è maggiore. | Taiwan |

| Fonte | Metodo di valutazione degli impatti / Categorie di impatto | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|------------------------|---|--|--|---------------------|
| Mills et al. (2014) | Cambiamento climatico, formazione di ozono fotochimico, eutrofizzazione, acidificazione, uso di risorse minerali, uso di risorse fossili. | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • THP + DA + A • THP + DA + E + CC • THP + DA + E + P | L'opzione di DA, essiccamento e co-combustione in centrale a carbone è la più sostenibile economicamente e ambientalmente, immediatamente seguita dall'opzione di DA, essiccamento e pirolisi; idrolisi termica prima di DA migliora prestazioni economiche e ambientali della sola DA. | UK |
| Xu et al. (2014) | ReCiPe, Impact 2002+. | <ul style="list-style-type: none"> • D • A • I • E + A • DA + i precedenti metodi | Soluzione più adatta ambientalmente ed economicamente è DA con disidratazione e incenerimento del digestato; schema vincente grazie a riduzione volumetrica e recupero energetico in DA e incenerimento; discarica e incenerimento hanno, rispettivamente, più alti e bassi impatti ambientali; in tutti gli scenari le categorie di tossicità umana ed ecotossicità marina hanno i più alti impatti normalizzati. | Cina |
| Bertanza et al. (2015) | Cambiamento climatico, acidificazione, eutrofizzazione (di acque dolci, marina, terrestre), formazione di ossidanti fotochimici. | <ul style="list-style-type: none"> • OU + D • DA + I | Ossidazione a umido con invio in discarica del residuo solido e DA del residuo liquido dà vantaggi ambientali ed economici rispetto a schema convenzionale di DA e incenerimento. | Italia |
| Lam et al. (2016) | Uso di suolo, cambiamento climatico, tossicità umana, acidificazione, eutrofizzazione. | <ul style="list-style-type: none"> • D • I + D • I + cementificio • DA + i precedenti metodi | Scenari con preventiva DA complessivamente i meno impattanti; incenerimento preferibile a discarica; utilizzo delle ceneri in sostituzione del clinker preferibile a smaltimento in discarica; seguono, con medesimo ordine, gli analoghi scenari senza preventiva DA; DA riduce impatti grazie a riduzione volume da trattare e a recupero energetico. | Cina |
| Abuşoğlu et al. (2017) | IMPACT 2002 + | <ul style="list-style-type: none"> • DA + CC • DA + MC | Mono-combustione in forno a letto fluido ha migliori performance di co-combustione in cementificio per gran parte delle categorie di impatto; co-combustione ha minore impatto su tossicità umana perché le ceneri vengono immobilizzate nel clinker, mentre in mono-combustione vengono inviate in discarica. | Turchia |
| Alyaseri e Zhou (2017) | ReCipe 2008 | <ul style="list-style-type: none"> • I • DA + E + D • DA + E + A | Impatto totale più basso per DA e successivo invio a discarica del digestato; a seguire: incenerimento in forno a letto fluido con recupero energetico, DA e utilizzo agronomico del digestato, incenerimento in forno a piani multipli senza recupero energetico. | Usa |
| Li et al. (2017a) | Acidificazione, cambiamento climatico, uso di risorse abiotiche, ossidazione fotochimica, eutrofizzazione, tossicità umana, ecotossicità. | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • E + I • E + CC | Complessivamente, co-combustione in cementificio ha impatti minori; a seguire: mono-combustione, co-combustione in centrale a carbone, uso agronomico del digestato; ecotossicità vale 92-97% dell'impatto totale dello scenario agronomico, a causa dei metalli pesanti. | Cina |
| Li et al. (2017b) | Acidificazione, cambiamento climatico, uso di risorse abiotiche, ossidazione fotochimica, eutrofizzazione, tossicità umana, ecotossicità. | <ul style="list-style-type: none"> • DA mesofila • DA termofila • DI + DA mesofila • DI + DA termofila • DI + idrolisi termica + DA | Con fanghi ad alto contenuto organico (70% SV/TS), da impatto più basso a più alto: (disidratazione + DA termofila) < (DA termofila) < (disidratazione + idrolisi termica + DA) < (DA mesofila) < (disidratazione + DA mesofila); con fanghi a basso contenuto organico, scenario con idrolisi termica scende all'ultimo posto. | Cina |

| Fonte | Metodo di valutazione degli impatti / Categorie di impatto | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|-------------------------|--|---|--|---------------------|
| Lombardi et al. (2017) | CML 2 baseline 2000 | <ul style="list-style-type: none"> • A • C + A • I • D • OU | Agricoltura ha i minori impatti in 5 su 10 categorie e i maggiori in ecotossicità terrestre ed eutrofizzazione; incenerimento ha i minori impatti in 4 categorie e i maggiori in cambiamento climatico e riduzione dello strato di ozono; discarica ha i maggiori impatti in 3 categorie; ossidazione a umido ha i minori impatti in ecotossicità terrestre e i maggiori in 3 categorie; compostaggio ha risultati intermedi; rispetto a scenario in cui 78% dei fanghi è incenerito, 17% compostato, 2% utilizzato agronomicamente e 4% inviato in discarica, l'incenerimento totale dei fanghi riduce gli impatti in tutte le categorie. | Italia |
| Buonocore et al. (2018) | Cambiamento climatico, uso di risorse fossili, eutrofizzazione di acque dolci, tossicità umana, particolato, formazione di ossidanti fotochimici, acidificazione terrestre. | <ul style="list-style-type: none"> • D • DA + E • DA + E + gassificazione | Soluzione più desiderabile è schema in cui il fango viene processato per produrre biogas (DA) e syngas (gassificazione del digestato essiccato) da bruciare per generare elettricità e calore; oli vegetali usati possono integrare richiesta di calore per essiccamento; categorie più impattate sono eutrofizzazione di acque dolci e tossicità umana. | Italia |
| Chiu e Lo (2018) | Cambiamento climatico, particolato, formazione di ossidanti fotochimici, acidificazione terrestre. | <ul style="list-style-type: none"> • I • DA + I • CD + I | Trattamento di fanghi e scarti di cucina; scelta migliore è co-digestione, specialmente se il biogas viene valorizzato tramite impianto a ciclo combinato anziché tramite cogenerazione; scelta peggiore è invio a discarica degli scarti di cucina e delle ceneri dei fanghi inceneriti. | Cina |
| Do Amaral et al. (2018) | Cambiamento climatico, riduzione dello strato di ozono, formazione di ozono (ecosistemi terrestri), acidificazione terrestre, eutrofizzazione di acque dolci, ecotossicità (terrestre, in acque dolci), tossicità umana (effetti non cancerogeni). | <ul style="list-style-type: none"> • DA + SC + A • DA + E + A • DA + E + I + A • DA + E + I + D | Scenario base è l'uso agronomico di digestato stabilizzato con calce (senza recupero del calore da biogas); altri tre scenari (con recupero del calore del biogas) riducono impatti su cambiamenti climatici, ecotossicità terrestre e tossicità umana; incenerimento incrementa formazione di ozono e acidificazione terrestre, mentre uso agronomico di fango essiccato le riduce; no differenze statisticamente significative tra gli scenari per le altre categorie di impatto. (N.d.A., l'uso agronomico di fango essiccato risulta complessivamente la migliore opzione). | Brasile |
| Li e Feng (2018) | CML method, efficienza energetica. | <ul style="list-style-type: none"> • DA • E + P • DA + E + P | DA è opzione migliore perché non necessita di energia per essiccamento termico; integrazione di DA e pirolisi è la seconda migliore opzione, seguita da pirolisi; energia ottenuta dalla combustione di bio-olio e gas di pirolisi non sufficiente a soddisfare il fabbisogno di energia dell'essiccamento. | Cina |
| Lishan et al. (2018) | Cambiamento climatico, acidificazione terrestre, eutrofizzazione di acque dolci, riduzione dello strato di ozono, tossicità umana, particolato, uso di risorse fossili. | <ul style="list-style-type: none"> • D • I • idrolisi termica + carbonizzazione (P) • C | Tecnologia combinante idrolisi termica e pirolisi è la migliore, tenendo in conto gli impatti su cambiamento climatico e tossicità umana, costi di trattamento e smaltimento, consumo di suolo e commerciabilità dei sottoprodotti; a seguire: compostaggio, incenerimento di fango al 20%ss o invio in discarica di fango al 40%ss, e incenerimento di fango al 40%ss. | Cina |

| Fonte | Metodo di valutazione degli impatti / Categorie di impatto | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|---|--|--|---|---------------------|
| Piippo et al. (2018) | Cambiamento climatico | <ul style="list-style-type: none"> • C + miscelazione con terriccio + landscaping • DA + A • I • E + I | Conteggiando anche la CO ₂ biogenica, in ordine da impatto più basso a più alto: (DA + agricoltura) < (incenerimento senza essiccamento termico o incenerimento dopo essiccamento termico con elettricità e vapore, tranne in uno dei sei impianti di trattamento acque, dove il compostaggio è seconda migliore opzione) < (incenerimento dopo essiccamento termico con elettricità e olio combustibile o compostaggio). | Finlandia |
| Rigamonti et al. (2018) (studio non pubblicato) | Cambiamento climatico, riduzione dello strato di ozono, tossicità umana (effetti cancerogeni, effetti non cancerogeni), particolato, formazione di ozono fotochimico, acidificazione, eutrofizzazione (terrestre, di acque dolci, marina), ecotossicità in acque dolci, uso di risorse minerali e fossili, uso di acqua, uso complessivo di risorse energetiche. | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • E + I | Scenario di incenerimento peggiorativo in 13/15 categorie di impatto, eccetto per tossicità umana (effetti non cancerogeni) e consumo di risorse idriche; migliorie impiantistiche e gestionali (principalmente il recupero di P dalle ceneri) riducono a 9/15 il numero delle categorie in cui incenerimento è peggiore dell'uso agricolo. | Italia |
| ten Hoeve et al. (2018) | ILCD | <ul style="list-style-type: none"> • DA + DI + A • DA + DI + E + I + A | Focus su categorie di impatto più sensibili alla scelta del fattore di sostituzione del fosforo; consumo di risorse minerali più alto per scenario del fango disidratato rispetto a quello delle ceneri, causa maggior uso di metalli per costruzione attrezzatura per caricare e spandere il fango; scenario del digestato peggiore di quello delle ceneri sui cambiamenti climatici, principalmente per emissioni N ₂ O. | Danimarca |
| Yoshida et al. (2018) | Tossicità umana (effetti cancerogeni, effetti non cancerogeni), ecotossicità, eutrofizzazione (di acque dolci, terrestre, marina), acidificazione terrestre, particolato, cambiamento climatico, formazione di ozono fotochimico. | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • SC + A • DA + I | Incenerimento complessivamente migliore o analogo a scenari di uso agricolo, in particolare per tossicità umana, ecotossicità ed eutrofizzazione marina; negli scenari di uso agricolo, tossicità umana (effetti non cancerogeni) ed ecotossicità sono le categorie con i più alti impatti normalizzati; per entrambe le categorie, impatti dominati da emissione di zinco e rame nel terreno. | Danimarca |
| Barry et al. (2019) | Cambiamento climatico, ecotossicità in acque dolci. | <ul style="list-style-type: none"> • I • P | Pirolisi trattamento migliore di incenerimento con recupero di energia elettrica, sia quando il biochar sostituisce fertilizzanti in agricoltura che lignite in cementificio; biochar ha minor tendenza a rilasciare metalli pesanti rispetto a ceneri e, in cementificio, i metalli pesanti vengono inglobati. | Canada |
| Chen et al. (2019) | Impact 2002+, Cumulative Energy Demand (CED) | <ul style="list-style-type: none"> • E + MC • E + CC | Dal punto di vista ambientale, energetico ed economico, co-combustione con RSU (con autoconsumo di energia per l'essiccamento) è migliore di mono-combustione (senza autoconsumo di energia per l'essiccamento). | Cina |

| Fonte | Metodo di valutazione degli impatti / Categorie di impatto | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|-------------------------|--|---|---|---------------------|
| Meisel et al. (2019) | Cambiamento climatico | <ul style="list-style-type: none"> • A • DA + A • DA + HTC + A • I • DA + I • DA + HTC + I | Aggiunta di HTC a filiere di incenerimento e di utilizzo agricolo non dà vantaggi in termini di gas serra e causa maggiori richieste energetiche; tuttavia, ricircolo frazione liquida da HTC a DA riduce significativamente le emissioni, permettendo a scenario agricolo di risultare migliore fra i 12 scenari. | Germania |
| Zhang et al. (2019) | Cambiamento climatico, acidificazione, formazione di ozono fotochimico, eutrofizzazione (terrestre, di acque dolci, marina). | <ul style="list-style-type: none"> • DI meccanica + A • DI elettro-assistita + A • DI meccanica, E + I • DI elettro-assistita + E + I | Per cambiamenti climatici, in ordine da impatto più basso a più alto: (disidratazione elettro-assistita, essiccamento e incenerimento) < (disidratazione meccanica e utilizzo agricolo) < (disidratazione meccanica, essiccamento e incenerimento) < (disidratazione elettro-assistita e utilizzo agricolo); disidratazione elettro-assistita riduce volume fanghi a spese di maggior consumo energetico e aumenta impatti delle categorie di acidificazione ed eutrofizzazione di acque dolci. | Italia |
| Lee et al. (2020) | Cambiamento climatico, acidificazione, eutrofizzazione, ecotossicità. | <ul style="list-style-type: none"> • CD • D • C • CC | Miscela di fanghi, rifiuti da cucina e rifiuti di giardino; co-digestione ha minori costi e impatti ambientali rispetto a discarica, compostaggio e incenerimento. | Usa |
| Morero et al. (2020) | Cambiamento climatico, acidificazione terrestre, eutrofizzazione di acque dolci, tossicità umana, formazione di ossidanti fotochimici, particolato, uso di suolo urbano, uso di acqua, uso complessivo di risorse energetiche. | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • C • D • CD + A | Rispetto a trattamento separato di fanghi e frazione organica del RSU tramite mix di DA, compostaggio e discarica, co-digerire la totalità dei rifiuti ha minori costi e impatti ambientali. | Argentina |
| Nakatsuka et al. (2020) | Cambiamento climatico | <ul style="list-style-type: none"> • E + DA + MC • E + CC | Nello scenario base i fanghi vengono essiccati, sottoposti a DA e inceneriti presso il depuratore, mentre i RSU vengono inceneriti in un termovalorizzatore poco distante; rispetto allo scenario base, co-incenerire fanghi essiccati e RSU, inviando il calore recuperato a essiccamento, riduce costi del 35% ed emissioni di CO ₂ dell'1%. | Giappone |
| Rostami et al. (2020) | ReCiPe, CML (baseline) | <ul style="list-style-type: none"> • C • I • D | Sia per categorie di impatto midpoint che endpoint, compostaggio soluzione meno costosa e complessivamente meno impattante, eccetto per eutrofizzazione delle acque dolci. | Iran |
| Tarpani et al. (2020) | ReCiPe 1.08 | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • C + A • I • E + P • OU | Per ogni trattamento un intervallo di recupero di materia/energia (nullo, medio o massimo); DA ha minori impatti in 11/18 categorie di impatto; pirolisi con massimo tasso di recupero è seconda migliore opzione ma, con minori tassi di recupero, incenerimento diventa la seconda migliore alternativa; per tassi di recupero medio e massimo, compostaggio è peggiore alternativa; in confronto ai metalli pesanti, il contributo dei prodotti farmaceutici e per l'igiene personale sull'ecotossicità di acque dolci è trascurabile. | UK |

* Il processo di disidratazione è stato citato solo quando ritenuto necessario ad evidenziare le differenze fra gli scenari analizzati.

La digestione anaerobica risulta generalmente un pretrattamento che, grazie alla valorizzazione energetica del biogas e alla riduzione volumetrica conseguita, riduce gli impatti di qualsiasi catena di trattamenti a cui venga applicata (Tabella 2). L'aggiunta dell'HTC alle filiere di incenerimento e utilizzo agricolo non riduce le emissioni climalteranti (Meisel et al., 2019). Tuttavia, l'invio della frazione liquida a un processo di digestione anaerobica rende l'inserimento dell'HTC fortemente competitivo nel ridurre le suddette emissioni climalteranti (Meisel et al., 2019). Il compostaggio mostra risultati intermedi, risultando raramente l'alternativa migliore o peggiore (Lee et al., 2020; Lishan et al., 2018; Liu et al., 2013). L'essiccamento è un pretrattamento che, al contrario della digestione anaerobica, non è energeticamente autosufficiente; il suo utilizzo è indicato se vi sia un altro processo nelle vicinanze che possa inviargli energia di recupero.

Non è stato possibile trarre delle conclusioni in merito alla stabilizzazione chimica. L'invio dei fanghi a discarica è quasi sempre la soluzione peggiore. In alcuni casi però l'uso della discarica come destinazione dei residui di altri trattamenti risulta una scelta giustificata (Alyaseri e Zhou, 2017; Bertanza et al., 2015).

3.3. Studi LCC applicati al trattamento fanghi

La Tabella 3 riassume i risultati della revisione della letteratura riguardo l'applicazione dell'LCC ai metodi comunemente utilizzati per trattare i fanghi di depurazione. Innanzitutto, va sottolineato come lo studio

non si sia concentrato su una particolare zona geografica, bensì sull'intero panorama internazionale. In questo senso, la valutazione economica svolta in diverse condizioni geografiche può influenzare i risultati ottenuti, come già suggerito da più autori (Collivignarelli et al., 2020; Foladori et al., 2010).

Analizzando le metodologie di trattamento più comunemente utilizzate, si può affermare che l'incenerimento risulta essere l'opzione più onerosa (Lee et al., 2020; Lundin et al., 2004; Rostami et al., 2020; Xiao et al., 2022). Entrando più nel dettaglio, diversi studi propongono un confronto tra diverse opzioni di incenerimento, quali la mono-combustione di fanghi di depurazione, la co-combustione con rifiuti solidi urbani (RSU), la co-combustione in centrali a carbone e infine la co-combustione in cementifici (Chen et al., 2019; Hong et al., 2013; Li et al., 2013; Lundin et al., 2004; Xiao et al., 2022). A causa degli elevati investimenti iniziali richiesti, la valutazione LCC indica come la mono-combustione risulti l'alternativa nettamente più dispendiosa (Chen et al. 2019; Xiao et al. 2022). Al contrario, grazie ai sussidi ricevuti per lo smaltimento dei RSU, la co-combustione con RSU appare l'opzione più vantaggiosa da un punto di vista prettamente finanziario (Chen et al., 2019).

Passando alle metodologie di trattamento più economiche, si segnalano il compostaggio, lo spandimento in agricoltura e lo smaltimento in discarica (Rostami et al., 2020; Tarpani e Azapagic, 2018; Xiao et al., 2018; Zhuang et al., 2022;). Più nello specifico, lo smaltimento in discarica offre costi di investimen-

Tabella 3. Principali risultati degli studi di LCC sul trattamento fanghi pubblicati nella letteratura scientifica.

Legenda: A = agricoltura, C = compostaggio, CC = co-combustione, CD = co-digestione anaerobica, D = discarica, DA = digestione anaerobica, DI = disidratazione, E = essiccamento, I = incenerimento, MC = mono-combustione, OU = ossidazione a umido, P = pirolisi, RSU = rifiuto solido urbano, SC = stabilizzazione chimica, THP = thermal hydrolysis process.

| Fonte | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|----------------------|--|--|---------------------|
| Lundin et al. (2004) | <ul style="list-style-type: none"> • A • CC con RSU • MC con recupero di fosforo (Bio-Con) • frazionamento con recupero di fosforo (Cambi-KREPRO) + MC | L'applicazione agricola presenta il costo più basso tra le opzioni valutate; la co-combustione presenta invece il costo più alto; minima differenza di costo tra Bio-Con e Cambi-KREPRO. | Svezia |
| Murray et al. (2008) | <ul style="list-style-type: none"> • DI • DA • C • E • I | La digestione anaerobica tecnologia di trattamento ottimale da un punto di vista economico; incenerimento opzione più onerosa tra quelle valutate. | Cina |
| Hong et al. (2009) | <ul style="list-style-type: none"> • DI (con o senza DA) • C (con o senza DA) • E (con o senza DA) • D (con o senza DA) • A (con o senza DA) | Gli LCC per gli scenari con digestione mostrano risultati migliori; incenerimento più economico rispetto a disidratazione ed essiccamento. | Giappone |

| Fonte | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|---------------------------|---|--|---------------------|
| Hong et al. (2013) | <ul style="list-style-type: none"> • CC | Il beneficio economico ottenuto dalla co-combustione dei fanghi di depurazione all'interno di una centrale elettrica a carbone è generato principalmente dalle entrate derivanti dai fanghi e dai sussidi per l'elettricità; la riduzione del consumo di carbone ha contribuito in misura minima al beneficio economico. | Cina |
| Li et al. (2013) | <ul style="list-style-type: none"> • Scenario 1: C, D, produzione di cemento. • Scenari alternativi, ottenuti tramite le seguenti modifiche: stabilizzazione mediante essiccamento, maggiore inclusione dei fanghi di depurazione nella produzione di cemento e utilizzo dei fanghi di depurazione essiccati o carbonizzati come combustibile sostitutivo per le centrali elettriche a carbone. | Scenario 1 nettamente il più economico; le alternative incrementano i costi tra il 60% e il 95%; tra queste, i valori peggiori sono stati riscontrati per l'opzione che prevede una maggiore inclusione dei fanghi di depurazione per la produzione di cemento, sia per quanto riguarda i costi di trasporto, sia per quanto riguarda i costi operativi. | Cina |
| Xu et al. (2014) | <ul style="list-style-type: none"> • D • A • I • E + A • DA + i precedenti metodi | Lo scenario combinato di trattamento dei fanghi con tecnologie di digestione anaerobica, disidratazione e incenerimento è il metodo più adatto dal punto di vista economico per trattare i fanghi di depurazione grazie al recupero energetico; anche la digestione anaerobica con seguente smaltimento in discarica ha ottimi risultati dal punto di vista economico. | Cina |
| Collet et al. (2017) | <ul style="list-style-type: none"> • DA + tecnologia PtG (Power to Gas) | Più l'elettricità è costosa, più lungo deve essere il tempo di funzionamento del processo di metanazione per essere competitivo con l'iniezione di metano dal biogas; la riduzione del consumo di elettricità della fase di elettrolisi riduce i costi di produzione. | Francia |
| Tarpani e Azapagic (2018) | <ul style="list-style-type: none"> • DA + A • C • I • P • OU | Digestione anaerobica, pirolisi e ossidazione ad aria umida possono operare con un profitto con i costi complessivi del ciclo di vita negativi se tutti i loro prodotti recuperati sono pienamente utilizzati; opzione migliore è il compostaggio; incenerimento è l'alternativa meno preferita. | UK |
| Xiao et al. (2018) | <ul style="list-style-type: none"> • THP • I • D • C | Lo smaltimento in discarica presenta i costi minori, ma benefici ambientali più scarsi; il rapporto costo/beneficio analizzato consiglia fortemente l'impiego della tecnologia THP, seguito dal compostaggio e dall'incenerimento; il trattamento tramite incenerimento presenta i costi più elevati fra le alternative analizzate. | Cina |
| Chen et al. (2019) | <ul style="list-style-type: none"> • E + MC • E + CC | La co-combustione con RSU è l'alternativa più economica nonostante i maggiori investimenti iniziali, grazie ai sussidi ricevuti per lo smaltimento dei RSU che influiscono positivamente sul calcolo dei profitti. | Cina |
| Francini et al. (2019) | <ul style="list-style-type: none"> • DA con implementazione del pretrattamento di dark fermentation • co-digestione con frazione organica di RSU | Entrambi i sistemi sono economicamente sostenibili; tuttavia, il caso basato sul pretrattamento preliminare di dark fermentation seguito dalla digestione ha un tempo di ritorno dell'investimento più breve e un valore attuale netto più elevato rispetto a quello della co-digestione. | Italia |
| Lee et al. (2020) | <ul style="list-style-type: none"> • CD • D • C • CC | Considerando i valori medi, co-digestione ha ottenuto il costo del ciclo di vita più basso, anche considerando l'acquisizione del terreno; a seguire il compostaggio. | Usa |
| Medina et al. (2020) | <ul style="list-style-type: none"> • THP + DA • DA | I costi stimati per l'opzione con HTC sono del 42% superiori rispetto all'alternativa convenzionale della digestione anaerobica. | Europa |

| Fonte | Metodi di trattamento* | Principali risultati relativi alla LCA | Contesto geografico |
|-----------------------|--|--|---------------------|
| Roldán et al. (2020) | <ul style="list-style-type: none"> due configurazioni di linee di fanghi finalizzate all'estrazione e al recupero del fosforo prima della digestione anaerobica. | La configurazione 1 si basa sulla produzione di un flusso arricchito di PO ₄ dai fanghi tramite elutriazione negli ispessitori primari, mentre la configurazione 2 si basa sul processo WASSTRIP e il suo flusso arricchito di PO ₄ viene ottenuto meccanicamente con ispessitori dinamici; nonostante la minore efficienza di recupero del fosforo, la configurazione 1 ha un costo del ciclo di vita inferiore rispetto alla configurazione 2. | Non specificato |
| Rostami et al. (2020) | <ul style="list-style-type: none"> C I D | Compostaggio più conveniente rispetto a incenerimento e discarica. | Iran |
| Alves et al. (2021) | <ul style="list-style-type: none"> gassificazione | Gli scenari presentano una buona fattibilità per l'implementazione; il processo di gassificazione con conseguente produzione di energia elettrica risulta più vantaggioso rispetto allo scenario con produzione di idrogeno, nel breve periodo; quest'ultimo scenario risulta invece più favorevole alla fine della vita dell'impianto. | Non specificato |
| Orner et al. (2022) | <ul style="list-style-type: none"> cinque strategie di gestione dei nutrienti per la co-digestione di fanghi di depurazione urbani con rifiuti organici ad alta resistenza. Inoltre, la gestione attuale dei biosolidi (57% applicazione al suolo, 36% discarica e 7% compostaggio) è stata confrontata con uno scenario teorico in cui il 100% dei biosolidi viene compostato. | Tutte le opzioni di recupero dei nutrienti valutate comportano un costo netto per l'impianto, con i costi del capitale e dei materiali che superano notevolmente i ricavi. | Usa |
| Xiao et al. (2022) | <ul style="list-style-type: none"> MC CC con RSU CC in centrale elettrica a carbone CC in cementificio | Mono-combustione alternativa nettamente più dispendiosa dal punto di vista economico; al contrario, la co-combustione in cementificio presenta i costi minori in assoluto, sebbene non si discosti molto dalle alternative valutate. | Cina |
| Zhang et al. (2022) | <ul style="list-style-type: none"> applicazione del pretrattamento Fenton e US/UV/Elettro-Fenton a diversi scenari: D I A | L'effetto dei pretrattamenti Fenton e US/UV/Elettro-Fenton sulla riduzione dei costi dell'LCC è stato evidente per ciascuna delle alternative valutate. | Cina |
| Zhuang et al. (2022) | <ul style="list-style-type: none"> DA D I C P | Il compostaggio e la pirolisi hanno un LCC previsto inferiore rispetto alle alternative di trattamento concorrenti; il compostaggio ottiene costi del ciclo di vita relativamente bassi grazie alla convenienza degli investimenti di capitale richiesti; viceversa, la pirolisi riduce il costo del ciclo di vita grazie al recupero di risorse preziose come energia, fertilizzanti e combustibili. | Nord America |

* Il processo di disidratazione è stato citato solo quando ritenuto necessario ad evidenziare le differenze fra gli scenari analizzati.

to contenuti, ma allo stesso tempo benefici ambientali ed economici molto limitati nel lungo periodo (Xiao et al., 2018). È stato inoltre studiato l'impatto di varie alternative di pretrattamenti subiti dai fanghi di depurazione (Francini et al., 2019; Hong et al., 2009; Zhang et al., 2022;) che sono risultati in molti casi impattanti da un punto di vista economico. L'impiego della dark fermentation ha reso meno dispendioso il processo

di digestione anaerobica (Francini et al. 2019), inoltre, l'effetto dei pretrattamenti Fenton e US/UV/Elettro-Fenton sulla riduzione dell'LCC è stato evidente, in particolare laddove il contenuto organico fosse più elevato (Zhang et al. 2022).

Infine, anche la digestione anaerobica risulta essere un'alternativa economicamente sostenibile, sia se valutata singolarmente, sia se incorporata con al-

Tabella 4. Livelli di raccomandazione dei principali metodi di trattamento dei fanghi analizzati dalla letteratura scientifica tramite LCA ed LCC. In verde = più consigliato. In rosso = meno consigliato.

| Metodi di trattamento | LCA | LCC |
|-----------------------|-----|-----|
| Agricoltura | ● | ● |
| Co-combustione | ● | ● |
| Compostaggio | ● | ● |
| Discarica | ● | ● |
| Digestione anaerobica | ● | ● |
| Essiccamento termico | ● | ● |
| Mono-combustione* | ● | ● |

* Senza recupero di fosforo.

tre metodologie di trattamento in linee di processo più complesse (Hong et al., 2009; Murray et al., 2008; Tarpani e Azapagic, 2018; Xu et al., 2014;).

In particolare, è stato dimostrato come l'aggiunta di tale processo ad alternative quali la disidratazione, il compostaggio, l'essiccamento e l'incenerimento, abbatta i costi di trattamento nel lungo periodo (Hong et al. 2009).

3.4. Sostenibilità ambientale ed economica dei trattamenti dei fanghi

Stanti la variabilità degli obiettivi fra gli studi analizzati e la mancanza di un vero e proprio scenario convenzionale di riferimento, si è preferito non operare una, peraltro ardua, armonizzazione dei risultati. In mancanza di un criterio oggettivo, si è preferito sintetizzare le impressioni generali riportate nei paragrafi 3.2 e 3.3 tramite la Tabella 4, in cui è possibile visionare la lista dei principali metodi di trattamento dei fanghi con un livello di raccomandazione che va dal verde (più consigliato) al rosso (meno consigliato). Ne è derivato che la letteratura scientifica tende a indicare la digestione anaerobica come il metodo di trattamento più sostenibile sia ambientalmente che economicamente.

Al contrario, la discarica e la mono-combustione sarebbero sconsigliate dal punto di vista, rispettivamente, ambientale ed economico. La mono-combustione, tuttavia, se viene abbinata a un processo di recupero del fosforo, migliora le sue prestazioni ambientali (Lederer e Rechberger, 2010) ed economiche (Lundin et al., 2004).

4. Conclusioni

La revisione della letteratura fornisce un quadro aggiornato sulle tecnologie utilizzate per il trattamento dei fanghi provenienti dalla depurazione delle acque reflue urbane.

La digestione anaerobica emerge come un metodo di pretrattamento che, sfruttando il biogas prodotto e riducendo il volume dei fanghi, contribuisce a minimizzare gli impatti ambientali ed economici associati a qualsiasi trattamento a cui venga applicato.

Non è stato possibile invece giungere a una conclusione univoca sul confronto tra gli impatti ambientali di mono-combustione e impiego agronomico. L'uso dei fanghi in agricoltura, che siano stati sottoposti o meno a digestione, presenta infatti impatti a volte maggiori e a volte minori rispetto alla mono-combustione. Va tenuto in considerazione il rischio di contaminazione dei terreni agricoli da inquinanti, ma è altrettanto cruciale restituire la sostanza organica ai campi coltivati per prevenirne il progressivo degrado. In prospettiva, una possibile strategia potrebbe consistere nel limitare l'impiego agricolo ai soli fanghi di alta qualità. Sul fronte dei costi, la mono-combustione si configura come una delle opzioni più dispendiose per la gestione dei fanghi, mentre l'utilizzo in agricoltura risulta economicamente più vantaggioso. La mono-combustione rappresenta l'alternativa più promettente all'agricoltura per quel che riguarda il recupero di fosforo. L'opzione di co-combustione con rifiuti mostra risultati positivi sia dal punto di vista ambientale sia economico.

L'essiccamento termico, a differenza della digestione anaerobica, richiede una fonte di energia esterna; risulta pertanto applicabile quando è disponibile una fonte di energia di recupero o rinnovabile nelle vicinanze.

Il compostaggio si posiziona a metà strada tra le opzioni dal punto di vista ambientale ed è tra le scelte più convenienti dal punto di vista economico. Lo smaltimento in discarica è economicamente vantaggioso nel breve termine, ma ha benefici li-

mitati nel lungo periodo; inoltre, risulta spesso la soluzione meno favorevole negli studi LCA. È rilevante sottolineare che i risultati degli studi LCA e LCC presentano una notevole variabilità e non possono essere generalizzati a tutti i contesti geopolitici. Nel mondo del trattamento fanghi non vi è una tecnologia universalmente valida e i risultati degli studi sui rifiuti dipendono da fattori locali come la presenza di un mercato per i prodotti recuperati, l'efficienza dei trattamenti (che varia al variare della popolazione servita), le normative vigenti e la presenza di impianti di recupero sul territorio. Si raccomanda pertanto di condurre specifiche valutazioni LCA e LCC per ciascuna nazione o regione. ■

Riferimenti bibliografici

- Abuşoğlu A., Özahi A., İhsan Kutlar A., Al-jaf H. (2017) Life cycle assessment (LCA) of digested sewage sludge incineration for heat and power production. *Journal of Cleaner Production*, 142(2017): 1684–1692.
- Alves O., Calado L., Panizio R.M., Gonçalves M., Monteiro E., Brito P. (2021) Techno-economic study for a gasification plant processing residues of sewage sludge and solid recovered fuels. *Waste Management*, 131: 148–162.
- Alyaseri I. e Zhou J. (2017) Towards better environmental performance of wastewater sludge treatment using endpoint approach in LCA methodology. *Heliyon*, 3(3).
- Amann A., Zoboli O., Krampe J., Rechberger H., Zessner M., Egle L. (2018) Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 130: 127–139.
- Aradelli P. e Cantù G. (2016) Sewage sludge disposal routes: thermal treatments and energy recovery. Tesi magistrale, Politecnico di Milano. Disponibile su: <http://hdl.handle.net/10589/119001>.
- Barry D., Barbiero C., Briens C., Berruti F. (2019) Pyrolysis as an economical and ecological treatment option for municipal sewage sludge. *Biomass and Bioenergy*, 122: 472–480.
- Bertanza G., Canato M., Heimersson S. et al. (2015) Techno-economic and environmental assessment of sewage sludge wet oxidation. *Environmental Science and Pollution Research*, 22: 7327–7338.
- Binelli A. (2021) Il progetto SLURP: Saggi biologici, ecotossicologia. Disponibile su: https://sites.unimi.it/slurp_project/wp-content/uploads/2021/11/Programma-Workshop-SLURP.pdf
- Brown T.R. e Brown R.C. (2013) A review of cellulosic biofuel commercial-scale projects in the United States. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 7(3): 235–245.
- Buonocore E., Mellino S., De Angelis G., Liu G., Ulgiati S. (2018) Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecological Indicators*, 94(3): 13–23.
- Cambi ASA (2022) Thermal hydrolysis. Disponibile su: <https://www.cambi.com/what-we-do/thermal-hydrolysis>
- Canziani R. (2016) I fanghi, inevitabili prodotti della depurazione delle acque di rifiuto. *Ingegneria dell'Ambiente*, 3(3): 177–178.
- Cao Y. e Pawłowski A. (2013) Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: Evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. *Bioresource Technology*, 127: 81–91.
- Chen G., Wang X., Li J. et al. (2019) Environmental, energy, and economic analysis of integrated treatment of municipal solid waste and sewage sludge: A case study in China. *Science of the Total Environment*, 647: 1433–1443.
- Chiu S.L.H. e Lo I.M.C. (2018) Identifying key process parameters for uncertainty propagation in environmental life cycle assessment for sewage sludge and food waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, 174: 966–976.
- Cie'slik B.M., Namie'snik J. e Konieczka P. (2015) Review of sewage sludge management: Standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 90: 1–15.
- Collet P. et al. (2017) Techno-economic and Life Cycle Assessment of methane production via biogas upgrading and power to gas technology. *Applied Energy*, 192: 282–295.
- Collivignarelli C. (2021) Pianificazione della gestione dei fanghi di depurazione e ruolo del riuso agricolo. Disponibile su: https://sites.unimi.it/slurp_project/wp-content/uploads/2021/11/Programma-Workshop-SLURP.pdf
- Ding A., Zhang R., Ngo H.H. et al. (2021) Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal based on nutrient and energy recovery: A review. *Science of the Total Environment*, 769: 144451.

- do Amaral K.C., Aisse M.M., Possetti G.R.C., Prado R.M. (2018) Use of life cycle assessment to evaluate environmental impacts associated with the management of sludge and biogas. *Water Science and Technology*, 77(9): 2292–2300.
- Đurđević D., Blečić P. e Jurić Ž. (2019) Energy Recovery from Sewage Sludge: The Case Study of Croatia. *Energies*, 12(10): 1927.
- EEA (2022) Beyond water quality: Sewage treatment in a circular economy. Disponibile su: <https://www.eea.europa.eu/publications/beyond-water-quality-sewage-treatment/file>
- Egle L., Rechberger H., Krampe J., Zessner M. (2016) Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of the Total Environment*, 571: 522–542.
- Fiori L. (2020) Carbonizzazione idrotermica: Principi. Disponibile su: <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwi7kj-2htv7AhWiavEDHTQCC9wQFnoECA4QAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.fast.mi.it%2Fwp-content%2Fuploads%2F2020%2F05%2FFIORI.pdf&usg=AOvVaw020AgdgM5enB0YdwxQ8K20>
- Francini G., Lombardi L., Freire F., Pecorini I., Marques P. (2019) Environmental and Cost Life Cycle Analysis of Different Recovery Processes of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge. *Waste and Biomass Valorization*, 10(12): 3613–3634.
- Hong J., Hong J., Otaki M., Jolliet O. (2009) Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Management*, 29(2): 696–703.
- Hong J., Xu C., Hong J., Tan X., Chen W. (2013) Life cycle assessment of sewage sludge co-incineration in a coal-based power station. *Waste Management*, 33(9): 1843–1852.
- Ibarra-Gonzalez P. e Rong B.G. (2018) A review of the current state of biofuels production from lignocellulosic biomass using thermochemical conversion routes. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 27(7): 1523–1535.
- Kacprzak M., Neczaj E., Fijałkowski K. et al. (2017) Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, 156: 39–46.
- Kwapinski W., Kolinovic I. e Leahy J.J. (2021) Sewage Sludge Thermal Treatment Technologies with a Focus on Phosphorus Recovery: A Review. *Waste and Biomass Valorization*, 12(11): 5837–5852.
- Lam C.M., Lee P.H. e Hsu S.C. (2016) Eco-efficiency analysis of sludge treatment scenarios in urban cities: The case of Hong Kong. *Journal of Cleaner Production*, 112: 3028–3039.
- Lederer J. e Rechberger H. (2010) Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. *Waste Management*, 30(6): 1043–1056.
- Lee E., Oliveira D.S.B.L., Oliveira L.S.B.Z. et al. (2020) Comparative environmental and economic life cycle assessment of high solids anaerobic co-digestion for biosolids and organic waste management. *Water Research*, 171: 115443.
- Li X., Takaoka M., Zhu F., Wang J., Oshita K. e Mizuno T. (2013) Environmental and economic assessment of municipal sewage sludge management – a case study in Beijing, China. *Water Science and Technology*, 67(7): 1465–1473.
- Li H., Jin C. e Mundree S. (2017a) Hybrid environmental and economic assessment of four approaches recovering energy from sludge with variant organic contents. *Journal of Cleaner Production*, 153: 131–138.
- Li H., Jin C., Zhang Z., O'Hara I. e Mundree S. (2017b) Environmental and economic life cycle assessment of energy recovery from sewage sludge through different anaerobic digestion pathways. *Energy*, 126: 649–657.
- Li H. e Feng K. (2018) Life cycle assessment of the environmental impacts and energy efficiency of an integration of sludge anaerobic digestion and pyrolysis. *Journal of Cleaner Production*, 195: 476–485.
- Lishan X., Tao L., Yin W., Zhilong Y., Jiangfu L. (2018) Comparative life cycle assessment of sludge management: A case study of Xiamen, China. *Journal of Cleaner Production*, 192: 354–363.
- Liu B., Wei Q., Zhang B., Bi J. (2013) Life cycle GHG emissions of sewage sludge treatment and disposal options in Tai Lake Watershed, China. *Science of the Total Environment*, 447: 361–369.
- Lombardi L., Nocita C., Bettazzi E., Fibbi D., Carnevale E. (2017) Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: An Italian case study. *Waste Management*, 69: 365–376.
- Lundin M., Olofsson M., Pettersson G.J., Zetterlund H. (2004) Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(4): 255–278.
- Malacrida W., Di Cosmo R. e Canziani R. (2015) Il trattamento e lo smaltimento dei fanghi

- industriali e di depurazione. Disponibile su: https://www.researchgate.net/publication/283791515_Trattamento_e_smaltimento_dei_fanghi_di_depurazione_recupero_di_materia_e_di_energia_minimizzazione_dei_costi_e_degli_impatti_ambientali.
- Medina-Martos E., Istrate I.R., Villamil J.A., Gálvez-Martos J.L., Dufour J., Mohedano Á.F. (2020) Techno-economic and life cycle assessment of an integrated hydrothermal carbonization system for sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 277: 122930.
 - Meisel K., Clemens A., Fühner C., Breulmann M., Majer S., Thrän D. (2019) Comparative Life Cycle Assessment of HTC Concepts Valorizing Sewage Sludge for Energetic and Agricultural Use. *Energies*, 12(5): 786.
 - Merzari F., Langone M., Andreottola G., Fiori L. (2019) Methane production from process water of sewage sludge hydrothermal carbonization. A review. *Valorising sludge through hydrothermal carbonization. Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(11): 947-988.
 - Mills N., Pearce P., Farrow J., Thorpe R.B., Kirkby N.F. (2014) Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Management*, 34(1): 185–195.
 - Morero B., Montagna A.F., Campanella E.A., Cafaro D.C. (2020) Optimal process design for integrated municipal waste management with energy recovery in Argentina. *Renewable Energy*, 146: 2626–2636.
 - Murray A., Horvath A. e Nelson K.L. (2008) Hybrid Life-Cycle Environmental and Cost
 - Inventory of Sewage Sludge Treatment and End-Use Scenarios: A Case Study from China. *Environmental Science & Technology*, 42(9): 3163–3169.
 - Nakakubo T., Tokai A. e Ohno K. (2012) Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery. *Journal of Cleaner Production*, 32: 157–172.
 - Nakatsuka N., Kishita Y., Kurafuchi T., Akamatsu F. (2020) Integrating wastewater treatment and incineration plants for energy-efficient urban biomass utilization: A life cycle analysis. *Journal of Cleaner Production*, 243: 118448.
 - Orner K.D., Smith S., Nordahl S. et al. (2022) Environmental and Economic Impacts of Managing Nutrients in Digestate Derived from Sewage Sludge and High-Strength Organic Waste. *Environmental Science & Technology*, 56(23): 17256–17265.
 - Parlamento europeo e Consiglio europeo (2008) Direttiva 2008/98/CE del parlamento Europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea*, L 312.
 - Pearson R.J. e Turner J.W.G. (2012) Renewable fuels: An automotive perspective. *Comprehensive Renewable Energy*. Elsevier Ltd, 305-342.
 - Peroni M., Cascio M., Soderino D. et al. (2022) Ozonolisi in digestione anaerobica: un caso di studio a scala reale e di laboratorio. *Ingegneria dell'Ambiente*, 9(2): 84-99.
 - Piippo S., Lauronen M. e Postila H. (2018) Greenhouse gas emissions from different sewage sludge treatment methods in north. *Journal of Cleaner Production*, 177: 483–492.
 - Pradel M. e Aissani L. (2019) Environmental impacts of phosphorus recovery from a “product” Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. *Science of the Total Environment*, 656: 55–69.
 - Regione Lombardia (2022) Aggiornamento del Programma Regionale di Gestione dei Rifiuti (PRGR) – Piano verso l'economia circolare: Relazione di piano. Disponibile su: <https://www.regione.lombardia.it/wps/portal/istituzionale/HP/DettaglioRedazionale/servizi-e-informazioni/Enti-e-Operatori/ambiente-ed-energia/Rifiuti/aggiornamento-piano-rifiuti-e-bonifiche-regionale/aggiornamento-piano-rifiuti-e-bonifiche-regionale>
 - Regione Lombardia (2023) Forme Avanzate di Gestione dei fanghi di depurazione in un Hub Innovativo lombardo. Disponibile su: <https://www.openinnovation.regione.lombardia.it/it/b/38399/forme-avanzate-di-gestione-dei-fanghi-di-depurazione-in-un-hub-innovat>
 - Reißmann D., Thrän D., Blöhse D., Bezama A. (2021) Hydrothermal carbonization for sludge disposal in Germany: A comparative assessment for industrial-scale scenarios in 2030. *Journal of Industrial Ecology*, 25(3): 720–734.
 - Rigamonti L., Grosso M., Puricelli S., Tua C. (2018) LCA della gestione dei fanghi di depurazione nel sito di Corteolona (report confidenziale).
 - Righi S., Oliviero L., Pedrini M., Buscaroli A., Della Casa C. (2013) Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: Centralized and decentralized approaches. *Journal of Cleaner Production*, 44: 8–17.

- Roldán M., Bouzas A., Seco A., Mena E., Mayor Á., Barat R. (2020) An integral approach to sludge handling in a WWTP operated for EBPR aiming phosphorus recovery: Simulation of alternatives, LCA and LCC analyses. *Water Research*, 175: 115647.
- Rostami F., Tafazzoli S.M., Aminian S.T., Avami A. (2020) Comparative assessment of sewage sludge disposal alternatives in Mashhad: a life cycle perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(1): 315–333.
- Sablayrolles C., Gabrielle B. e Montrejaud-Vignoles M. (2010) Life Cycle Assessment of Biosolids Land Application and Evaluation of the Factors Impacting Human Toxicity through Plant Uptake. *Journal of Industrial Ecology*, 14(2): 231–241.
- Schnell M., Horst T. e Quicker P. (2020) Thermal treatment of sewage sludge in Germany: A review. *Journal of Environmental Management*, 263: 110367.
- Tarpani R.R.Z. e Azapagic A. (2018) Life cycle costs of advanced treatment techniques for wastewater reuse and resource recovery from sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 204: 832–847.
- Tarpani R.R.Z., Alfonsin C., Hospido A., Azapagic A. (2020) Life cycle environmental impacts of sewage sludge treatment methods for resource recovery considering ecotoxicity of heavy metals and pharmaceutical and personal care products. *Journal of Environmental Management*, 260: 109643.
- Teoh S.K. e Li L.Y. (2020) Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective. *Journal of Cleaner Production*, 247: 119495.
- ten Hoeve M., Bruun S., Naroznova I. et al. (2018) Life cycle inventory modeling of phosphorus substitution, losses and crop uptake after land application of organic waste products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(10): 1950–1965.
- Topal M. e Arslan E.I. (2009) Thermal conditioning of sludges. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 25(1): 108–119.
- Veolia Water Technologies (2022) Bio Thelys™. Disponibile su: <https://www.veoliawatertechnologies.it/bio-thelys>.
- Vienesescu D.N., Wang J., Le Gresley A., Nixon J.D. (2018) A life cycle assessment of options for producing synthetic fuel via pyrolysis. *Bioresource Technology*, 249: 626–634.
- Wang N.Y., Shih C.H., Chiueh P.T., Huang Y.F. (2013) Environmental effects of sewage sludge carbonization and other treatment alternatives. *Energies*, 6(2): 871–883.
- Winkler M.K.H., Bennenbroek M.H., Horstink F.H., van Loosdrecht M.C.M., van de Pol G.J. (2013) The biodrying concept: An innovative technology creating energy from sewage sludge. *Bioresource Technology*, 147: 124–129.
- Xiao H., Li K., Zhang D. et al. (2022) Environmental, energy, and economic impact assessment of sludge management alternatives based on incineration. *Journal of Environmental Management*, 321: 115848.
- Xiu S., Shahbazi A., Shirley V., Cheng D. (2010) Hydrothermal pyrolysis of swine manure to bio-oil: Effects of operating parameters on products yield and characterization of bio-oil. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 88(1): 73–79.
- Xu C., Chen W. e Hong J. (2014) Life-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China. *Journal of Cleaner Production*, 67: 79–87.
- Yoshida H., ten Hoeve M., Christensen T.H., Bruun S., Jensen L.S., Scheutz C. (2018) Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174: 538–547.
- Zhang H., Rigamonti L., Visigalli S., Turolla A., Gronchi P., Canziani R. (2019) Environmental and economic assessment of electro-dewatering application to sewage sludge: A case study of an Italian wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, 210: 1180–1192.
- Zhang R., Liu X., Chen R. et al. (2022) Environmental and economic performances of incorporating Fenton-based processes into traditional sludge management systems. *Journal of Cleaner Production*, 364: 132613.
- Zhuang Z., Mohamed BA., Li L.Y. e Swei O. (2022) An economic and global warming impact assessment of common sewage sludge treatment processes in North America. *Journal of Cleaner Production*, 370: 133539.

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.net



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2023 è sostenuta da:



INGEGNERIA
DELL'AMBIENTE



N. 4/2023



Veolia Water Technologies Italia S.p.A.



STADLER ITALIA S.r.l.