



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

Modelli per la gestione, l'efficientamento e la sostenibilità dei grandi impianti di trattamento acque

Facoltà di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio
Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale
Dottorato in Ingegneria Ambientale – XXXVIII ciclo

Dott. Lavinia Croce

Tutor
Prof. Paolo Viotti

A.A. 2022-2025

Sommario

Capitolo 1 – Introduzione	8
1.1 La crisi idrica globale e il ruolo del trattamento delle acque reflue	8
1.2 Il quadro normativo: dalla Direttiva 91/271/CEE alla EU Water Resilience Strategy	10
1.3 Gli SDGs e l'indicatore 6.3.1: il gap globale nel trattamento	12
1.4 Il contesto italiano: dotazione impiantistica, criticità e procedure di infrazione	14
1.5 La Life Cycle Assessment come strumento per la sostenibilità del settore idrico	16
1.6 Obiettivi e struttura della tesi	18
Capitolo 2 – Il modello integrato: architettura metodologica	21
2.1 Fondamenti dell'LCA: le quattro fasi ISO 14040	21
2.2 Metodi LCIA: CML 2001 e ReCiPe 2016	23
2.3 Categorie di impatto utilizzate	25
2.4 Unità funzionale e confini del sistema	27
2.5 Revisione della letteratura LCA su impianti di depurazione	29
2.6 Revisione della letteratura LCA su fanghi di depurazione	32
2.7 Qualità dei dati e analisi di incertezza	34
2.8 Gli strumenti software sviluppati	35
2.8.1 ConstructLCA PRO 2025	35
2.8.2 InfraLCA	36
Capitolo 3 – Descrizione dell'impianto oggetto di studio	38
3.1 L'impianto da 75.000 AE: localizzazione e contesto	38
3.2 Schema impiantistico e configurazione	39
3.2.1 Linea acque	39
3.2.2 Linea fanghi	41

3.2.3	Scenari impiantistici alternativi	42
3.3	Dati di processo e carichi inquinanti	44
3.3.1	Consumi energetici per sezione impiantistica	45
3.4	Limiti di scarico e conformità normativa	47
3.5	Il contesto italiano: inquadramento dell'impianto nel panorama nazionale	49
Capitolo 4 – Il Modulo Gestione: LCA della fase operativa		51
4.1	Goal and Scope	52
4.1.1	Lo strumento di calcolo: InfraLCA	53
4.2	Life Cycle Inventory (LCI)	58
4.2.1	Consumi energetici	58
4.2.2	Consumi chimici	61
4.2.3	Emissioni dirette di gas serra	62
4.2.4	Trasporto e logistica	64
4.3	Risultati della valutazione degli impatti (LCIA)	65
4.3.1	GWP totale dello Scenario A	65
4.3.2	Decomposizione del GWP in componenti	66
4.3.3	Altre categorie di impatto	68
4.3.4	Scenario B: tecnologia MBR e GWP	69
4.4	Scenario C: digestore anaerobico e cogenerazione	70
4.4.1	Produzione di biogas e bilancio energetico	71
4.4.2	Cogenerazione: parametri di rendimento	71
4.4.3	Riduzione del GWP nello Scenario C	73
4.5	Confronto con la letteratura internazionale	74
Capitolo 5 – Il Modulo Fanghi: LCA dello smaltimento		77
5.1	Goal and scope	78
5.2	Life Cycle Inventory (LCI)	80

5.2.1 Scenario A: Discarica	82
5.2.2 Scenario B: Spandimento agronomico	84
5.2.3 Scenario C: Incenerimento con recupero energetico	86
5.2.4 Scenario D: Compostaggio	88
5.3 Risultati LCIA per i quattro scenari	90
5.3.1 Potenziale di riscaldamento globale (GWP)	90
5.3.2 Altre categorie di impatto: AP e EP	92
5.3.3 Differenziale spandimento-discarica e rilevanza nel lifecycle	93
5.4 Confronto con la letteratura internazionale	93
5.5 Effetto dell'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC	96
Capitolo 6 - Il Modulo Costruzione: LCA della fase costruttiva	98
6.1 Obiettivo e campo di applicazione	98
6.2 Life Cycle Inventory: materiali di costruzione	100
6.2.1 Calcestruzzo	102
6.2.2 Acciaio	103
6.2.3 Altri materiali	103
6.3 Risultati LCIA	104
6.3.1 GWP della fase costruttiva	104
6.3.2 Ammortizzazione su vita utile	105
6.3.3 Analisi di sensitività One-At-a-Time	106
6.3.4 Effetto dell'aggiornamento dei fattori di emissione	108
6.4 Il software ConstructLCA PRO 2025	111
6.5 Sintesi e anticipazione dell'integrazione	114
Capitolo 7 - Discussione integrata	115
7.1 Il ciclo di vita completo: integrazione costruzione, gestione e smaltimento fanghi	116
7.1.1 Approccio metodologico per l'integrazione delle tre fasi	116

7.1.2 Risultati integrati (75.000 AE)	118
7.1.3 Effetto dello scenario di smaltimento fanghi sul GWP lifecycle	120
7.1.4 Confronto tra taglie: 30.000 AE vs 75.000 PE	121
7.2 Trade-off tra scenari: cosa ottimizza la gestione, cosa ottimizza la costruzione	122
7.3 Classificazione degli interventi di mitigazione lungo il ciclo di vita	124
7.4 Analisi di sensitività	125
7.4.1 Sensitività della fase gestionale	126
7.4.2 Analisi parametrica dello Scenario C (digestore anaerobico)	130
7.4.3 Sensitività della fase costruttiva	132
7.4.4 Sensitività dello smaltimento fanghi	133
7.4.5 Robustezza del modello: sintesi dell'incertezza parametrica	134
7.5 Il modello predittivo per il controllo dell'aerazione	135
7.6 Implicazioni metodologiche e operative	136
Capitolo 8 - Conclusioni	141
8.1 Risultati principali dell'analisi integrata	141
8.2 Contributi originali della tesi	145
8.2.1 Modello integrato costruzione-gestione-fanghi	145
8.2.2 Analisi di sensitività multi-fase	145
8.2.3 Revisione critica e validazione degli strumenti software	146
8.2.4 Classificazione degli interventi di mitigazione	147
8.3 Limiti dello studio e prospettive future	147
Riferimenti bibliografici	152

Capitolo 1 – Introduzione

1.1 La crisi idrica globale e il ruolo del trattamento delle acque reflue

Nel contesto storico attuale, caratterizzato dalle crescenti conseguenze dello sviluppo industriale, dell'espansione demografica e, più in generale, dell'antropizzazione progressiva del pianeta, la gestione sostenibile delle risorse idriche si configura come una delle sfide ambientali più urgenti e strategicamente rilevanti a livello globale. Le preoccupazioni relative alla sostenibilità ambientale, ormai integrate nel dibattito scientifico, politico ed economico, rendono indispensabile l'adozione di misure concrete volte a salvaguardare gli ecosistemi acquatici e a garantire la disponibilità idrica per le generazioni future (Ruggerio, 2021).

L'acqua rappresenta un elemento fondamentale per la vita e per il funzionamento dei sistemi socioeconomici globali. Le pressioni antropogeniche sulle risorse idriche sono in costante aumento: la crescita della popolazione mondiale, le trasformazioni delle abitudini di consumo, i cambiamenti climatici e l'intensificazione delle attività produttive determinano una crescente domanda di acqua di qualità sufficiente per gli usi civili, industriali e agricoli (Haddeland et al., 2013). In questo scenario, il trattamento delle acque reflue rappresenta un elemento centrale di qualsiasi strategia di gestione sostenibile del ciclo idrico urbano, svolgendo un ruolo cruciale nella protezione dei corpi idrici ricettori e nel recupero di risorse preziose.

Gli impianti di trattamento delle acque reflue (WWTP, Wastewater Treatment Plants) sono sistemi altamente energivori, con impatti ambientali rilevanti che si estendono ben oltre la sola rimozione degli inquinanti dall'effluente. A titolo indicativo, circa il 4% dell'energia globale viene utilizzata per il trattamento, il pompaggio e la distribuzione dell'acqua (Teoh & Li, 2020), e

tale quota è destinata ad aumentare con l'adozione di tecnologie di trattamento più avanzate e dunque solitamente più energivore, richieste dai crescenti standard qualitativi per lo scarico. In questo scenario, la produzione di fanghi, le emissioni di gas a effetto serra (in particolare biossido di carbonio CO₂, metano CH₄ e protossido di azoto N₂O) e il consumo di prodotti chimici costituiscono ulteriori pressioni ambientali da quantificare e gestire nell'ambito di una visione integrata del ciclo di vita degli impianti.

A livello globale, la produzione di acque reflue è stimata in volumi considerevoli, con significative differenze tra paesi ad alto reddito e paesi in via di sviluppo. In base alle stime di Jones et al. (Jones et al., 2021), a livello mondiale vengono prodotti annualmente circa 359,4 miliardi di m³ di acque reflue, di cui solo il 63% viene raccolto da sistemi fognari e soltanto il 52% risulta effettivamente avviato a trattamento. Quasi la metà della produzione globale viene dunque scaricata nell'ambiente senza trattamento adeguato. Le disparità regionali sono marcate e riflettono differenze strutturali nelle infrastrutture, nelle risorse finanziarie e nei quadri normativi vigenti.

In linea con quanto sopra riportato, il panorama economico, politico e industriale si sta orientando verso il principio dello sviluppo sostenibile, inteso come uno sviluppo in grado di soddisfare i bisogni delle generazioni presenti senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri (Ruggerio, 2021). In tale prospettiva, gli impianti di depurazione delle acque reflue sono chiamati a operare un profondo cambiamento di paradigma: da sistemi concepiti esclusivamente per la rimozione degli inquinanti a sistemi integrati di recupero di risorse, energia e materia, in linea con i principi dell'economia circolare e con gli obiettivi della neutralità climatica fissati per il 2050 (ISO 14040, 2006).

1.2 Il quadro normativo: dalla Direttiva 91/271/CEE alla EU Water Resilience Strategy

Il trattamento delle acque reflue urbane è oggetto di un articolato quadro normativo internazionale ed europeo. Ha infatti subito una progressiva evoluzione nel corso degli ultimi decenni, passando da disposizioni incentrate principalmente sulla rimozione dei parametri convenzionali di inquinamento a un approccio sempre più integrato, comprensivo ad esempio di obiettivi di qualità ecologica, di riduzione delle emissioni climalteranti e infine di efficienza nell'uso delle risorse.

Il cardine normativo del settore in ambito europeo è rappresentato dalla Direttiva 91/271/CEE del Consiglio del 21 maggio 1991, concernente il trattamento delle acque reflue urbane (European Council, 1991). Secondo la direttiva esistono obblighi di raccolta e trattamento differenziati in funzione della dimensione degli agglomerati urbani, espressa in Abitanti Equivalenti (AE): gli agglomerati con più di 2.000 AE, infatti, sono tenuti a disporre di sistemi di raccolta delle acque reflue e di impianti di trattamento secondario, con parametri di scarico definiti per i principali indicatori di qualità (BOD₅, COD, Solidi Sospesi Totali), mentre per gli agglomerati con più di 10.000 AE che scaricano in aree sensibili sono previste misure di trattamento avanzato per la rimozione di azoto e fosforo. Tale direttiva ha rappresentato un punto di svolta decisivo per l'infrastrutturazione del settore idrico in Europa, introducendo scadenze temporali vincolanti per l'adeguamento degli impianti e requisiti di qualità degli effluenti che hanno orientato lo sviluppo tecnologico del settore per i decenni successivi.

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio (European Parliament and Council, 2000) ha successivamente ampliato

il perimetro normativo, istituendo un quadro per l'azione comunitaria in materia di politica delle acque orientato al raggiungimento del buono stato ecologico e chimico di tutti i corpi idrici entro il 2027. L'articolo 4 della direttiva definisce gli obiettivi ambientali per i corpi idrici superficiali, le acque sotterranee e le aree protette, mentre l'articolo 11 impone agli Stati membri di definire programmi di misure per il conseguimento di detti obiettivi. In questo contesto, la qualità degli effluenti degli impianti di depurazione diviene non più soltanto un obbligo di processo, bensì un requisito funzionale direttamente connesso al raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici ricettori.

Il Green Deal Europeo (European Commission, 2019) e la conseguente strategia per la neutralità climatica al 2050 hanno introdotto una nuova dimensione anche nella regolamentazione del settore idrico, attraverso la riduzione delle emissioni nette di gas a effetto serra in tutti i settori produttivi, compresi quelli relativi alla gestione delle acque. La recente revisione della direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (aprile 2024) (European Parliament and Council, 2024) esplicita per la prima volta l'obiettivo di contribuire alla progressiva riduzione delle emissioni di gas a effetto serra dalle attività di raccolta e trattamento. Tale scopo viene perseguito anche attraverso l'efficienza energetica e la produzione di energie rinnovabili, in coerenza con l'obiettivo di neutralità climatica del 2050 stabilito dal Regolamento (UE) 2021/1119.

A completare il quadro normativo più recente vi è la EU Water Resilience Strategy (COM(2025) 280) (European Commission, 2025), documento che delinea la strategia dell'Unione Europea per rafforzare la resilienza del sistema idrico europeo nell'orizzonte temporale 2030-2050, integrandola con le politiche del Green Deal. La strategia riconosce che la crisi climatica renderà sempre più frequenti episodi estremi di siccità e alluvione, rendendo necessario un approccio

integrato alla gestione delle acque che comprenda il riuso delle acque reflue trattate, il recupero di nutrienti e la riduzione del consumo energetico degli impianti.

Sul piano internazionale, l'Accordo di Parigi (UNFCCC, 2015) (UNFCCC, 2015), con il suo obiettivo di contenere l'aumento della temperatura media globale entro 1,5-2°C rispetto ai livelli preindustriali, ha sancito la necessità di una decarbonizzazione estesa a tutti i settori produttivi, incluso quello della gestione delle acque reflue. Il settore idrico è infatti responsabile di emissioni non trascurabili di gas a effetto serra, considerabili di tipo sia dirette (connesse ai processi biologici di nitrificazione-denitrificazione e dalla decomposizione anaerobica dei fanghi) e sia indirette (associate al consumo di energia elettrica e termica). Ciò rende indispensabile l'integrazione di obiettivi di riduzione delle emissioni nella pianificazione e nella gestione degli impianti di trattamento.

1.3 Gli SDGs e l'indicatore 6.3.1: il gap globale nel trattamento

L'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile, adottata dall'Assemblea Generale delle Nazioni Unite nel settembre 2015, ha introdotto 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (SDGs, Sustainable Development Goals) che costituiscono il modello di riferimento globale per lo sviluppo umano, economico e ambientale. L'SDG 6, ovvero 'Acqua pulita e servizi igienico-sanitari', tratta la garanzia della disponibilità e della gestione sostenibile dell'acqua e dei servizi igienico-sanitari per tutti. Nell'ambito di questo obiettivo, il target 6.3 richiede, entro il 2030, di migliorare la qualità dell'acqua riducendo l'inquinamento, eliminando gli scarichi incontrollati e aumentando le attività di riciclo e di riutilizzo sicuro a livello globale.

Il monitoraggio del target 6.3 si avvale di due indicatori primari: l'indicatore 6.3.1, che misura la percentuale di acque reflue trattate in modo sicuro (safely treated wastewater), e l'indicatore 6.3.2, relativo alla qualità dei corpi idrici ambientali. Secondo i dati del Rapporto UN-Water del 2024 sull'avanzamento dell'SDG 6 (UN-Water, 2021), basato su rilevazioni da 129 paesi che rappresentano l'89% della popolazione mondiale, nel 2022 soltanto il 56% delle acque reflue domestiche a livello globale risultava trattato in modo sicuro — una quota rimasta sostanzialmente invariata rispetto al 2020 — a conferma che i progressi verso il target 6.3 al 2030 rimangono insufficienti rispetto alla traiettoria necessaria. Al riguardo, le disparità regionali sono marcate: i paesi ad alto reddito presentano coperture di trattamento storicamente più elevate, mentre ampi segmenti della popolazione nei paesi a basso e medio reddito rimangono privi di accesso a servizi igienico-sanitari adeguati.

Un contributo metodologico di riferimento per la quantificazione di tale gap risulta essere l'analisi condotta da Jones et al. (Jones et al., 2021) sulla produzione, raccolta, trattamento e riuso delle acque reflue a livello di singolo paese costituisce. Lo studio fornisce infatti stime disaggregate per paese della produzione totale di acque reflue domestiche e industriali, distinguendo tra le quote effettivamente raccolte da reti fognarie, quelle avviate a impianti di trattamento e quelle riutilizzate. L'autore mostra come a livello globale una quota significativa delle acque reflue prodotte venga ancora scaricata nell'ambiente senza un adeguato trattamento, con conseguenti impatti sulla qualità ecologica dei corpi idrici ricettori e sulla salute pubblica.

I dati più recenti relativi all'indicatore SDG 6.3.1, elaborati nell'ambito del processo di monitoraggio globale da OMS e UN-Habitat (WHO/UN-Habitat, 2024), indicano come nel 2022 il 42% delle acque reflue domestiche - corrispondente a circa 113 miliardi di m³ - sia stato scaricato nell'ambiente senza

un trattamento adeguato o in assenza di qualsiasi trattamento. Ciò conferma che la percentuale trattata in modo sicuro rimane molto al di sotto della soglia necessaria per conseguire il target 6.3 entro il 2030. La carenza di infrastrutture di raccolta fa sì che i valori più bassi si registrino tra le popolazioni rurali dei paesi in via di sviluppo, con il 45% del deficit. Il rapporto UN-Water 2025 (UN-Water, 2025) aggiorna tale quadro confermando la necessità di una significativa accelerazione degli investimenti infrastrutturali e tecnologici nel settore della depurazione per rispettare le scadenze dell'Agenda 2030.

L'aumento della popolazione mondiale prevista per i decenni futuri (stimata in circa 9-10 miliardi di persone entro il 2050 secondo il rapporto UNESCO sulle risorse idriche mondiali (UNESCO, 2015) e secondo i successivi aggiornamenti dell'UN-Water) determinerà un incremento corrispondente della produzione di acque reflue urbane. Tali evidenze sottolineano come il trattamento delle acque reflue continui a rappresentare una priorità assoluta nell'agenda globale dello sviluppo sostenibile, richiedendo non soltanto investimenti infrastrutturali ma anche strumenti metodologici avanzati per l'ottimizzazione ambientale ed energetica degli impianti esistenti.

1.4 Il contesto italiano: dotazione impiantistica, criticità e procedure di infrazione

Il contesto italiano si caratterizza per una significativa dotazione infrastrutturale nel settore della depurazione delle acque reflue, cui tuttavia si affiancano rilevanti criticità nella conformità alle prescrizioni della Direttiva 91/271/CEE e persistenti divari territoriali tra il Nord e il Sud del Paese. Secondo i dati del Blue Book 2025 di Utilitalia/Fondazione Utilitatis (Utilitalia, 2025), in Italia sono presenti 9.356 impianti di depurazione, che servono complessivamente la quasi totalità della popolazione connessa alle reti fognarie; tale dato posiziona il

sistema di depurazione italiano tra i più articolati dell'Unione Europea in termini di numerosità degli impianti, con una distribuzione capillare sul territorio nazionale.

Nonostante l'entità del patrimonio infrastrutturale, il settore presenta significative aree di criticità. Come documentato da Viotti et al. sulla base dei dati ISPRA, la produzione nazionale di fanghi da depurazione è aumentata del 6,48% nel quinquennio 2016-2020, in controtendenza rispetto alla riduzione della popolazione residente registrata nello stesso periodo (-2,23% secondo ISTAT); tale dinamica è attribuibile all'inasprimento dei limiti di scarico normativi, che ha richiesto l'adozione di processi di trattamento più spinto con conseguente incremento della produzione di fanghi. La gestione dei fanghi di depurazione costituisce pertanto una delle sfide principali per il settore italiano con implicazioni rilevanti sia dal punto di vista ambientale che economico. Inoltre, sul piano della conformità normativa europea, l'Italia è stata oggetto di procedure di infrazione da parte della Commissione Europea (European Commission, 2020) relative alla non conformità di numerosi agglomerati urbani agli obblighi stabiliti dalla Direttiva 91/271/CEE in materia di raccolta e trattamento delle acque reflue. Molti sono dunque gli agglomerati non ancora dotati di adeguati sistemi di raccolta o di impianti di trattamento conformi alle prescrizioni della direttiva in particolar modo nel Meridione del Paese. Ciò mostra l'urgenza di investimenti nel potenziamento e ammodernamento del parco impiantistico nazionale verso soluzioni tecnologiche in grado di garantire non soltanto la conformità normativa, ma anche la sostenibilità ambientale ed energetica a lungo termine.

L'ulteriore pressione normativa derivante dal recepimento della direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane aggiornata e dal rapporto dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA, 2019) sulle sfide del XXI secolo per il trattamento

delle acque reflue sottolinea la necessità di affrontare la rimozione di microinquinanti emergenti insieme anche al contenimento delle emissioni climalteranti e alla transizione verso l'autosufficienza energetica degli impianti. Risulta dunque indispensabile lo sviluppo di strumenti metodologici avanzati per la valutazione integrata delle prestazioni ambientali. In tale contesto, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) si propone come strumento di analisi privilegiato, in grado di fornire una quantificazione sistematica degli impatti ambientali associati a tutte le fasi del ciclo di vita degli impianti, superando le limitazioni degli approcci di valutazione tradizionali basati esclusivamente sulle emissioni in fase operativa.

1.5 La Life Cycle Assessment come strumento per la sostenibilità del settore idrico

La Life Cycle Assessment (LCA) è una metodologia standardizzata per la valutazione quantitativa degli impatti ambientali associati a un prodotto, processo o servizio nel corso dell'intero ciclo di vita, dalla produzione delle materie prime ('culla') fino allo smaltimento finale ('tomba'). La metodologia è normata dalle norme internazionali ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, che ne definiscono il quadro metodologico articolato in quattro fasi: (i) definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (definizione obiettivo e campo di applicazione), (ii) inventario del ciclo di vita (Life Cycle Inventory, LCI), (iii) valutazione degli impatti del ciclo di vita (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) e (iv) interpretazione dei risultati.

Nel contesto del settore idrico, la LCA ha trovato crescente applicazione come strumento di supporto alle decisioni sia nella fase di progettazione e selezione delle tecnologie di trattamento, sia nella fase di gestione operativa degli impianti. L'approccio LCA è un metodo che consente di identificare i processi a

maggior impatto ambientale lungo il ciclo di vita degli impianti di depurazione. A tal riguardo, la letteratura scientifica disponibile documenta come tipicamente la fase operativa di gestione sia la fase dominante come contributo al Global Warming Potential (GWP) con percentuali tra il 70% e il 90% del totale del ciclo di vita [19, 20], attribuibili soprattutto al consumo di energia elettrica e alle emissioni biologiche di N₂O.

Per quanto concerne la produzione e il trattamento dei fanghi di depurazione, gli studi LCA disponibili in letteratura evidenziano come tale componente possa rappresentare una voce di impatto significativa nell'ambito del ciclo di vita complessivo degli impianti. L'impatto varia in funzione del metodo di trattamento e smaltimento adottati contribuendo in proporzioni variabili alle emissioni totali di gas a effetto serra. Quanto detto rivela l'importanza di una valutazione integrata che comprenda non soltanto la linea acque dell'impianto, ma anche la linea fanghi nella sua interezza, includendo le fasi di trattamento, trasporto e smaltimento finale (Viotti et al., 2025).

Il gruppo di ricerca del Prof. Viotti presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale della Sapienza Università di Roma ha sviluppato nel corso degli ultimi anni un corpus di studi specificatamente dedicati all'applicazione della metodologia LCA agli impianti di depurazione delle acque reflue. Il presente studio rientra all'interno del suddetto corpus per l'analisi LCA della fase di gestione operativa di un impianto da 75.000 AE ubicato nell'Italia centrale (Viotti et al., 2024) e la valutazione LCA del trattamento e dello smaltimento dei fanghi di depurazione con quattro scenari alternativi (Viotti et al., 2025). Un ulteriore contributo del gruppo riguarda l'analisi del carbon footprint di un grande impianto da 800.000 AE (Boiocchi et al., 2023), che fornisce un quadro di riferimento per la contestualizzazione dei risultati ottenuti su scala di singolo impianto.

La presente tesi di dottorato si inserisce in questa linea di ricerca, proponendo un'analisi integrata del ciclo di vita di un impianto di depurazione delle acque reflue che comprende per la prima volta le tre fasi principali, ovvero costruzione, gestione operativa e smaltimento dei fanghi, ricondotte a un'unica unità funzionale espressa in termini di volume di acqua trattata. Tale approccio integrato, unitamente alla revisione critica dei modelli di calcolo e all'aggiornamento dei fattori di emissione in accordo con le più recenti raccomandazioni scientifiche (IPCC AR5, Ecoinvent v3.8), costituisce il contributo originale principale del presente lavoro di ricerca.

1.6 Obiettivi e struttura della tesi

La presente tesi di dottorato si pone i seguenti obiettivi principali: (i) sviluppare un modello integrato per la valutazione del ciclo di vita di impianti di depurazione delle acque reflue che comprenda le fasi di costruzione, gestione operativa e smaltimento dei fanghi; (ii) applicare tale modello a un caso studio reale con dati da computo metrico; (iii) sviluppare e validare due strumenti software dedicati (InfraLCA per la fase di gestione e ConstructLCA PRO 2025 per la fase di costruzione), aggiornando i fattori di emissione in accordo con le fonti scientifiche più recenti (IPCC AR5, Ecoinvent v3.8, mix elettrico nazionale ISPRA/Ecoinvent 2022); (iv) condurre un'analisi di sensitività parametrica sistematica per identificare i parametri di maggiore influenza sulle prestazioni ambientali dell'impianto e quantificare l'incertezza associata ai risultati.

Al fine di conseguire tali obiettivi, la tesi è strutturata in otto capitoli. Il Capitolo 2 descrive il modello adottato, con particolare riferimento alle norme ISO 14040/14044, alla metodologia CML 2001 per la valutazione degli impatti e agli strumenti software sviluppati nell'ambito della ricerca, inclusa la revisione critica condotta su di essi. Il Capitolo 3 presenta in dettaglio il caso studio,

descrivendo le caratteristiche dell'impianto Acqua Pubblica Sabina S.p.a. (portata di progetto 24.000 m³/d, 75.000 AE), i processi di trattamento adottati e i confini del sistema definiti per l'analisi LCA. Il Capitolo 4 riporta i risultati dell'analisi LCA della fase di gestione operativa per i tre scenari impiantistici analizzati — fanghi attivi convenzionali (Scenario A), sistema MBR (Scenario B) e digestione anaerobica con integrazione fotovoltaica (Scenario C) — con analisi approfondita delle categorie di impatto GWP, AP ed EP. Il Capitolo 5 presenta l'analisi LCA del trattamento e smaltimento dei fanghi per quattro scenari alternativi (discarica, spandimento agronomico, incenerimento con recupero energetico, compostaggio). Il Capitolo 6 riporta i risultati dell'analisi LCA della fase di costruzione, inclusa l'analisi di sensitività rispetto ai fattori di emissione dei materiali.

Il Capitolo 7 costituisce il nucleo interpretativo della tesi: esso presenta la discussione integrata del ciclo di vita completo, con la riconduzione delle tre fasi a un'unica unità funzionale (1 m³ di acqua trattata, vita utile 30 anni) e l'analisi sistematica dei trade-off tra le diverse configurazioni impiantistiche. Il contributo principale della ricerca è rappresentato dalla quantificazione del GWP lifecycle integrato, pari a 0,655 kgCO₂eq/m³ per lo scenario di riferimento con parametri aggiornati e smaltimento fanghi per spandimento agronomico, con la fase di gestione operativa che domina il bilancio (87,2%), seguita dallo smaltimento dei fanghi (8,5%) e dalla costruzione ammortizzata (4,3%). L'analisi di sensitività parametrica sistematica con metodo OAT completa il quadro interpretativo. Infine, il Capitolo 8 sintetizza i principali risultati, descrive i contributi originali della ricerca rispetto allo stato dell'arte, discute i limiti dell'analisi e indica le prospettive di sviluppo futuro.

Capitolo 2 — Il modello integrato: architettura metodologica

2.1 Fondamenti dell'LCA: le quattro fasi ISO 14040

L'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) costituisce uno strumento metodologico consolidato per la valutazione quantitativa degli impatti ambientali associati a prodotti, processi o servizi lungo l'intero loro ciclo di vita, dalla fase di estrazione delle materie prime fino allo smaltimento finale (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). Le norme internazionali ISO 14040:2006 (ISO 14040, 2006) e ISO 14044:2006 (ISO 14044, 2006) definiscono il quadro di riferimento metodologico dell'LCA in quattro fasi sequenziali e iterative: la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (Goal and Scope Definition), l'analisi dell'inventario del ciclo di vita (Life Cycle Inventory, LCI), la valutazione dell'impatto del ciclo di vita (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) e, infine, l'interpretazione dei risultati. Nella sua essenza, lo strumento LCA si distingue dalla valutazione dell'impatto ambientale tradizionale (Environmental Impact Assessment, EIA) poiché quest'ultima si basa su impatti reali quantificati considerando le alterazioni introdotte nell'ambiente circostante, mentre l'LCA è fondata sul concetto di impatto potenziale (Viotti et al., 2024). Tale distinzione è di fondamentale importanza per una corretta interpretazione dei risultati prodotti dalla presente ricerca.

La prima fase, quella di definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, consiste nella formulazione chiara dell'obiettivo dell'analisi, nell'identificazione del sistema prodotto esaminato, nella definizione dell'unità funzionale di riferimento, nella delimitazione dei confini del sistema ed infine nella specificazione delle categorie di impatto considerate. Come sottolineato da Corominas et al. (Corominas et al., 2013), le scelte compiute in questa fase

condizionano profondamente tutti i risultati successivi dell'analisi con conseguente necessità di massima trasparenza e di rigore metodologico. La norma ISO 14040:2006 (ISO 14040, 2006) precisa che l'obiettivo dello studio deve dichiarare esplicitamente l'applicazione prevista, le ragioni che motivano lo studio e il pubblico di destinatari cui è indirizzato.

La seconda fase, l'analisi dell'inventario LCI, consiste nella raccolta e nell'elaborazione dei dati relativi ai flussi di materia ed energia in ingresso e in uscita dal sistema, nonché alle emissioni rilasciate nelle diverse matrici ambientali nel corso del ciclo di vita considerato. La norma ISO 14044:2006 (ISO 14044, 2006) definisce in dettaglio le procedure per la raccolta dei dati e i requisiti di qualità che i dati inventariali devono soddisfare. L'inventario è dunque una fase importante in quanto determina la qualità dei risultati della fase di valutazione degli impatti e, di conseguenza, l'affidabilità delle conclusioni dello studio.

La terza fase, ovvero la valutazione degli impatti LCIA, converte i flussi inventariati in indicatori di potenziale impatto ambientale attraverso l'uso di fattori di caratterizzazione specifici per ciascuna categoria di impatto. Secondo la norma ISO 14044:2006 (ISO 14044, 2006), la fase di LCIA comprende alcuni elementi obbligatori come la selezione delle categorie di impatto e degli indicatori di categoria, la classificazione dei flussi inventariali e la caratterizzazione, e altri elementi invece facoltativi come la normalizzazione, il raggruppamento e la pesatura dei risultati. Nella presente ricerca è stato adottato il metodo CML 2001 (Guinée et al., 2001) per tutti i moduli analizzati.

La quarta e ultima fase è l'interpretazione dei risultati che consiste nell'analisi critica e sistematica dei risultati ottenuti nelle fasi precedenti. Il fine è identificare le sorgenti di impatto più significative e formulare eventuali

raccomandazioni, tenendo conto dell'obiettivo e del campo di applicazione definiti inizialmente. La natura iterativa dell'LCA (riconosciuta esplicitamente dalla norma ISO 14040:2006 (ISO 14040, 2006)) implica che i risultati dell'interpretazione possano condurre a una revisione delle scelte compiute nelle fasi precedenti. Il processo diviene dunque di progressivo affinamento e rappresenta uno dei tratti caratteristici di un approccio rigoroso. Le origini di questa metodologia si collocano negli anni Sessanta e Settanta del secolo scorso, quando i primi studi di analisi del ciclo di vita furono sviluppati nell'ambito della SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), prima di trovare una sistematizzazione normativa attraverso le norme ISO della serie 14040 (Sánchez et al., 2015).

2.2 Metodi LCIA: CML 2001 e ReCiPe 2016

La fase di valutazione degli impatti del ciclo di vita (LCIA) richiede l'adozione di un metodo di caratterizzazione che definisca le categorie di impatto considerate e i fattori di equivalenza utilizzati per aggregare le diverse emissioni inventariate in indicatori di impatto potenziale. Nella letteratura tecnico-scientifica sono disponibili numerosi metodi LCIA, tra i quali si distinguono il metodo CML 2001 sviluppato dall'Università di Leida (Centrum voor Milieukunde) (Guinée et al., 2001) e il metodo ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2016), che rappresentano i due approcci più diffusi nelle applicazioni LCA al settore del trattamento delle acque reflue. La scelta del metodo LCIA non è metodologicamente neutra e può influenzare in maniera significativa i risultati ottenuti, come rilevato da Rashid e Liu (Rashid & Liu, 2023) nella loro rassegna sistematica degli strumenti e dei metodi disponibili per l'LCA applicata al trattamento delle acque reflue.

Il metodo CML 2001 (Guinée et al., 2001), sviluppato da Guinée e collaboratori, adotta un approccio di tipo midpoint, ovvero quantifica gli impatti potenziali in corrispondenza di punti intermedi della catena di causa ed effetto ambientale, prima che si manifestino i danni finali agli ecosistemi, alla salute umana o alle risorse naturali. Questo approccio presenta il vantaggio di una minore incertezza nei fattori di caratterizzazione rispetto ai metodi endpoint, che richiedono la modellazione di catene di effetti più complesse e soggette a maggiori fonti di variabilità. Come documentato nel manuale CML (Tarantini et al., 2007), il metodo comprende tra le categorie di impatto principali il potenziale di riscaldamento globale (Global Warming Potential, GWP), il potenziale di acidificazione (Acidification Potential, AP), il potenziale di eutrofizzazione (Eutrophication Potential, EP), il potenziale di riduzione dello strato di ozono (Ozone Depletion Potential, ODP), la tossicità umana (Human Toxicity Potential, HTP), le ecotossicità per i comparti acquatici dolci (FAETP), marini (MAETP) e terrestri (TETP), il potenziale di formazione di ossidanti fotochimici (POCP) e il potenziale di esaurimento delle risorse abiotiche (Abiotic Depletion Potential, ADP).

Il metodo ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2016), sviluppato congiuntamente dall'Istituto Nazionale per la Salute Pubblica e l'Ambiente dei Paesi Bassi (RIVM) e dall'Università di Leida, offre una copertura più ampia, comprendendo 18 categorie di impatto midpoint e 3 categorie endpoint, oltre che un aggiornamento dei fattori di caratterizzazione per un totale di 207 sostanze climalteranti. Tuttavia, la maggiore complessità del metodo e la più elevata incertezza associata ai percorsi endpoint ne limitano l'applicabilità rispetto al CML 2001 in contesti in cui la robustezza e la riproducibilità dei risultati costituiscono criteri prioritari. Nel confronto metodologico tra CML 2001 e ReCiPe 2016 operato da Corominas et al. (Corominas et al., 2020), viene indicato

come la scelta del metodo debba essere giustificata esplicitamente in funzione degli obiettivi dello studio e del pubblico di riferimento.

Nei due studi pubblicati che costituiscono la base sperimentale di questo lavoro — Viotti, Tatti e Croce (Viotti et al., 2025) e Viotti et al. (Viotti et al., 2024) — è stato adottato il metodo CML 2001 con i fattori di caratterizzazione per il potenziale di riscaldamento globale definiti dall'IPCC nel Quarto Rapporto di Valutazione (AR4), che attribuisce al metano (CH₄) un GWP a 100 anni di 25 kg CO_{2eq}/kg e al protossido di azoto (N₂O) un valore di 298 kg CO_{2eq}/kg. Il Quinto Rapporto di Valutazione dell'IPCC (AR5) ha successivamente aggiornato questi valori, portando il GWP del CH₄ a 28 kg CO_{2eq}/kg e riducendo quello dell'N₂O a 265 kg CO_{2eq}/kg. La presente tesi adotta i fattori AR4 per garantire la coerenza con gli studi pubblicati dal gruppo di ricerca; l'impatto di questi aggiornamenti sui risultati viene quantificato nell'analisi di sensitività presentata nel Capitolo 7.

2.3 Categorie di impatto utilizzate

Nell'ambito della presente ricerca, le categorie di impatto analizzate sono state selezionate sulla base della loro rilevanza per i processi di trattamento delle acque reflue e in coerenza con le scelte metodologiche degli studi pubblicati dal gruppo di ricerca (Viotti et al., 2025; Viotti et al., 2024). Gli studi sperimentali che costituiscono la base di questo studio analizzano tre categorie di impatto principali, selezionate in ragione della loro diretta rilevanza per i processi di trattamento delle acque reflue e per i flussi di emissione associati: il potenziale di riscaldamento globale (GWP), il potenziale di acidificazione (AP) e il potenziale di eutrofizzazione (EP). Tale scelta è in linea con quella adottata da Viotti et al. (Viotti et al., 2024) e da Viotti, Tatti e Croce (Viotti et al., 2025), nonché con la prassi prevalente nella letteratura LCA di settore che individua in queste tre

categorie quelle maggiormente influenzate dalle emissioni tipiche degli impianti di depurazione (Corominas et al., 2013 (Corominas et al., 2013)). Il software InfraLCA estende il calcolo a sei categorie, aggiungendo il potenziale di riduzione dello strato di ozono (ODP), la tossicità umana (HTP) e l'uso del suolo (Land Use, espresso in $\text{m}^2\cdot\text{anno}$), come illustrato nella sezione 2.8.2.

Il GWP rappresenta la categoria di impatto di maggiore rilevanza per gli impianti di depurazione delle acque reflue, in ragione delle significative emissioni di gas climalteranti associate all'uso di energia elettrica da fonti fossili, nonché delle emissioni dirette di CO_2 e N_2O legate ai processi biologici di trattamento. In particolare, l' N_2O generato nei processi di nitrificazione e denitrificazione presenta un fattore di caratterizzazione pari a $298 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ (IPCC AR4), che lo rende, pur in quantità relativamente modeste, uno dei principali contribuenti al GWP degli effluenti trattati. Come documentato da Viotti et al. (Viotti et al., 2024), in tutti e tre gli scenari analizzati l'effluente ha il maggiore impatto in termini di CO_2 equivalente proprio a causa della presenza dell' N_2O nel flusso, sostanza che ha un fattore di conversione 298 volte superiore a quello della CO_2 secondo il metodo CML 2001 (Guinée et al., 2001).

Il potenziale di acidificazione (AP) quantifica le emissioni di sostanze acidificanti — principalmente SO_2 , NO_x e NH_3 — esprimendole in kg di SO_2 equivalente attraverso i fattori di caratterizzazione CML 2001 (Guinée et al., 2001). Il potenziale di eutrofizzazione (EP) misura l'apporto di nutrienti — in primo luogo azoto e fosforo — in forma equivalente PO_4^{3-} , che possono determinare un arricchimento eccessivo di sostanze nutritive nei corpi idrici ricettori, con conseguente proliferazione algale e deossigenazione delle acque, fenomeno noto come eutrofizzazione, ampiamente documentato nella letteratura limnologica (Qin et al., 2006). Come osservato da Viotti et al. (Viotti et al., 2024) per il caso studio analizzato nella presente ricerca, le categorie AP ed EP risultano

strettamente correlate alle emissioni legate al trasporto dei fanghi e rimangono invariate tra scenari di configurazione impiantistica diversa; la loro corretta modellazione richiede l'adozione di fattori di caratterizzazione indipendenti per ciascuna sostanza inventariata, approccio assicurato nella versione revisionata dei software di calcolo sviluppati nel corso di questo dottorato.

2.4 Unità funzionale e confini del sistema

La definizione dell'unità funzionale (Functional Unit, FU) costituisce un elemento metodologico di importanza cruciale nell'impostazione di uno studio LCA, in quanto fornisce la base di riferimento quantitativa rispetto alla quale sono espressi tutti i flussi di input e output del sistema e, di conseguenza, tutti gli indicatori di impatto calcolati. Come indicato dalla norma ISO 14040:2006 (Viotti et al., 2025), l'unità funzionale deve essere chiaramente definita, misurabile e direttamente collegata alla funzione del sistema in esame, nella duplice accezione di elemento di comparazione interna tra scenari e di strumento di confronto con altri studi della letteratura. L'unità funzionale svolge dunque un ruolo cruciale negli studi LCA poiché consente di comparare sia i diversi scenari analizzati nel medesimo studio sia studi LCA differenti pubblicati da altri autori.

Nella letteratura LCA applicata al trattamento delle acque reflue, diverse unità funzionali sono state adottate nei differenti studi, tra cui il metro cubo di refluo trattato, il metro cubo di acqua trattata per abitante equivalente al giorno, la tonnellata di solido secco dei fanghi prodotti e il numero di abitanti equivalenti gestiti dall'impianto. Come evidenziato dall'analisi sistematica di 45 studi condotta da Corominas et al. (Corominas et al., 2013), la scelta dell'unità funzionale influenza in maniera determinante la comparabilità dei risultati tra

studi diversi, rendendo necessaria un'attenta giustificazione della scelta operata. L'analisi più recente condotta da Rebello et al. (Rebello et al., 2021) su 111 studi ha confermato questa variabilità, mostrando come l'adozione di criteri armonizzati per la selezione dell'unità funzionale costituisca una delle priorità per il miglioramento della qualità degli studi LCA nel settore.

Nella presente ricerca, le unità funzionali adottate si differenziano in funzione del modulo analizzato. Per la fase di gestione operativa dell'impianto Acqua Pubblica Sabina S.p.a. da 75.000 AE, l'unità funzionale è pari a 1 m³ di refluo influente trattato, scelta che consente un immediato confronto con la vasta letteratura internazionale e che è stata adottata in numerosi studi con risultati soddisfacenti, come documentato da Viotti et al. (Viotti et al., 2024). Per la fase di smaltimento dei fanghi, l'unità funzionale è pari a una tonnellata di fango disidratato (con contenuto di solido secco pari al 58,3%), in coerenza con la metodologia adottata in Viotti, Tatti e Croce (Viotti et al., 2025), unitamente a un orizzonte temporale di un giorno. Per la fase di costruzione, i risultati totali dell'analisi LCA sono espressi in kg CO_{2eq} e successivamente ammortizzati sulla vita utile convenzionale di 30 anni dell'impianto e normalizzati sulla portata giornaliera trattata ai fini dell'integrazione nell'analisi lifecycle complessiva presentata nel Capitolo 7.

In merito ai confini del sistema, questi variano in funzione della fase analizzata. Per la gestione operativa, i confini includono i consumi energetici delle componenti elettromeccaniche delle diverse sezioni di trattamento, i trasporti di materiali in ingresso e uscita dall'impianto e le emissioni di inquinanti generate dai processi di trattamento, adottando un approccio cradle-to-gate per il flusso principale del refluo; lo smaltimento dei fanghi prodotti non rientra nei confini di questa fase (Viotti et al., 2024). Quest'ultimo rientra invece in uno studio a parte, nel quale i confini includono il trattamento dei fanghi stessi,

il trasporto del fango disidratato ai centri di smaltimento e le emissioni associate allo smaltimento stesso (Viotti et al., 2025). Infine, per la fase di costruzione in merito all'impianto da 30.000 AE, i confini del sistema includono la produzione e il trasporto dei materiali da costruzione principali — calcestruzzo, acciaio e ghisa — e le attività di cantiere associate. Come riportato nello studio di Corominas et al. (Corominas et al., 2020), la chiarezza nella definizione dei confini del sistema è un prerequisito fondamentale per garantire la comparabilità dei risultati tra studi diversi ed è uno degli aspetti metodologici più spesso trascurati nella letteratura.

2.5 Revisione della letteratura LCA su impianti di depurazione

L'applicazione dell'LCA agli impianti di trattamento delle acque reflue ha conosciuto un significativo sviluppo a partire dagli anni Novanta del secolo scorso, parallelamente all'affermarsi delle norme ISO 14040 come standard di riferimento metodologico internazionale. Le origini di questo filone di ricerca si collocano nel contesto più ampio dell'evoluzione storica della metodologia LCA descritta da Klopffer (Klopffer, 1997), che ne ha tracciato lo sviluppo dalle prime applicazioni SETAC fino alla codificazione normativa ISO, passando attraverso progressivi affinamenti metodologici dei metodi di caratterizzazione e dei database di inventario disponibili.

La rassegna sistematica condotta da Corominas et al. (Corominas et al., 2013), che ha analizzato 45 studi LCA su impianti di depurazione pubblicati nell'arco di due decenni, rappresenta il riferimento bibliografico imprescindibile per la comprensione dello stato dell'arte in questo settore. Dall'analisi di Corominas et al. (Corominas et al., 2013) è possibile vedere come la variabilità dei risultati tra i diversi studi LCA su depuratori sia molto elevata e dipenda in

maniera determinante dalle scelte metodologiche adottate, in particolare dall'unità funzionale selezionata, dalla delimitazione dei confini del sistema, dai metodi LCIA utilizzati e dalla qualità dei dati inventariali. La Tabella 1 di Corominas et al. (Corominas et al., 2013) fornisce una sintesi sistematica di 45 studi LCA che costituisce il principale benchmark di confronto con i risultati di questa ricerca. Tali considerazioni metodologiche sono state successivamente sistematizzate nella guida alle buone pratiche pubblicata dall'International Water Association (Corominas et al. (Corominas et al., 2020)), che fornisce una checklist operativa per la conduzione di studi LCA sul trattamento delle acque reflue, identificando le fonti più comuni di errore e le raccomandazioni per garantire la comparabilità e la robustezza dei risultati.

L'analisi sistematica più recente e completa, condotta da Rebello et al. (Rebello et al., 2021) mediante la metodologia ProKnow-C su un corpus di 111 studi, ha confermato la centralità del GWP come categoria di impatto prevalente nelle applicazioni LCA al trattamento delle acque reflue, identificando nel consumo energetico e nelle emissioni di N₂O i principali driver di impatto per questa categoria. Rebello et al. (Rebello et al., 2021) propongono inoltre un insieme di linee guida metodologiche per la standardizzazione degli studi LCA su impianti di depurazione, con l'obiettivo di migliorarne la comparabilità e l'utilità per i decisori e per i progettisti. Tali linee guida enfatizzano la necessità di una dichiarazione esplicita del metodo LCIA, della versione dei fattori IPCC e del database di inventario adottati, aspetti che nella presente tesi vengono sistematicamente rispettati.

L'elevato consumo energetico degli impianti di depurazione rappresenta uno dei principali fattori di impatto nella categoria GWP, con valori che dipendono in maniera significativa dalla tecnologia di trattamento adottata e dalle caratteristiche del refluo influente, come documentato da Zang et al. (Zang

et al., 2015) nella loro rassegna sull'accuratezza degli inventari LCA per impianti biologici. Il confronto tra tecnologie di trattamento secondario — con particolare riferimento ai sistemi a fanghi attivi convenzionali, ai sistemi MBR e ai sistemi con digestione anaerobica — rivela trade-off significativi tra le diverse categorie di impatto: i sistemi MBR presentano migliori performance per AP ed EP ma maggiore impatto per GWP a causa dei consumi energetici elevati per la movimentazione delle membrane, mentre i sistemi con digestione anaerobica e recupero del biogas mostrano una riduzione significativa degli impatti di GWP attraverso la sostituzione di energia elettrica da rete con energia autoprodotta. Questi pattern, documentati nella letteratura da Mehmeti e Canaj (Mehmeti & Canaj, 2022) nella loro rassegna di 59 studi che include la prospettiva del riuso delle acque trattate, sono stati confermati e quantificati nell'analisi comparativa degli scenari presentata nel Capitolo 4 di questa tesi, con riferimento specifico ai risultati di Viotti et al. (Viotti et al., 2024).

L'applicazione dell'LCA agli impianti di depurazione ha trovato un esempio di notevole rilevanza scalare nello studio condotto da Boiocchi, Viotti e Lancione (Boiocchi et al., 2023) su un impianto da 800.000 PE, che ha consentito di analizzare gli impatti di carbon footprint a scala di grande impianto metropolitano, indicando come le problematiche metodologiche e i pattern di impatto osservati a scala media siano confermati anche a scala maggiore, con alcune specificità legate all'economia di scala e alla disponibilità di infrastrutture per il recupero energetico.

La quantificazione dell'incertezza associata agli studi LCA su impianti di depurazione costituisce un tema metodologico di rilevante importanza, affrontato in maniera sistematica da Sheikholeslami et al. (Sheikholeslami et al., 2023) in una rassegna di 29 contributi metodologici dedicati all'analisi dell'incertezza nelle LCA applicate ai sistemi idrici. L'analisi di Sheikholeslami et

al. (Sheikholeslami et al., 2023) identifica i principali metodi disponibili — Monte Carlo, matrice pedigree, sensitivity analysis OAT — evidenziando come l'approccio OAT, adottato nella presente ricerca, rappresenti un metodo efficace per la quantificazione dell'effetto dei singoli parametri di input sui risultati, pur nella consapevolezza dei limiti di questo approccio rispetto all'analisi probabilistica completa.

2.6 Revisione della letteratura LCA su fanghi di depurazione

Il trattamento e lo smaltimento dei fanghi prodotti nei processi di depurazione delle acque reflue rappresentano una delle problematiche ambientali più rilevanti nel settore idrico, in quanto i fanghi concentrano i contaminanti rimossi dal refluo trattato e richiedono specifici percorsi di gestione il cui impatto ambientale può essere determinante nel bilancio complessivo del ciclo di vita dell'impianto. La normativa europea e italiana in materia di gestione dei fanghi di depurazione — con riferimento in particolare alla direttiva 86/278/CEE e alle successive disposizioni nazionali — definisce un quadro regolatorio in progressiva evoluzione verso criteri di circolarità e valorizzazione agronomica, che si riflette direttamente nei profili di impatto ambientale delle diverse opzioni di smaltimento.

La rassegna condotta da Yoshida et al. (Yoshida et al., 2013) su 35 studi LCA specificamente dedicati al trattamento e allo smaltimento dei fanghi fornisce un quadro sistematico delle conoscenze disponibili in questo settore, mettendo in luce la grande variabilità dei risultati in funzione delle opzioni di smaltimento considerate e delle metodologie adottate. L'analisi di Yoshida et al. (IPCC, 2019a) classifica gli studi esistenti in base all'unità funzionale adottata e al metodo LCIA utilizzato, fornendo un benchmarking di riferimento per l'interpretazione dei

risultati qui ottenuti relativi al modulo fanghi. I principali scenari analizzati nella letteratura — discarica, spandimento agricolo, incenerimento e compostaggio — mostrano profili di impatto molto differenziati, con lo spandimento agricolo che presenta sistematicamente i valori più bassi di GWP in virtù del sequestro di carbonio organico nel suolo e della riduzione dell'uso di fertilizzanti sintetici.

L'applicazione dell'LCA alle diverse filiere di gestione dei fanghi prodotti in impianti di depurazione acque reflue civili è stata oggetto dello studio condotto da Viotti, Tatti e Croce (Viotti et al., 2025), che costituisce uno dei pilastri metodologici di questa tesi e il cui approccio viene qui adottato come riferimento per il Capitolo 5. In tale lavoro, sono stati analizzati quattro scenari di trattamento e smaltimento — discarica (Scenario A), spandimento agricolo con digestione aerobica (Scenario B), incenerimento con essiccazione (Scenario C) e compostaggio (Scenario D) — utilizzando come unità funzionale una tonnellata di fango disidratato con 58,3% di solido secco proveniente da un impianto da circa 10.000 PE ubicato nell'Italia centrale. I dati di inventario sono stati desunti da computo metrico dell'impianto mediante un software sviluppato in house denominato InfraLCA. L'analisi ha rivelato che lo spandimento agricolo presenta i valori più bassi di GWP per unità funzionale, mentre l'incenerimento senza recupero energetico determina gli impatti più elevati; i risultati sono stati successivamente estesi alla scala nazionale utilizzando i dati ISPRA sul quantitativo di fanghi prodotti in Italia negli anni 2016-2020 (ISPRA/TERNA, 2022).

L'integrazione del modulo fanghi nel modello lifecycle complessivo di questa tesi richiede la definizione di un fattore di conversione tra le unità funzionali adottate nei diversi moduli (1 m³ di refluo trattato per la gestione operativa; 1 tonnellata di fango disidratato per il modulo fanghi). Tale conversione è stata effettuata sulla base della produzione specifica di fanghi

dell'impianto Acqua Pubblica Sabina S.p.a. da 75.000 AE e del contenuto di solido secco dei fanghi prodotti, secondo la metodologia descritta in dettaglio nel Capitolo 7. Questo approccio di integrazione multifase rappresenta il contributo metodologico originale più significativo di questo lavoro, consentendo per la prima volta nel contesto del gruppo di ricerca una valutazione lifecycle completa che include costruzione, gestione e smaltimento dei fanghi in un unico modello di calcolo normalizzato sull'unità funzionale di 1 m³ di refluo trattato.

2.7 Qualità dei dati e analisi di incertezza

La qualità dei dati utilizzati nell'analisi del ciclo di vita costituisce un elemento determinante per l'affidabilità e la robustezza dei risultati, come indicato dalla norma ISO 14044:2006 (ISO 14044, 2006) che definisce specifici requisiti di qualità per i dati inventariali, tra cui la completezza, la rappresentatività geografica e temporale, la coerenza e la riproducibilità. Nella presente ricerca, i dati di inventario sono stati desunti da computo metrico dell'impianto di depurazione Acqua Pubblica Sabina S.p.a. da 75.000 AE oggetto di studio, garantendo un elevato grado di rappresentatività geografica e temporale, e integrati con i fattori di emissione del database Ecoinvent v3.8 (Ecoinvent, 2021) per i processi ausiliari. I fattori di emissione del mix elettrico italiano adottati nella ricerca corrispondono al valore Ecoinvent v3.8 di 336 g CO₂/kWh, che costituisce il dato più aggiornato disponibile in letteratura per il mix produttivo italiano, in confronto con il valore ISPRA/TERNA (ISPRA/TERNA, 2022) di 415,5 g CO₂/kWh riferito all'anno 2019 e basato su una metodologia di calcolo parzialmente diversa.

L'analisi di incertezza è stata condotta mediante un approccio di sensitività parametrica di tipo OAT (One-At-a-Time), che consente di quantificare l'effetto della variazione di ciascun parametro di input sui risultati

finali mantenendo costanti tutti gli altri parametri. Questo approccio, pur non sostituendo un'analisi probabilistica completa di tipo Monte Carlo, consente di identificare i parametri di input più influenti sui risultati e di quantificare l'entità della loro influenza in maniera computazionalmente efficiente, come indicato da Sheikholeslami et al. (BEAM, 2009). I risultati dell'analisi di sensitività, presentati in dettaglio nel Capitolo 7, consentono di valutare la robustezza delle conclusioni rispetto alle principali fonti di incertezza metodologica identificate nell'ambito della ricerca.

2.8 Gli strumenti software sviluppati

Il lavoro di ricerca presentato nella presente tesi ha richiesto lo sviluppo di due specifici strumenti software per il calcolo LCA, progettati per rispondere alle esigenze metodologiche della ricerca e per garantire la massima trasparenza e riproducibilità dei risultati. La necessità di sviluppare strumenti ad hoc, anziché ricorrere ai software commerciali disponibili sul mercato (SimaPro, openLCA, GaBi), è motivata dalla maggiore flessibilità nell'implementazione delle specifiche scelte metodologiche della ricerca, dalla possibilità di documentare in maniera completa e trasparente tutti i passaggi di calcolo e dalla facilità di aggiornamento dei parametri di input in risposta all'evoluzione dei database di riferimento. L'approccio di sviluppo software in house adottato dal gruppo di ricerca del Prof. Viotti è documentato anche in Viotti, Tatti e Croce (Viotti et al., 2025), dove il software InfraLCA è stato utilizzato per il calcolo degli impatti associati allo smaltimento dei fanghi, e in Viotti et al. (Viotti et al., 2024), dove lo stesso software è stato adottato per l'analisi della gestione operativa dell'impianto da 75.000 AE.

2.8.1 ConstructLCA PRO 2025

ConstructLCA PRO 2025 è un'applicazione web sviluppata in HTML, CSS e JavaScript per il calcolo degli impatti ambientali associati alla fase di costruzione degli impianti di depurazione delle acque reflue. Il software implementa il metodo CML 2001 (Guinée et al., 2001) per la valutazione delle tre categorie di impatto analizzate nella presente ricerca (GWP, AP, EP) e consente all'utente di inserire i quantitativi di materiali da costruzione desunti dai computi metrici estimativi dell'impianto in esame, associandoli ai corrispondenti fattori di emissione unitari provenienti dal database Ecoinvent v3.8 (Niu et al., 2013). I risultati sono espressi per unità funzionale di capacità di trattamento installata e possono essere ammortizzati sulla vita utile dell'impianto per l'integrazione nell'analisi lifecycle complessiva.

Nel corso della presente ricerca, è stata condotta una revisione critica sistematica di ConstructLCA PRO 2025, che ha portato all'identificazione e all'aggiornamento di diversi dati metodologici. Tra le correzioni più significative si menzionano: l'aggiornamento dei fattori di emissione di materiali significativi per l'impatto ambientale della fase costruttiva alla versione più recente, tra cui l'acciaio inossidabile (da 2,60 a 5,0 kg CO_{2eq}/kg) e i componenti elettronici (da 3,97 a 35,0 kg CO_{2eq}/kg) sulla base dei dati Ecoinvent v3.8 (Ecoinvent, 2021); l'aggiornamento dei GWP dei gas climalteranti dall'AR4 all'AR5 (CH₄: da 25 a 28 kg CO_{2eq}/kg; N₂O: da 298 a 265 kg CO_{2eq}/kg); e l'aggiornamento del fattore di emissione del mix elettrico italiano al valore Ecoinvent v3.8 di 336 g CO₂/kWh.

2.8.2 InfraLCA

InfraLCA è un'applicazione sviluppata in React (linguaggio JSX) per il calcolo degli impatti ambientali associati alla fase di gestione operativa degli impianti di depurazione. Il software implementa i fattori di caratterizzazione CML 2001 (Guinée et al., 2001) per sei categorie di impatto (GWP, AP, EP, ODP, HTP, Land Use), con normalizzazione EU25+3 (insieme di riferimento per la

normalizzazione CML 2001, comprendente i 25 stati membri dell'Unione Europea nella configurazione pre-allargamento del 2007 più Norvegia, Svizzera e Islanda) per la visualizzazione dei risultati attraverso un diagramma radar multiasse, consente il confronto tra scenari di configurazione impiantistica diversi e include la gestione dei parametri di cogenerazione per gli scenari con digestione anaerobica e recupero del biogas. I calcoli si basano sui dati di consumo energetico e di emissione misurati sull'impianto in esame, con riferimento ai fattori IPCC AR4 per il GWP, in coerenza con le scelte metodologiche adottate negli studi pubblicati (Viotti et al., 2024; Viotti et al., 2025).

Analogamente a ConstructLCA PRO 2025, anche InfraLCA è stata oggetto di una revisione critica sistematica che ha portato all'identificazione e all'aggiornamento prettamente dei fattori di conversione. Le correzioni più rilevanti includono: la corretta implementazione della normalizzazione CML EU25+3 per il diagramma radar multiasse; la rinomina della chiave identificativa della calce da "ite" a "lime" per garantire la coerenza con la nomenclatura del database Ecoinvent; la rimozione del raddoppio del trasporto, poiché il database Ecoinvent include già il percorso di andata e ritorno nei fattori unitari di trasporto, evitando così una duplicazione dell'impatto associato alla logistica; e gli aggiornamenti dei parametri IPCC, del mix elettrico e dei parametri del cogeneratore (rendimento elettrico netto 0,38; PCI del biogas 9,94 kWh/Nm³).

Capitolo 3 — Descrizione dell'impianto oggetto di studio

3.1 L'impianto da 75.000 AE: localizzazione e contesto

L'impianto di depurazione oggetto del presente studio è ubicato nell'Italia centrale, nella provincia di Rieti, ed è gestito dalla società Acqua Pubblica Sabina S.p.A. (APS). Si tratta di un impianto a fanghi attivi convenzionali dimensionato per servire una popolazione di 75.000 abitanti equivalenti (AE), con una portata media giornaliera $Q = 24.000 \text{ m}^3/\text{d}$ (Viotti et al., 2024). La dotazione idrica pro-capite è pari a $D = 400 \text{ L/AE}\cdot\text{d}$, cui corrisponde, applicando un coefficiente di afflusso in fognatura $\Phi = 0,8$, una portata specifica effettiva di $320 \text{ L/AE}\cdot\text{d}$. Tale valore risulta coerente con i range tipici riportati in letteratura per impianti di depurazione di media-grande taglia in ambito mediterraneo.

La scelta di questo caso studio è motivata da diversi fattori. In primo luogo, l'impianto rappresenta una configurazione impiantistica largamente diffusa nel panorama depurativo italiano, basata sulla tecnologia a fanghi attivi con pre-denitrificazione, nitrificazione e rimozione chimica del fosforo, il che ne consente la rappresentatività rispetto a un'ampia classe di impianti nazionali di taglia media. In secondo luogo, la disponibilità di dati operativi primari — raccolti direttamente presso il gestore e relativi sia ai consumi energetici dei singoli componenti elettromeccanici sia alle caratteristiche qualitative dell'influente e dell'effluente — ha consentito di costruire un inventario del ciclo di vita (LCI) fondato su dati reali anziché su stime di letteratura o su banche dati generiche. Questo aspetto è particolarmente rilevante nella metodologia LCA, poiché la qualità dei dati di inventario influenza in modo significativo l'affidabilità dei risultati nella fase di valutazione degli impatti (LCIA) (Corominas et al., 2020).

L'impianto è stato oggetto di uno studio LCA pubblicato su rivista peer-reviewed (Viotti et al., 2024), nel quale è stata analizzata la fase di gestione

operativa confrontando tre scenari impiantistici alternativi: il trattamento convenzionale a fanghi attivi (Scenario A), l'implementazione della tecnologia a bioreattore a membrane MBR (Scenario B) e l'introduzione di un digestore anaerobico con recupero energetico da biogas e impianto fotovoltaico (Scenario C). Nella presente tesi, i risultati dell'analisi operativa di questo impianto vengono integrati con la valutazione della fase di costruzione (Capitolo 6, basata sui dati di un impianto da 30.000 AE, successivamente scalati alla taglia in esame) e della fase di smaltimento dei fanghi (Capitolo 5, basata su uno studio LCA dedicato del medesimo gruppo di ricerca), per pervenire a una valutazione integrata dell'intero ciclo di vita (Capitolo 7), che costituisce il contributo originale principale del presente lavoro.

3.2 Schema impiantistico e configurazione

3.2.1 Linea acque

La configurazione dello Scenario A — che costituisce il caso base dell'analisi e corrisponde all'assetto attualmente in esercizio presso l'impianto — prevede una sequenza di trattamenti che si articola in una linea acque e in una linea fanghi (Viotti et al., 2024). La linea acque è organizzata secondo il seguente schema di processo: la stazione di sollevamento iniziale riceve le acque reflue in arrivo dalla rete fognaria e le solleva alla quota necessaria per l'alimentazione gravitaria delle sezioni successive. Le acque sono quindi sottoposte a una fase di pretrattamento, che comprende grigliatura grossolana, grigliatura media e grigliatura fine per la rimozione dei materiali grossolani, seguita da dissabbiatura e disoleatura per la separazione di sabbie e oli. A valle dei pretrattamenti, il refluo attraversa la sedimentazione primaria, nella quale avviene la separazione per gravità dei solidi sospesi sedimentabili, con conseguente produzione di fango primario.

Il cuore del processo depurativo è costituito dal trattamento biologico, che nell'impianto in esame comprende una vasca di pre-denitrificazione seguita da una vasca di nitrificazione-ossidazione, secondo lo schema di Ludzack-Ettinger modificato. Questa configurazione consente la rimozione simultanea della sostanza organica carboniosa e dell'azoto, sfruttando il ricircolo della miscela aerata dalla vasca di nitrificazione alla vasca anossica. Il comparto biologico è la sezione a maggiore consumo energetico dell'intero impianto, assorbendo il 65% dell'energia totale (0,21 kWh/d per unità funzionale su un totale di 0,33 kWh/d per F.U.), principalmente a causa dell'aerazione fornita dalle soffianti (Viotti et al., 2025). A valle del reattore biologico, la sedimentazione secondaria separa la biomassa dal refluo chiarificato; una parte del fango biologico viene ricircolata al reattore per mantenere la concentrazione desiderata di solidi sospesi, mentre la parte in eccesso (fango di supero) viene inviata alla linea fanghi.

Il trattamento è completato da una sezione di rimozione chimica del fosforo mediante dosaggio di cloruro ferrico (FeCl_3) e da un sistema di disinfezione finale prima dello scarico dell'effluente nel corpo idrico recettore. Lo schema impiantistico completo dello Scenario A, con i confini del sistema e i flussi di materia ed energia, è riportato nella Figura 3.1.

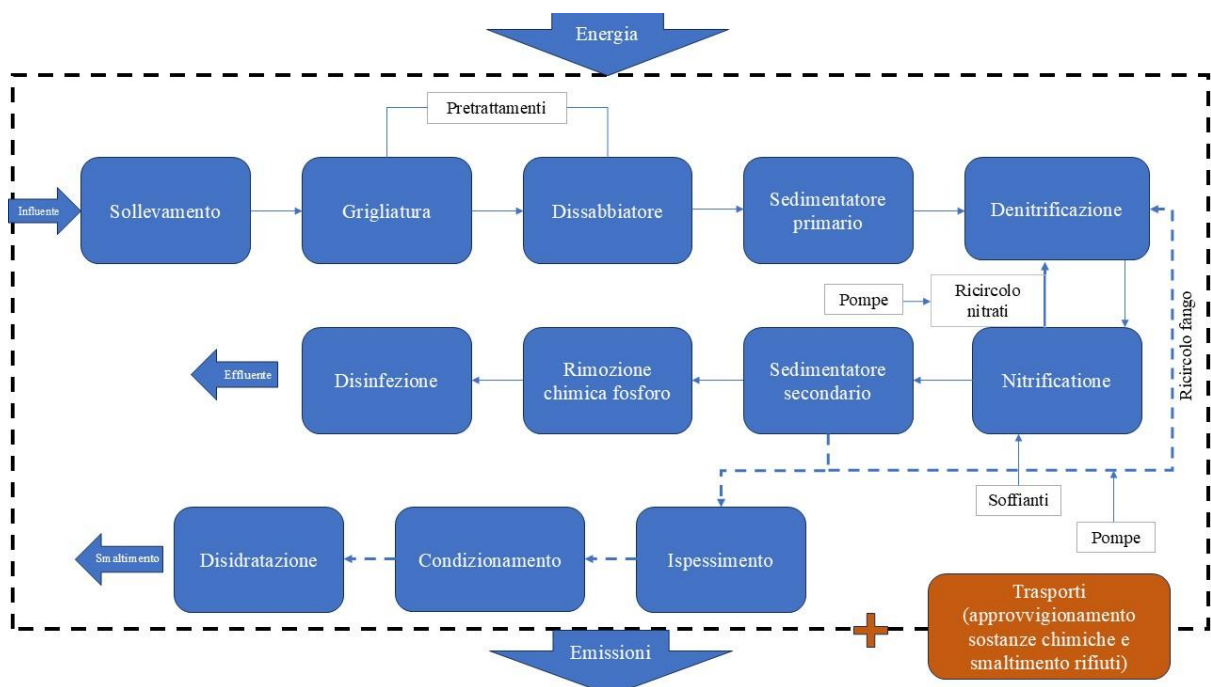


Figura 3.1. Schema impiantistico dello Scenario A — impianto a fanghi attivi convenzionali (elaborazione propria basata sui dati di Viotti et al., 2024).

3.2.2 Linea fanghi

La linea fanghi dello Scenario A prevede le seguenti operazioni unitarie: il fango primario e il fango di supero vengono dapprima avviati a una fase di pre-ispessimento, finalizzata alla riduzione del contenuto d'acqua e all'aumento della concentrazione di solidi. Successivamente, il fango ispessito è sottoposto a condizionamento chimico mediante aggiunta di polielettrolita, necessario per migliorare le proprietà di disidratabilità della matrice fangosa. La disidratazione meccanica viene effettuata mediante centrifuga, ottenendo un fango disidratato con una produzione giornaliera pari a 5.400 kg/d (Viotti et al., 2024). Il fango disidratato viene quindi avviato a smaltimento esterno, con il relativo trasporto che rappresenta una voce non trascurabile nel bilancio delle emissioni complessive dell'impianto.

È opportuno sottolineare che, nello Scenario A, non è prevista alcuna fase di stabilizzazione biologica del fango (digestione aerobica o anaerobica); questa

L'inserimento del modulo MBR, costituito da un sistema di ultrafiltrazione laterale (side-stream), comporta l'eliminazione della sedimentazione secondaria e delle pompe di ricircolo fanghi ad essa associate, ma introduce un consumo energetico aggiuntivo legato al funzionamento delle membrane e del sistema di controlavaggio. L'energia totale dello Scenario B risulta pari a 0,51 kWh/d per F.U., con un incremento di circa il 55% rispetto allo Scenario A (0,33 kWh/d per F.U.), imputabile prevalentemente alla sezione MBR (0,22 kWh/d per F.U.) (Viotti et al., 2024).

Lo Scenario C prevede invece l'introduzione di un digestore anaerobico nella linea fanghi dell'impianto convenzionale, con recupero energetico dal biogas prodotto e integrazione con un impianto fotovoltaico. La digestione anaerobica consente la stabilizzazione biologica del fango e la produzione di biogas, costituito per il 60% da CH₄ e per il 40% da CO₂, con tracce di H₂S, N₂ e H₂. La produzione complessiva di biogas stimata per l'impianto è pari a 1.400 m³/d, di cui 840 m³/d di metano (60% del volume complessivo), con un fattore di conversione energetica pari a 10,7 kWh/m³ (Viotti et al., 2024). Il biogas viene utilizzato per alimentare un sistema di cogenerazione (CHP) che copre parzialmente il fabbisogno energetico dell'impianto, mentre la quota residua viene fornita da un impianto fotovoltaico dimensionato per le condizioni di irraggiamento del sito (Rieti, coordinate 42,416°N – 12,885°E), con una potenza installata di 1.759 kW_p in tecnologia silicio monocristallino (Viotti et al., 2024). Lo schema impiantistico dello Scenario C è riportato nella Figura 3.2. I tre scenari sono dettagliatamente analizzati, in termini di impatti ambientali, nel Capitolo 4 di questa tesi.

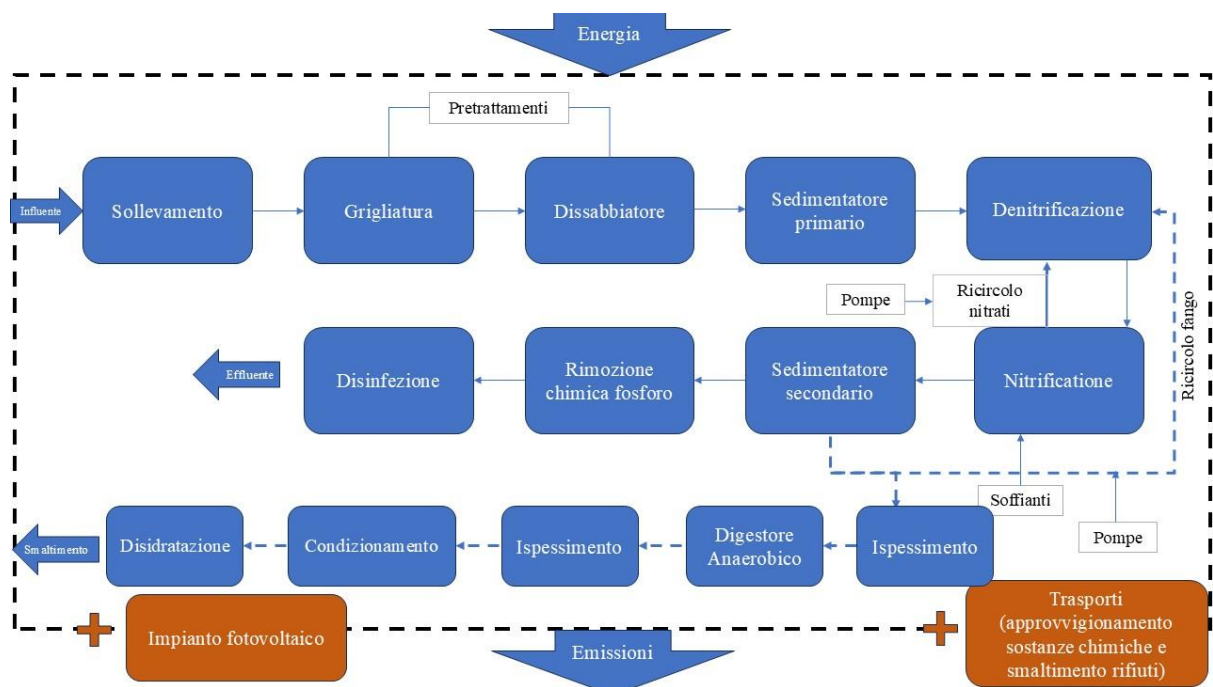


Figura 3.3. Schema impiantistico dello Scenario C – impianto con digestore anaerobico e sistema fotovoltaico (elaborazione propria basata sui dati di Viotti et al., 2024).

3.3 Dati di processo e carichi inquinanti

I dati primari utilizzati nell'applicazione LCA sono stati raccolti direttamente presso l'impianto e comprendono sia i parametri idraulici e dimensionali sia le caratteristiche qualitative dell'influenza e dell'effluente (Viotti et al., 2024). La Tabella 3.1 riporta i principali parametri di input dell'impianto.

Tabella 3.1. Parametri di input dell'impianto di depurazione (Viotti et al., 2024).

Parametro	Simbolo	Valore	Unità di misura
Abitanti equivalenti	P	75.000	AE
Dotazione idrica pro-capite	D	400	L/AE·d
Coefficiente di afflusso	Φ	0,8	adimensionale
Portata media giornaliera	Q_A	24.000	m ³ /d

Le concentrazioni degli inquinanti in ingresso e in uscita dall'impianto, riportate nelle Tabelle 3.2 e 3.3, mostrano rendimenti di rimozione elevati per tutti i parametri convenzionali. In particolare, la rimozione del COD è pari all'84,4% , quella del BOD5 al 76,0% , mentre i solidi sospesi totali (TSS) sono abbattuti del 99,3% . Per quanto riguarda i nutrienti, l'azoto totale Kjeldahl (TKN) passa da 37 a 1,45 g/m³ (rimozione del 96,1%) e il fosforo totale (PTOT) da 10 a 0,8 g/m³ (rimozione del 92,0%) (Viotti et al., 2024).

Tabella 3.2. Concentrazioni degli inquinanti nell'influente (Viotti et al., 2024).

Parametro	Valore	Unità di misura
BOD ₅	104	g/m ³
COD	397	g/m ³
TSS	284	g/m ³
TKN	37	g/m ³
P ^{TOT}	10	g/m ³

Tabella 3.3. Concentrazioni degli inquinanti nell'effluente (Viotti et al., 2024).

Parametro	Valore	Unità di misura
BOD ₅	25	g/m ³
COD	62	g/m ³
TSS	2	g/m ³
TKN	1,45	g/m ³
P ^{TOT}	0,8	g/m ³

3.3.1 Consumi energetici per sezione impiantistica

L'analisi LCA della fase di gestione operativa richiede la quantificazione puntuale dei consumi energetici associati a ciascuna sezione dell'impianto. Lo studio è stato condotto suddividendo l'impianto nelle diverse fasi di trattamento e calcolando, per ciascuna fase, l'energia associata al funzionamento dei singoli componenti elettromeccanici secondo la seguente relazione (Viotti et al., 2024):

$$Energia [kWh/d] = P [kW] \times t [h] \times n [-] \quad (1)$$

dove P è la potenza del macchinario, t le ore di funzionamento giornaliero e n il numero di macchinari presenti nella sezione considerata. La Tabella 3.4 riporta il bilancio energetico dello Scenario A, espresso in kWh/d per unità funzionale (F.U. = 1 m³/d di influente).

Tabella 3.4. Consumi energetici per sezione impiantistica — Scenario A (Viotti et al., 2024).

Sezione	N. componenti	kWh/d per F.U.
Sollevamento	1	0,055
Pretrattamenti	8	0,026
Sedimentazione primaria	2	0,0045
Reattore biologico	7	0,21
Sedimentazione secondaria	3	0,0028
Rimozione chimica del fosforo	2	0,0019
Disinfezione	2	0,0010
Ispessimento	4	0,0012
Condizionamento	6	0,0037
Disidratazione	1	0,019

Totale	34	0,33
---------------	-----------	-------------

L'analisi dei consumi evidenzia una distribuzione fortemente asimmetrica, rappresentata graficamente nella Figura 3.3: il reattore biologico assorbe il 65% dell'energia totale dell'impianto, seguito dal sollevamento (17%) e dalla disidratazione dei fanghi (6%). Le sezioni di trattamento terziario (rimozione del fosforo e disinfezione) e le operazioni di condizionamento e ispessimento dei fanghi contribuiscono ciascuna per meno del 2% del consumo totale. Il consumo energetico specifico dell'impianto, pari a 0,33 kWh/m³, risulta coerente con i valori tipici riportati in letteratura per impianti a fanghi attivi convenzionali di taglia analoga (Li et al., 2021). L'impianto comprende complessivamente 34 componenti elettromeccanici, la cui distribuzione per sezione è riportata nella Tabella 3.4.

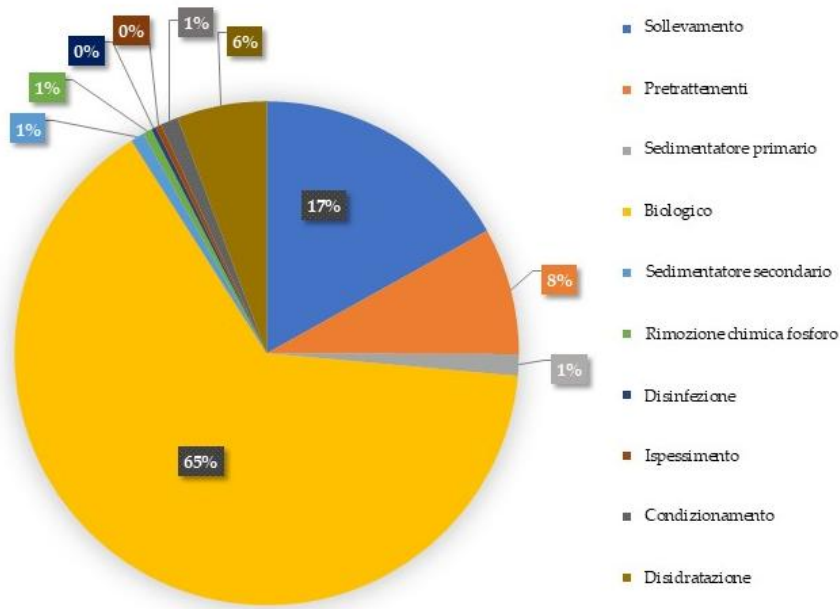


Figura 3.3. Distribuzione percentuale dei consumi energetici nelle diverse sezioni dell'impianto — Scenario A (elaborazione propria basata sui dati di Viotti et al., 2024).

3.4 Limiti di scarico e conformità normativa

L'impianto oggetto di studio è soggetto al quadro normativo definito dalla Direttiva europea 91/271/CEE (European Council, 1991) concernente il trattamento delle acque reflue urbane, recepita nell'ordinamento italiano dal Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 e successive modifiche. La Direttiva 91/271/CEE stabilisce i requisiti minimi di trattamento per gli agglomerati urbani in funzione della dimensione dell'agglomerato stesso e della sensibilità del corpo idrico recettore, imponendo il trattamento secondario per tutti gli agglomerati con popolazione equivalente superiore a 2.000 AE e requisiti più stringenti per gli scarichi in aree sensibili.

Per un impianto della taglia di 75.000 AE, la normativa richiede il rispetto di limiti di scarico sia per i parametri convenzionali sia per i nutrienti (azoto totale e fosforo totale), qualora lo scarico avvenga in aree sensibili soggette a eutrofizzazione. I limiti stabiliti dalla Tabella 1 dell'Allegato I della Direttiva 91/271/CEE per agglomerati con più di 10.000 AE prevedono concentrazioni massime di 25 mg/L per il BOD₅, 125 mg/L per il COD e 35 mg/L per i TSS; per i nutrienti, i limiti sono pari a 10-15 mg/L per l'azoto totale e 1-2 mg/L per il fosforo totale in funzione della dimensione dell'agglomerato (Ding et al., 2021).

Il D.Lgs. 152/2006, nella Tabella 1 dell'Allegato 5 alla Parte Terza, definisce limiti allo scarico per le acque reflue urbane recapitanti in acque superficiali, prevedendo valori analoghi a quelli comunitari per i parametri principali. Il confronto tra le concentrazioni dell'effluente dell'impianto in esame (Tabella 3.3) e i limiti normativi sottolinea il pieno rispetto di tutti i parametri: il BOD₅ in uscita (25 g/m³) risulta al limite del valore prescritto, il COD (62 g/m³) è ampiamente inferiore al limite di 125 g/m³, i TSS (2 g/m³) sono quasi completamente rimossi, e i nutrienti (TKN = 1,45 g/m³; P_{TOT} = 0,8 g/m³) risultano inferiori ai limiti più restrittivi previsti per le aree sensibili (Viotti et al., 2024).

È tuttavia opportuno osservare che la conformità normativa, pur rappresentando un prerequisito irrinunciabile, non fornisce di per sé informazioni sulle prestazioni ambientali complessive dell'impianto. I limiti di scarico sono definiti in termini di concentrazioni di inquinanti convenzionali, ma non considerano le emissioni di gas serra (in particolare N₂O e CO₂ biogenica) né i consumi energetici associati al raggiungimento di tali standard. È proprio in questo ambito che la metodologia LCA si configura come strumento complementare alla regolamentazione convenzionale, consentendo di valutare gli impatti ambientali potenziali lungo l'intero ciclo di vita del processo depurativo (Viotti et al., 2024).

3.5 Il contesto italiano: inquadramento dell'impianto nel panorama nazionale

Per una corretta valutazione della rappresentatività del caso studio, è utile collocare l'impianto da 75.000 AE all'interno del più ampio panorama infrastrutturale del servizio idrico integrato italiano. I dati più recenti pubblicati nel Blue Book 2025 (Utilitalia / Fondazione Utilitatis, 2025) (Utilitalia, 2025) fanno notare come il settore depurativo italiano sia caratterizzato da un'elevata frammentazione impiantistica, con una netta prevalenza numerica di impianti di piccola taglia (inferiore a 10.000 AE), che costituiscono la grande maggioranza degli impianti censiti ma trattano una frazione limitata del carico complessivo. Gli impianti di media e grande taglia (superiori a 50.000 AE), pur rappresentando una quota numericamente contenuta del totale, gestiscono una porzione predominante del carico inquinante nazionale.

L'impianto oggetto di studio, con la sua capacità di 75.000 AE e una portata giornaliera di 24.000 m³/d, si colloca nella fascia di media-grande dimensione secondo la classificazione adottata nel Blue Book (Utilitalia, 2025), risultando

pertanto rappresentativo di una classe di impianti che, pur non essendo la più numerosa, assorbe una quota rilevante del carico depurativo nazionale e presenta le maggiori potenzialità di ottimizzazione in termini di efficienza energetica e riduzione degli impatti ambientali. La tecnologia a fanghi attivi convenzionali adottata nell'impianto è inoltre la soluzione impiantistica più diffusa nel contesto italiano ed europeo per questa classe dimensionale, come confermato anche dai dati dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA, 2019) (EEA, 2019).

Il consumo energetico specifico dell'impianto, pari a $0,33 \text{ kWh/m}^3$, si posiziona nella fascia inferiore del range tipico riportato in letteratura per impianti a fanghi attivi ($0,3\text{-}0,6 \text{ kWh/m}^3$), a indicare una gestione energetica relativamente efficiente. Questo dato, unitamente alla completezza della filiera di trattamento (che include pre-denitrificazione, rimozione chimica del fosforo e disinfezione), rende l'impianto un caso studio particolarmente adatto per l'applicazione della metodologia LCA, in quanto consente di analizzare i contributi delle diverse sezioni di trattamento al bilancio ambientale complessivo e di valutare l'effetto di strategie alternative di gestione impiantistica.

È infine opportuno sottolineare che l'impianto è inserito in un contesto territoriale — quello dell'Italia centrale — caratterizzato da un mix elettrico nazionale con un fattore di emissione pari a $380 \text{ gCO}_2/\text{kWh}$ secondo i dati Ecoinvent v3.8 utilizzati nello studio originale (Viotti et al., 2024), aggiornato a $336 \text{ gCO}_2/\text{kWh}$ sulla base dei dati ISPRA/Ecoinvent 2022 nell'analisi di sensitività condotta nella presente tesi (Capitolo 7). Questo parametro influenza in modo significativo la componente energetica del GWP operativo e rappresenta una delle variabili chiave nell'analisi di sensitività discussa successivamente.

Capitolo 4 – Il Modulo Gestione: LCA della fase operativa

La fase di gestione operativa costituisce il nucleo della valutazione ambientale di un impianto di depurazione. La letteratura internazionale attribuisce concordemente a questa fase un contributo tipicamente compreso tra il 70% e il 90% dell'impatto ambientale complessivo (Li et al., 2021; Lorenzo-Toja et al., 2016), e i dati elaborati in questo capitolo — riferiti a un impianto a fanghi attivi convenzionali da 75.000 AE con portata media giornaliera di 24.000 m³/d, ubicato nell'Italia centrale (Viotti et al., 2024). L'analisi della fase operativa rappresenta il nucleo centrale della valutazione ambientale, poiché la letteratura internazionale identifica concordemente la gestione come la fase dominante nel ciclo di vita degli impianti di depurazione, con un contributo tipicamente compreso tra il 70% e il 90% dell'impatto ambientale complessivo (Li et al., 2021; Lorenzo-Toja et al., 2016). L'obiettivo primario di questo modulo è la quantificazione del Global Warming Potential (GWP) operativo e l'identificazione delle componenti che maggiormente contribuiscono all'impronta carbonica dell'impianto, con particolare attenzione alle emissioni dirette di gas serra, ai consumi energetici e al ruolo dei reagenti chimici e del trasporto.

Lo studio si fonda sui dati reali dell'impianto gestito da Acqua Pubblica Sabina S.p.a. (APS) e costituisce il secondo articolo pubblicato dal gruppo di ricerca nell'ambito del presente dottorato (Viotti et al., 2024). I risultati sono stati ottenuti senza l'impiego di software commerciali, bensì mediante un applicativo sviluppato ad hoc denominato InfraLCA, le cui caratteristiche architettoniche e metodologiche sono state descritte nel Capitolo 2. L'analisi è condotta secondo tre scenari impiantistici: lo Scenario A, che rappresenta la configurazione attuale a fanghi attivi convenzionali; lo Scenario B, che prevede l'integrazione della tecnologia a membrane (MBR); lo Scenario C, che introduce un digestore

anaerobico nella linea fanghi con recupero energetico da biogas e un impianto fotovoltaico per il soddisfacimento del fabbisogno energetico residuo.

4.1 Goal and Scope

L'obiettivo dello studio è la valutazione degli impatti ambientali associati alla fase di gestione operativa dell'impianto di depurazione, con particolare riferimento al Global Warming Potential. L'unità funzionale adottata è pari a 1 m³ di acqua reflua trattata al giorno (1 m³/d), coerentemente con la prassi consolidata nella letteratura LCA del settore (Zang et al., 2015). Questa scelta consente il confronto diretto con i risultati di altri studi e facilita la normalizzazione dei risultati rispetto al volume effettivamente trattato dall'impianto.

I confini del sistema comprendono tutti i flussi di energia e materia direttamente associati all'esercizio dell'impianto: il consumo di energia elettrica prelevata dalla rete, il consumo di reagenti chimici impiegati nelle diverse fasi del trattamento, le emissioni dirette di gas serra (CO₂ biogenica, N₂O, CH₄) generate dai processi biologici e dallo scarico dell'effluente, nonché le emissioni associate al trasporto dei reagenti e allo smaltimento dei materiali di risulta. Coerentemente con l'approccio modulare adottato nella presente tesi, lo smaltimento dei fanghi di depurazione è escluso dai confini del sistema operativo ed è trattato separatamente nel Capitolo 5 (Modulo Fanghi). Tale scelta metodologica, esplicitata nello studio originale mediante l'approccio cradle-to-gate, consente di isolare il contributo specifico della fase di gestione e di evitare sovrapposizioni con l'analisi dedicata ai fanghi.

La metodologia di valutazione degli impatti adottata è il CML 2001, sviluppato dall'Università di Leiden (Guinée et al., 2002), con fattori di

caratterizzazione midpoint conformi all'IPCC AR4 (IPCC, 2007). Le categorie di impatto analizzate includono il Global Warming Potential (GWP_{100}), l'Acidification Potential (AP) e l'Eutrophication Potential (EP). La scelta dell'edizione IPCC AR4 per i fattori di caratterizzazione è coerente con la versione della banca dati Ecoinvent utilizzata al momento della pubblicazione dello studio; l'impatto dell'aggiornamento ai valori IPCC AR5 ($CH_4 = 28 \text{ kgCO}_2\text{eq/kg}$, $N_2O = 265 \text{ kgCO}_2\text{eq/kg}$) viene quantificato nell'analisi di sensitività presentata nel Capitolo 7.

4.1.1 Lo strumento di calcolo: InfraLCA

I calcoli LCA della fase operativa sono stati eseguiti mediante InfraLCA, un'applicazione web interattiva sviluppata nell'ambito del presente dottorato di ricerca. Il software, implementato in React con librerie Recharts per la visualizzazione dei risultati, consente la valutazione degli impatti ambientali di impianti di depurazione secondo la metodologia CML 2001 con fattori di caratterizzazione derivati dalla banca dati Ecoinvent v3.8. L'architettura del software, le scelte implementative e la revisione critica condotta sono descritte in dettaglio nel §2.8.2 del Capitolo 2. In questa sede si illustra il flusso operativo dello strumento attraverso le sue quattro viste principali.

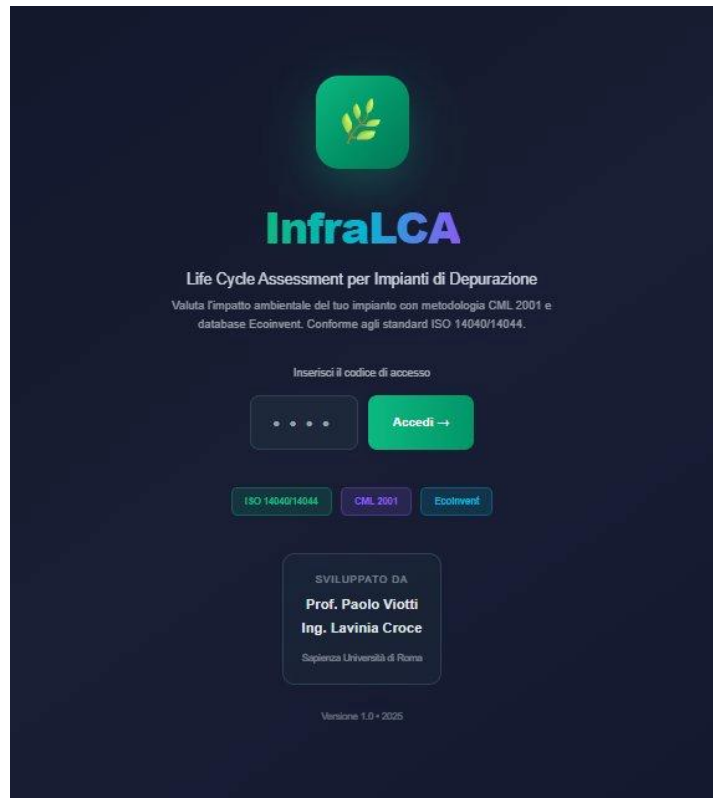


Figura 4.1 – Schermata di accesso di InfraLCA. Il software è conforme agli standard ISO 14040/14044 e implementa la metodologia CML 2001 con database Ecoinvent.

La schermata di accesso (Figura 4.1) presenta l'interfaccia di autenticazione del software e riporta le credenziali metodologiche: conformità agli standard ISO 14040/14044, metodologia CML 2001 e banca dati Ecoinvent.

Figura 4.2 – Configurazione dell’impianto: parametri generali, qualità delle acque (influyente/effluente) e selezione delle sezioni impiantistiche attive.

La vista di configurazione dell’impianto (Figura 4.2) consente l’inserimento dei parametri generali (popolazione equivalente, portata media giornaliera), della qualità delle acque in ingresso e in uscita (BOD₅, COD, SST, TKN, P totale) e la selezione delle sezioni impiantistiche attive. L’architettura modulare raggruppa le sezioni in cinque comparti funzionali — pretrattamenti, primario, secondario, terziario e fanghi — ciascuno con componenti attivabili individualmente. Le sezioni contrassegnate in verde sono quelle attive per lo scenario in esame; le sezioni inattive (riportate in grigio) possono essere abilitate per simulare configurazioni alternative. Per ciascuna sezione attiva, l’utente può specificare i macchinari elettromeccanici presenti (tipo, potenza, numero, ore di funzionamento), da cui il software calcola il consumo energetico specifico in kWh/d per unità funzionale.

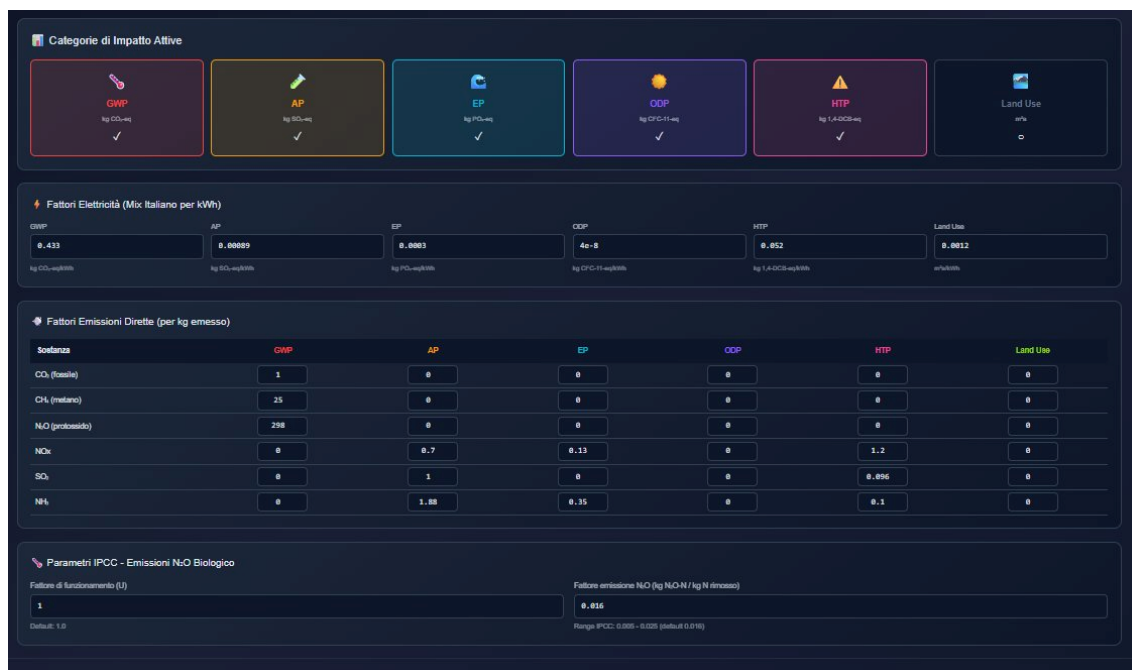


Figura 4.3 – Pannello di configurazione avanzata: categorie di impatto attive, fattori di emissione del mix elettrico e fattori di caratterizzazione IPCC per le emissioni dirette.

Il pannello di configurazione avanzata (Figura 4.3) permette la personalizzazione dei parametri di calcolo. Nella parte superiore, le sei categorie di impatto CML 2001 implementate — GWP, AP, EP, ODP, HTP e Land Use — possono essere attivate o disattivate singolarmente. La sezione centrale espone i fattori di emissione del mix elettrico italiano per ciascuna categoria (espressi per kWh), modificabili dall'utente per condurre analisi di sensitività al mix energetico. La tabella dei fattori di emissione dirette riporta i potenziali di caratterizzazione per le sostanze emesse dai processi biologici (CO₂ fossile, CH₄, N₂O) e dal trasporto (NO_x, SO₂, NH₃), consentendo l'aggiornamento dei valori in funzione dell'edizione IPCC adottata. In basso, i parametri IPCC per il calcolo delle emissioni di N₂O dal processo biologico (fattore di funzionamento e fattore di emissione per kg di azoto rimosso) sono configurabili nel range raccomandato dalle linee guida IPCC 2006/2019.

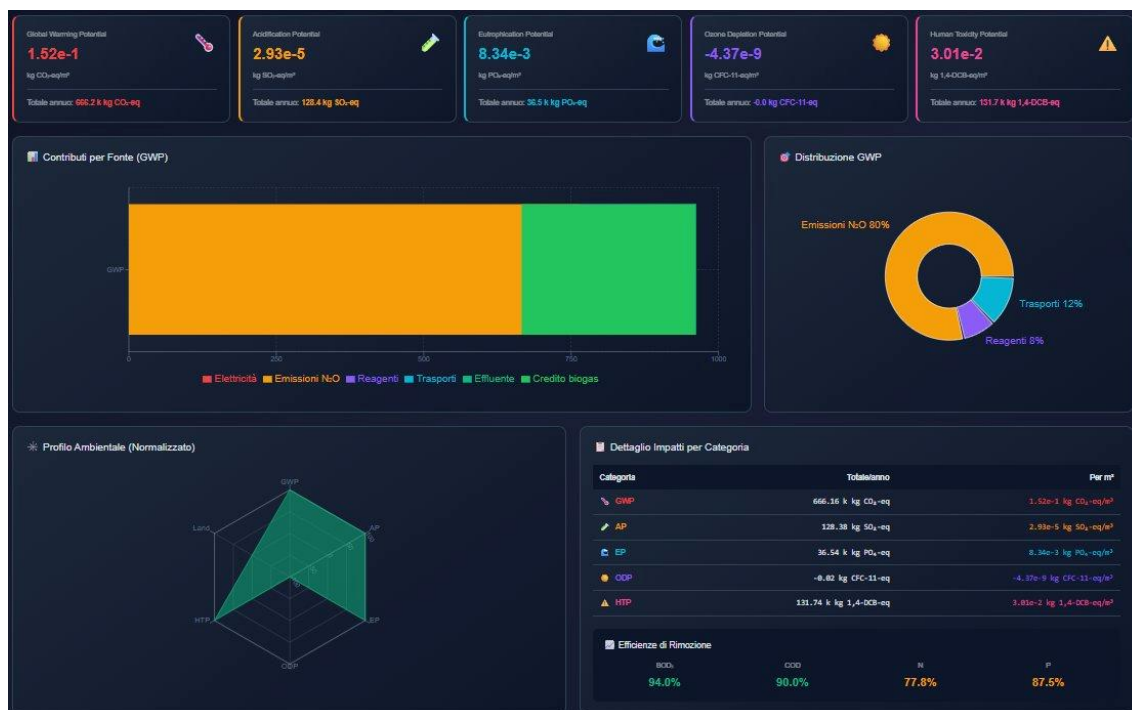


Figura 4.4 – Dashboard dei risultati: indicatori sintetici per le cinque categorie attive, contributi al GWP per fonte, distribuzione percentuale, profilo ambientale normalizzato e dettaglio impatti.

La dashboard dei risultati (Figura 4.4) sintetizza gli esiti della valutazione LCIA in quattro aree. I cinque riquadri superiori riportano il valore dell’impatto per m³ trattato e il totale annuo per ciascuna categoria attiva. Il grafico a barre impilate (“Contributi per Fonte”) scompone il GWP nelle voci di origine: elettricità, emissioni di N₂O, reagenti chimici, trasporto, effluente e, ove presente, credito da biogas. Il grafico ad anello (“Distribuzione GWP”) riporta la ripartizione percentuale tra le fonti, confermando la dominanza delle emissioni di N₂O (80%) nel caso in esame. Il profilo ambientale normalizzato (radar chart) consente una lettura sintetica della performance relativa dell’impianto rispetto ai fattori di normalizzazione CML EU25+3, mentre la tabella “Dettaglio Impatti per Categoria” riporta i valori assoluti per tutte le categorie attive. Le efficienze di rimozione (BOD₅, COD, N, P) calcolate dal software sulla base della qualità

dell'influyente e dell'effluente forniscono un indicatore di verifica della coerenza dei dati inseriti.

4.2 Life Cycle Inventory (LCI)

L'inventario del ciclo di vita della fase operativa è stato costruito a partire dai dati operativi reali dell'impianto, integrati con i fattori di emissione delle banche dati Ecoinvent e delle linee guida IPCC. Le principali voci di inventario sono il consumo di energia elettrica, il consumo di reagenti chimici, le emissioni dirette di gas serra e le emissioni associate al trasporto. Ciascuna di queste componenti viene descritta in dettaglio nelle sottosezioni seguenti.

4.2.1 Consumi energetici

Il consumo energetico complessivo dell'impianto nello Scenario A (fanghi attivi convenzionali) è pari a 0,33 kWh/d per unità funzionale, corrispondente a un consumo totale giornaliero di 7.920 kWh/d per l'intera portata trattata di 24.000 m³/d (Viotti et al., 2024). La distribuzione del consumo tra le diverse sezioni dell'impianto rivela una netta predominanza della sezione di trattamento biologico, che assorbe il 65% dell'energia totale con un consumo specifico di 0,21 kWh/d per unità funzionale. Tale risultato è coerente con la letteratura tecnica, che identifica tipicamente i sistemi di aerazione come responsabili del 50-70% del fabbisogno energetico complessivo degli impianti a fanghi attivi (Campos et al., 2016; Bodik e Kubaska, 2013).

Il sollevamento in ingresso rappresenta la seconda voce di consumo energetico (17%), seguito dai pretrattamenti (8%) e dalla disidratazione dei fanghi (6%). Nessuna delle sezioni rimanenti supera il 2% del totale. I valori puntuali sono riportati nella Tabella 4.1.

Tabella 4.1 – Consumo energetico per sezione dell'impianto (Scenario A).

Sezione	N. componenti	kWh/d per F.U.	Contributo %
Sollevamento in ingresso	1	0,055	17%
Pretrattamenti	8	0,026	8%
Sedimentazione primaria	2	0,0045	1%
Trattamento biologico	7	0,210	65%
Sedimentazione secondaria	3	0,0028	1%
Rimozione chimica del fosforo	2	0,0019	1%
Disinfezione	2	0,0010	0%
Ispessimento	4	0,0012	0%
Condizionamento	6	0,0037	1%
Disidratazione	1	0,019	6%
Totale	34	0,33	100%

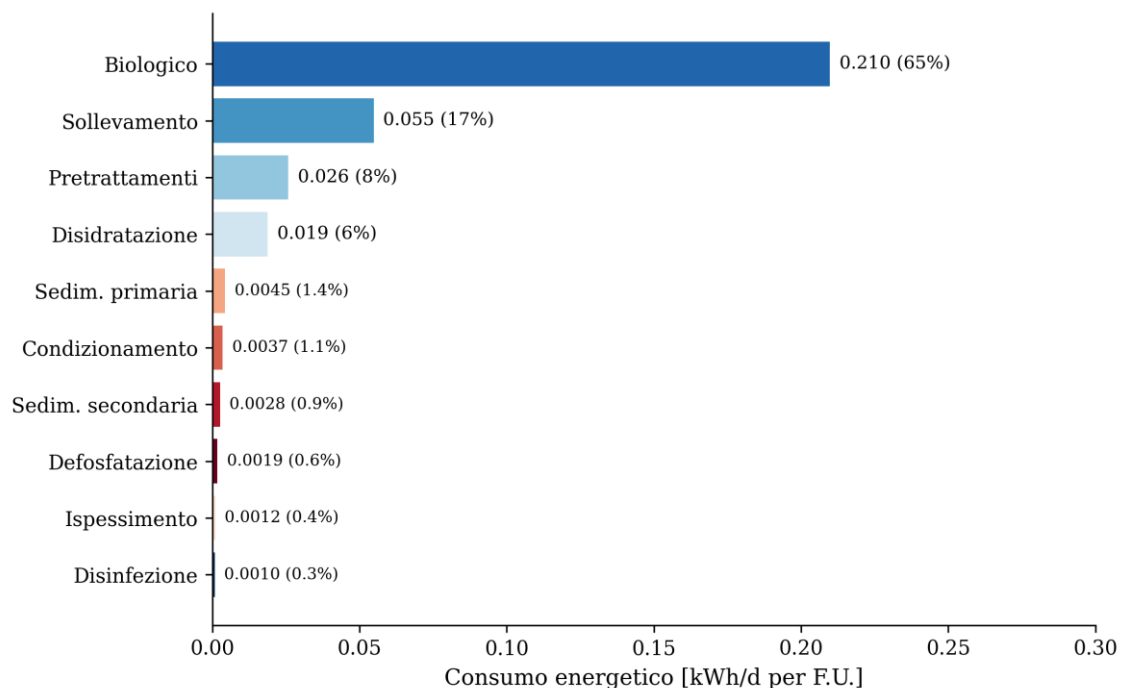


Figura 4.5 – Distribuzione del consumo energetico per sezione dell’impianto (Scenario A). Dati da Viotti et al. (2024).

La conversione del consumo energetico in emissioni di CO₂ equivalente è effettuata mediante il fattore di emissione del mix elettrico italiano. Nello studio pubblicato è stato utilizzato un fattore di emissione pari a 380 gCO₂/kWh, derivato dalla banca dati Ecoinvent v3.8. Il valore aggiornato, pari a 336 gCO₂/kWh secondo i dati ISPRA/TERNA (2022), riflette la progressiva decarbonizzazione del mix elettrico nazionale e viene adottato nell’analisi di sensitività (Capitolo 7). Il consumo energetico del comparto biologico, pari a 0,21 kWh/d per F.U., genera da solo circa 80 gCO₂eq/d per F.U. con il fattore originale, confermando che la riduzione dei consumi di aerazione rappresenta la principale leva di mitigazione energetica.

Nello Scenario B, l’introduzione della tecnologia MBR in sostituzione della sedimentazione secondaria comporta un incremento significativo del consumo energetico complessivo, che sale a 0,51 kWh/d per unità funzionale (+55%

rispetto allo Scenario A), a causa dell'elevato fabbisogno energetico associato al mantenimento della pressione transmembrana e alle operazioni di pulizia delle membrane (Viotti et al., 2024). Questo incremento si traduce in un aumento proporzionale delle emissioni di CO₂ equivalente da consumo energetico, rendendo lo Scenario B la configurazione a maggior impatto in termini di GWP tra le tre analizzate.

4.2.2 Consumi chimici

I reagenti chimici impiegati nell'impianto comprendono il cloruro ferrico (FeCl₃) per la rimozione chimica del fosforo, l'ipoclorito di sodio (NaClO) per la disinfezione dell'effluente e il polielettrolita per il condizionamento dei fanghi prima della disidratazione meccanica. Il contributo dei reagenti chimici al GWP complessivo della fase operativa risulta contenuto rispetto alle emissioni dirette e al consumo energetico: le emissioni associate alla produzione, al trasporto e all'impiego dei reagenti rappresentano una frazione minoritaria del bilancio complessivo, coerentemente con quanto riportato nella letteratura internazionale (Li et al., 2021; Pasqualino et al., 2009).

Il cloruro ferrico, impiegato nella sezione di rimozione chimica del fosforo con un dosaggio calibrato sulle caratteristiche dell'influenza, costituisce la voce di consumo chimico più rilevante sia in termini massici che di impatto ambientale. L'ipoclorito di sodio, dosato nella sezione di disinfezione, contribuisce in misura minore al GWP ma presenta un impatto relativamente più significativo sulle categorie di acidificazione e tossicità umana. Il polielettrolita, utilizzato nella fase di condizionamento dei fanghi, ha un contributo trascurabile al GWP complessivo. I fattori di emissione per la produzione dei reagenti sono stati desunti dalla banca dati Ecoinvent, coerentemente con l'approccio adottato per le altre voci di inventario.

4.2.3 Emissioni dirette di gas serra

Le emissioni dirette di gas serra costituiscono una componente rilevante dell'inventario LCA della fase operativa e rappresentano, come verrà mostrato nella sezione 4.3, la quota preponderante del GWP totale. Le specie gassose considerate sono la CO₂ di origine biogenica, il protossido di azoto (N₂O) e il metano (CH₄). La classificazione di queste emissioni secondo lo schema proposto da Campos et al. (2016) distingue tra emissioni di Scope 1 (dirette, generate dai processi biologici nell'impianto e dallo scarico dell'effluente), Scope 2 (indirette, associate al consumo di energia elettrica dalla rete) e Scope 3 (altre indirette, legate alla produzione dei reagenti e al trasporto).

La CO₂ prodotta dai processi di ossidazione biologica della sostanza organica nelle vasche di trattamento biologico è, per sua natura, di origine biogenica e pertanto non contribuisce all'incremento netto della concentrazione atmosferica di CO₂ secondo la convenzione IPCC. Tuttavia, una frazione del carbonio presente nelle acque reflue urbane può essere di origine fossile, derivante da prodotti petroliferi, detersivi sintetici, solventi e altri composti antropogenici. Nello studio in esame, la frazione di carbonio fossile è stata assunta pari al 9% del carbonio organico totale, in linea con il valore mediano riportato in letteratura per reflui urbani misti, che si colloca tipicamente nell'intervallo 4-14% (Pan et al., 2023; Liu, 2021). La CO₂ biogenica contata nel GWP, calcolata come prodotto della CO₂ totale da ossidazione biologica per la frazione fossile del 9%, ammonta a circa 0,086 kgCO₂eq/d per F.U. dalle sezioni di trattamento e a circa 0,228 kgCO₂eq/d per F.U. dall'effluente scaricato nel corpo idrico recettore, per un contributo complessivo di circa il 52% del GWP totale dello Scenario A.

Il protossido di azoto è un potente gas serra con un GWP₁₀₀ pari a 298 kgCO₂eq/kg (IPCC AR4) e rappresenta la seconda componente per rilevanza nel

bilancio del GWP operativo. Le emissioni di N₂O sono generate attraverso due meccanismi distinti: le emissioni dall'impianto stesso, prodotte durante i processi di nitrificazione e denitrificazione nella sezione biologica, e le emissioni dall'effluente scaricato nel corpo idrico recettore. Le emissioni dall'impianto sono state stimate mediante il fattore di emissione IPCC population-based, pari a 3,2 gN₂O per abitante per anno (IPCC, 2006), il quale, applicato alla popolazione servita di 75.000 AE, genera un contributo relativamente contenuto di circa 0,008 kgCO₂eq/d per F.U. Le emissioni dall'effluente, calcolate sulla base del contenuto di azoto totale nello scarico (TKN = 1,45 g/m³) e del fattore di emissione IPCC pari a 0,005 kgN₂O/kgN, risultano invece significativamente più elevate, nell'ordine di 0,144 kgCO₂eq/d per F.U.

La predominanza delle emissioni di N₂O nell'impatto ambientale degli impianti di depurazione è ampiamente documentata in letteratura. Daelman et al. (2013), in uno studio di monitoraggio a lungo termine su un impianto olandese, hanno rilevato che il N₂O può contribuire fino al 78,4% del carbon footprint complessivo dell'impianto, mentre Paulu et al. (2021) riportano un contributo del N₂O pari al 77% delle emissioni di GHG dal processo a fanghi attivi. Lorenzo-Toja et al. (2016) mostrano che le emissioni dirette di gas serra rappresentano circa il 62% del GWP totale degli impianti di depurazione, a conferma della necessità di includere sistematicamente tali emissioni nell'inventario LCA.

Le linee guida IPCC del 2019 (IPCC, 2019a) hanno introdotto aggiornamenti significativi ai fattori di emissione, tra cui un Methane Correction Factor (MCF) pari a 0,03 per impianti di depurazione ben gestiti, e fattori di emissione aggiornati per il N₂O. L'impatto di tali aggiornamenti sui risultati del presente studio viene quantificato nell'analisi di sensitività del Capitolo 7, dove si mostra

che la transizione dai fattori AR4 ai fattori AR5 produce una riduzione del GWP operativo del 5,2%.

Le emissioni di metano dalla fase operativa sono associate principalmente alle condizioni anaerobiche che possono instaurarsi localmente nelle sezioni di trattamento, nei collettori fognari e nelle vasche di sedimentazione. Nel caso dell'impianto in esame, dotato di un sistema di aerazione ben dimensionato e di una gestione operativa attenta al mantenimento di condizioni aerobiche nelle vasche di ossidazione, il contributo del CH₄ al GWP risulta marginale rispetto al N₂O e alla CO₂ biogenica. Ciò nonostante, il metano è stato incluso nell'inventario per completezza metodologica, utilizzando i fattori di emissione IPCC (2006; 2019) con un GWP₁₀₀ pari a 25 kgCO₂eq/kg (AR4) e successivamente aggiornato a 28 kgCO₂eq/kg (AR5) nell'analisi di sensitività.

4.2.4 Trasporto e logistica

Le emissioni associate al trasporto comprendono la movimentazione dei reagenti chimici verso l'impianto e il trasporto dei materiali di risulta (vaglio, sabbie, grassi) verso le destinazioni finali. Il contributo del trasporto al GWP complessivo dello Scenario A è pari a circa 0,011 kgCO₂eq/d per F.U., corrispondente a circa il 1,8% del totale (Viotti et al., 2024). Tale contributo risulta indipendente dal fattore di emissione dell'energia elettrica e dai parametri IPCC, essendo legato esclusivamente al consumo di gasolio dei mezzi di trasporto. I fattori di emissione utilizzati per il trasporto su gomma sono stati desunti dalla banca dati Ecoinvent e sono espressi in kgCO₂eq per tonnellata-chilometro. È rilevante osservare che il trasporto, pur rappresentando una frazione marginale del GWP, è la componente che maggiormente influenza le categorie di impatto di acidificazione (AP) e tossicità umana (HTP), a causa delle emissioni di NO_x, SO₂ e particolato fine associate alla combustione del gasolio.

4.3 Risultati della valutazione degli impatti (LCIA)

I risultati della fase di valutazione degli impatti vengono presentati con riferimento allo Scenario A (configurazione a fanghi attivi convenzionali), che rappresenta la condizione operativa attuale dell'impianto. L'analisi dettagliata degli Scenari B e C viene sviluppata nelle sezioni successive, con particolare attenzione allo Scenario C per il suo potenziale di riduzione dell'impatto ambientale.

4.3.1 GWP totale dello Scenario A

Il Global Warming Potential complessivo della fase di gestione operativa nello Scenario A risulta pari a 0,602 kgCO₂eq/d per m³ trattato, come riportato nello studio pubblicato (Viotti et al., 2024). Questo valore, corrispondente a emissioni giornaliere totali di circa 14.448 kgCO₂eq/d per l'intera portata trattata, si colloca nella fascia mediana del range riportato dalla meta-analisi di Li et al. (2021), che su un campione di 54 studi LCA e 109 casi studio identifica valori di GWP operativo tipicamente compresi tra 0,1 e 3,5 kgCO₂eq/m³, con una mediana di circa 0,8 kgCO₂eq/m³ per impianti di dimensione comparabile (>50.000 PE). L'analisi condotta nel Capitolo 7 mostra che l'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione (IPCC AR5) e del fattore di emissione del mix elettrico (336 gCO₂/kWh) produce una riduzione del GWP a 0,571 kgCO₂eq/d per m³, pari a una diminuzione del 5,2%.

L'analisi per sezioni dell'impianto evidenzia che l'effluente scaricato nel corpo idrico recettore rappresenta di gran lunga la componente a maggior impatto, con un contributo di 9.228,2 kgCO₂eq/d, prevalentemente attribuibile alla presenza di N₂O e alla CO₂ biogenica residua. La sezione di trattamento

biologico è la seconda voce di impatto (3.396,1 kgCO₂eq/d), in ragione sia del consumo energetico che della produzione di CO₂ biogenica dai processi di ossidazione microbiologica, il cui contributo è stato assunto pari al 9% dell'attività biogenica totale (Viotti et al., 2024). La sezione di disidratazione fanghi contribuisce con 860,5 kgCO₂eq/d, legati principalmente al trasporto dei fanghi disidratati, mentre il sollevamento in ingresso apporta 501,6 kgCO₂eq/d, quasi interamente ascrivibili al consumo elettrico delle pompe.

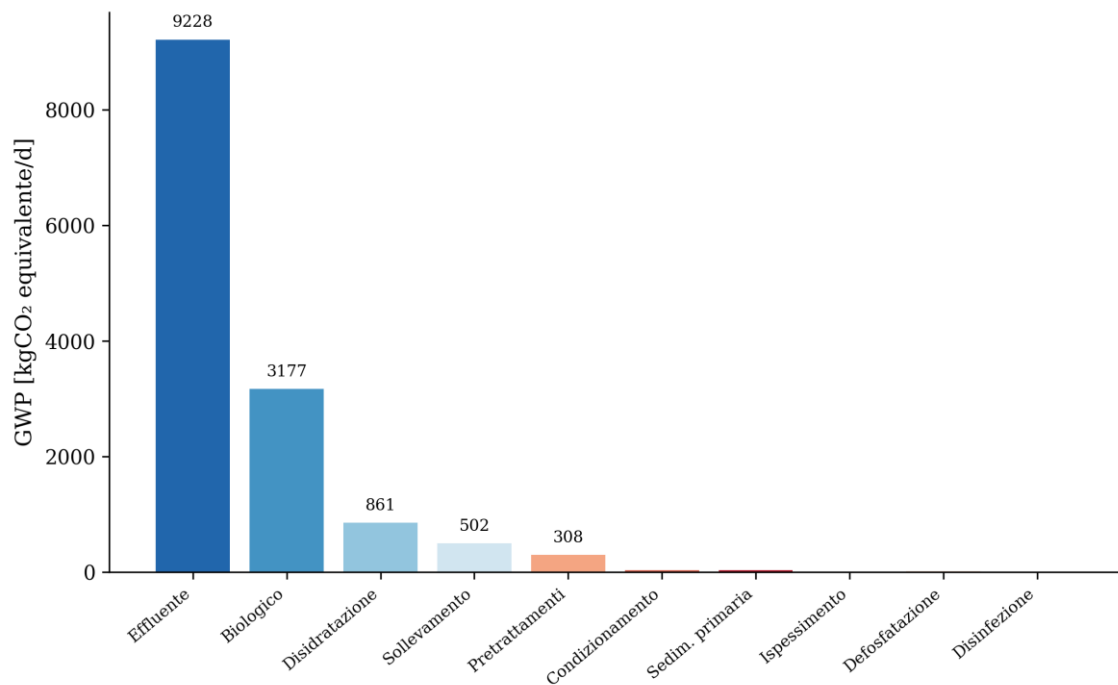


Figura 4.6 – GWP per sezione dell'impianto [kgCO₂ equivalente/d] – Scenario A. Elaborazione da Viotti et al. (2024).

4.3.2 Decomposizione del GWP in componenti

Al fine di comprendere la struttura del GWP operativo e identificare le leve di intervento più efficaci, il valore complessivo di 0,602 kgCO₂eq/d per m³ è stato decomposto nelle sue sei componenti fondamentali, distinguendo tra le emissioni proporzionali ai parametri metodologici (fattore di emissione dell'energia, GWP dell'N₂O) e quelle indipendenti (CO₂ biogenica, trasporto).

Questa decomposizione, riportata nella Tabella 4.2, è stata ottenuta a partire dai risultati per sezione pubblicati nella Tabella 7 dello studio originale.

Tabella 4.2 – Decomposizione del GWP dello Scenario A nelle componenti principali.

Componente	kgCO ₂ eq/d per m ³	Contributo
CO ₂ biogenica (effluente)	0,228	37,8%
N ₂ O effluente (IPCC)	0,144	23,9%
Energia elettrica	0,125	20,8%
CO ₂ biogenica (trattamento)	0,086	14,2%
Trasporto	0,011	1,8%
N ₂ O impianto (IPCC)	0,008	1,4%
Totale	0,602	100%

La decomposizione rivela che le emissioni dirette di gas serra (CO₂ biogenica e N₂O, sia dalle sezioni di trattamento che dall'effluente) rappresentano complessivamente il 77,3% del GWP totale, confermando il ruolo dominante delle emissioni di Scope 1 nel bilancio ambientale della fase operativa. Questo dato è coerente con i risultati di Lorenzo-Toja et al. (2016), che quantificano il contributo delle emissioni dirette al 62% del GWP in impianti spagnoli, e con i risultati del monitoraggio di Daelman et al. (2013), che attribuiscono al solo N₂O il 78,4% del carbon footprint. La componente energetica, pari al 20,8%, è la principale voce tra le emissioni indirette (Scope 2), mentre il trasporto (Scope 3) rappresenta una frazione residuale dell'1,8%.

Un aspetto metodologicamente rilevante è la sensitività di ciascuna componente ai parametri di calcolo. Le componenti proporzionali ai parametri aggiornabili (energia elettrica e N₂O, complessivamente il 46,1% del GWP) sono le uniche a essere influenzate dall'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione e del mix elettrico. Il restante 53,9% (CO₂ biogenica e trasporto) rimane invariato al variare dell'edizione IPCC, il che spiega perché l'aggiornamento simultaneo di tutti i parametri produce una riduzione contenuta del 5,2%, come quantificato nell'analisi di sensitività del Capitolo 7.

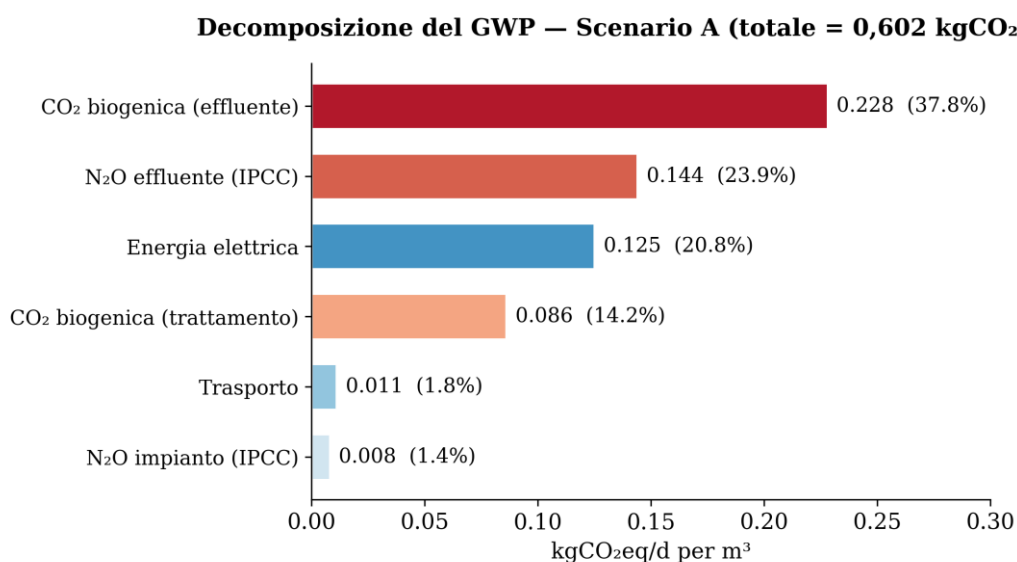


Figura 4.7 – Decomposizione del GWP dello Scenario A nelle sei componenti principali.

4.3.3 Altre categorie di impatto

Oltre al GWP, lo studio analizza diverse categorie di impatto ambientale secondo la metodologia CML 2001. L'Acidification Potential (AP) risulta pari a 1,6 kgSO₂eq/d per la sezione di disidratazione e a 0,2 kgSO₂eq/d per i pretrattamenti, con il contributo maggiore associato al trasporto su gomma a causa delle emissioni di NO_x, SO₂ e NH₃ dai gas di scarico dei veicoli (Viotti et al., 2024). L'Eutrophication Potential (EP) presenta un valore molto elevato nella sezione dell'effluente (67,1 kgPO₄eq/d), causato dal rilascio di fosfati residui non rimossi

dal trattamento e dalla presenza di N_2O che contribuisce all'impatto eutrofizzante. Contributi minori all'EP provengono dalla sezione biologica ($0,2 \text{ kgPO}_{4\text{eq}}/\text{d}$) e dalla disidratazione ($0,3 \text{ kgPO}_{4\text{eq}}/\text{d}$), legati al fosforo residuo presente nei fanghi.

Un risultato significativo dell'analisi multi-categoriale è che le categorie di acidificazione ed eutrofizzazione rimangono sostanzialmente invariate tra i tre scenari analizzati, poiché sono prevalentemente legate al trasporto (AP) e allo scarico dell'effluente (EP), componenti che non variano con la configurazione impiantistica. Le differenze tra scenari si concentrano dunque sulla categoria GWP, dove il consumo energetico gioca un ruolo determinante.

4.3.4 Scenario B: tecnologia MBR e GWP

Lo Scenario B prevede la sostituzione del sedimentatore secondario con un modulo a membrana (MBR, Membrane Bioreactor) a ultrafiltrazione in configurazione side-stream. L'introduzione dell'MBR elimina alcune componenti elettromeccaniche del sistema convenzionale — in particolare le pompe di ricircolo ad alta intensità energetica — ma richiede un elevato consumo specifico per i soffiatori e la pompa di backwash del modulo a membrana, con un bilancio energetico complessivo nettamente sfavorevole rispetto allo Scenario A (Viotti et al., 2024).

Il consumo energetico totale nello Scenario B risulta pari a $0,51 \text{ kWh/d}$ per unità funzionale, con un incremento del 54,5% rispetto allo Scenario A. Le due sezioni a maggior assorbimento sono il reattore biologico (37% del totale) e il modulo MBR (43%). Il modulo MBR è dunque l'unica voce strutturalmente nuova nel bilancio energetico rispetto allo Scenario A (Viotti et al., 2024, Tabella 9).

Il GWP complessivo dello Scenario B risulta pari a 0,666 kgCO₂eq/d per m³, il valore più elevato tra i tre scenari analizzati, con un incremento del 10,6% rispetto allo Scenario A (Viotti et al., 2024, Tabella 10). Questo risultato solleva una questione rilevante per la progettazione: il miglioramento qualitativo dell'effluente garantito dall'MBR ha un costo ambientale non trascurabile in termini di emissioni climalteranti. La distribuzione per sezione conferma che l'effluente rimane la voce dominante (0,380 kgCO₂eq/d per F.U., 57% del totale), in ragione della presenza di N₂O nell'effluente, identica allo Scenario A, poiché l'ipotesi adottata esclude modifiche alla configurazione della linea acque. Le sezioni operative di maggior rilievo sono il reattore biologico (0,120 kgCO₂eq/d per F.U.) e il modulo MBR (0,080 kgCO₂eq/d per F.U.), quest'ultimo assente per definizione negli Scenari A e C. Le categorie di Acidification Potential e Eutrophication Potential rimangono invariate rispetto allo Scenario A, in accordo con l'ipotesi che l'implementazione della tecnologia MBR non comporti modifiche ai trasporti né alla qualità dell'effluente in termini di emissioni in atmosfera.

4.4 Scenario C: digestore anaerobico e cogenerazione

Lo Scenario C rappresenta l'evoluzione impiantistica più significativa tra le tre configurazioni analizzate, prevedendo l'introduzione di un digestore anaerobico nella linea fanghi per la stabilizzazione della sostanza organica e il recupero energetico mediante produzione di biogas, integrato da un impianto fotovoltaico per il soddisfacimento del fabbisogno energetico residuo (Viotti et al., 2024). L'analisi di questo scenario riveste particolare interesse in quanto la digestione anaerobica con recupero di biogas costituisce una delle strategie più promettenti per la riduzione dell'impronta carbonica degli impianti di depurazione, come sottolineato da numerosi studi in letteratura (Aghabalaei et al., 2023; Szulc et al., 2021; Amaral et al., 2019; Yilmaz et al., 2024).

4.4.1 Produzione di biogas e bilancio energetico

La produzione di biogas è stata calcolata a partire dai dati dell'impianto riportati nella Tabella 11 dello studio originale. La portata di metano prodotto dal digestore anaerobico è pari a $840 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{d}$, corrispondente a una portata totale di biogas di circa $1.400 \text{ m}^3/\text{d}$ con una concentrazione di metano del 60% in volume. Il valore di riferimento per la produzione specifica di biogas da digestione anaerobica, pari a circa $0,35 \text{ L CH}_4/\text{g COD}$ rimosso (Owen e Parkin, 1986), risulta coerente con i dati misurati sull'impianto.

4.4.2 Cogenerazione: parametri di rendimento

Il biogas prodotto viene valorizzato energeticamente mediante un gruppo di cogenerazione (CHP, Combined Heat and Power), che converte l'energia chimica del metano in energia elettrica e termica. Lo studio pubblicato adotta un'efficienza del 65%, applicata al potere calorifico superiore (PCS) del metano pari a $10,7 \text{ kWh}/\text{Nm}^3$ (Viotti et al., 2024). Questo parametro rappresenta l'efficienza complessiva del sistema cogenerativo, che include sia la produzione di energia elettrica che il recupero termico, al netto delle perdite, delle emissioni in torcia di emergenza e dell'energia destinata al riscaldamento del digestore stesso.

Nella prospettiva di un'analisi parametrica orientata alla quantificazione dell'energia elettrica effettivamente producibile e immettibile nella rete elettrica dell'impianto, il Capitolo 7 presenta un confronto sistematico tra l'approccio basato sull'efficienza complessiva e quello basato sul rendimento elettrico netto del cogeneratore, tipicamente compreso tra il 35% e il 42% per i gruppi CHP a biogas di taglia compatibile con l'impianto in esame. L'adozione del rendimento elettrico netto del 38%, applicato al potere calorifico inferiore (PCI) del metano

pari a 9,94 kWh/Nm³, modifica significativamente il bilancio energetico, come mostrato nella Tabella 4.3.

Tabella 4.3 – Confronto tra i parametri del cogeneratore nello Scenario C.

Parametro	Approccio studio	Rend. elettrico
Potere calorifico	10,7 kWh/Nm ³ (PCS)	9,94 kWh/Nm ³ (PCI)
Efficienza	0,65 (complessiva)	0,38 (elettrica netta)
Energia da biogas (kWh/d per F.U.)	0,243	0,132
Energia residua da rete (kWh/d per F.U.)	0,087	0,198
Copertura fabbisogno elettrico	74%	40%

Con l'approccio adottato nello studio, il biogas copre il 74% del fabbisogno elettrico dell'impianto (0,243 su 0,33 kWh/d per F.U.), con un residuo da rete di soli 0,087 kWh/d per F.U. L'energia residua viene poi soddisfatta dall'impianto fotovoltaico, dimensionato sulla base dell'irraggiamento nel mese più sfavorevole (dicembre) per la località di Rieti (Italia centrale), con una producibilità annua stimata mediante il software PVGIS 5.2 (Viotti et al., 2024). Con l'approccio basato sul rendimento elettrico netto, la copertura scende al 40%, richiedendo un apporto dalla rete significativamente superiore (0,198 kWh/d per F.U.) e un impianto fotovoltaico di taglia maggiore per raggiungere l'autosufficienza. Le implicazioni di questa differenza parametrica sul GWP dello Scenario C e sulla classificazione degli interventi di mitigazione sono analizzate in dettaglio nel Capitolo 7.

4.4.3 Riduzione del GWP nello Scenario C

Lo Scenario C consegue una riduzione del GWP rispetto allo Scenario A attraverso la sostituzione parziale dell'energia elettrica prelevata dalla rete con energia prodotta dal biogas, le cui emissioni di CO₂ da combustione del metano nel cogeneratore sono di origine biogenica e, conformemente alle linee guida IPCC (2006), non vengono contabilizzate nel bilancio GWP. È opportuno distinguere tale trattamento dalla frazione fossile del 9% applicata alla CO₂ biogenica nel paragrafo 4.2.3: quest'ultima si riferisce alla quota di carbonio organico di derivazione sintetica (detergenti, farmaceutici, solventi) presente nel refluo in ingresso, mentre il carbonio nel biogas proviene dalla digestione dei fanghi biologici, la cui natura biogenica è intrinseca al processo. Lo studio pubblicato riporta un GWP per lo Scenario C pari a 0,553 kgCO₂eq/d per m³, corrispondente a una riduzione del 8,1% rispetto allo Scenario A (Viotti et al., 2024). L'impatto evitato è calcolato come differenza tra le emissioni di CO₂ associate all'energia elettrica da rete e quelle associate all'energia da biogas, risultando in un beneficio netto di 41,9 gCO₂/d per F.U.

Il complemento energetico fotovoltaico, dimensionato per coprire il fabbisogno residuo di 0,087 kWh/d per F.U. con pannelli monocristallini ad alta efficienza (20%), consente teoricamente il raggiungimento della quasi-autosufficienza energetica dell'impianto. Tuttavia, è opportuno osservare che il dimensionamento è stato effettuato sul mese più sfavorevole (dicembre), il che implica una sovrapproduzione nei mesi estivi e la necessità di un sistema di accumulo o di cessione alla rete. L'impianto fotovoltaico, installato con una potenza di picco di 1.759 kW_p e una producibilità annua di 2.341.794 kWh, è stato dimensionato mediante il software PVGIS utilizzando i dati di irraggiamento della località di Rieti (Viotti et al., 2024).

Lo Scenario B (MBR), al contrario, presenta il GWP più elevato tra le tre configurazioni analizzate (0,666 kgCO₂eq/d per m³), con un incremento del 10,6% rispetto allo Scenario A, interamente attribuibile al maggior consumo energetico delle membrane. Questo risultato evidenzia un trade-off rilevante: se da un lato la tecnologia MBR consente una migliore qualità dell'effluente con benefici sulle categorie di eutrofizzazione e tossicità, dall'altro comporta un peggioramento significativo della categoria GWP, un risultato che non può essere ignorato adducendo semplicemente la migliore qualità dell'effluente, e che va esplicitato nella valutazione economico-ambientale della scelta tecnologica. Confermano questa lettura anche Banti et al. (2020) sul confronto MBR versus fanghi attivi convenzionali.

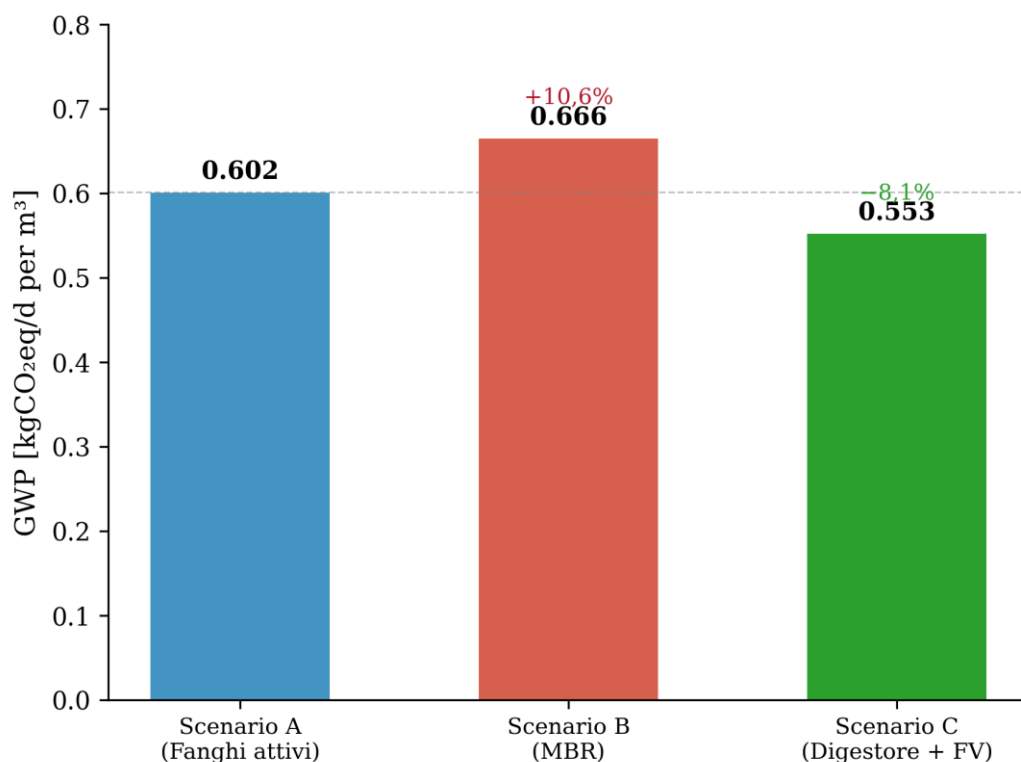


Figura 4.8 – Confronto del GWP tra i tre scenari analizzati [kgCO₂eq/d per m³].

4.5 Confronto con la letteratura internazionale

Il posizionamento dei risultati ottenuti nel contesto della letteratura internazionale LCA sui depuratori costituisce un elemento essenziale per la validazione della robustezza metodologica e la valutazione della rappresentatività dei dati. Il GWP operativo dello Scenario A, pari a 0,602 kgCO₂eq/m³ (0,571 kgCO₂eq/m³ con parametri aggiornati), si colloca nella fascia mediana del range riportato dalla meta-analisi di Li et al. (2021), che su 54 studi e 109 casi studio identifica valori compresi tra 0,1 e 3,5 kgCO₂eq/m³, con una mediana di circa 0,8 kgCO₂eq/m³ per impianti di dimensione comparabile (>50.000 PE). Il valore inferiore alla mediana può essere attribuito all'efficienza del trattamento e alla specifica composizione dell'influente dell'impianto in esame.

Nel contesto italiano, il confronto con lo studio di Boiocchi, Viotti e Lancione (2023) su un impianto di dimensioni maggiori (800.000 PE) mette in risalto come la metodologia di quantificazione del carbon footprint produca risultati coerenti, pur con le differenze dovute all'effetto scala e alla diversa configurazione impiantistica. Buonocore et al. (2018), analizzando cinque scenari impiantistici nel Sud Italia, riportano valori di GWP confrontabili con quelli ottenuti in questa tesi, confermando la coerenza dei risultati nel contesto del mix energetico italiano. Borzooei et al. (2019), nello studio dell'impianto di Castiglione Torinese, forniscono un ulteriore riferimento per la validazione dei risultati e delle strategie di ottimizzazione nel panorama italiano.

A livello internazionale, i risultati del presente studio sono coerenti con quanto riportato da Tsangas et al. (2023), che utilizzano la metodologia CML-IA su tre scenari operativi ottenendo valori di GWP comparabili, e di Cankaya e Pekey (2024), la cui analisi comprensiva di 10 impianti turchi conferma la distribuzione dei contributi tra emissioni dirette ed energetiche osservata nel presente lavoro. L'approccio integrato LCA-LCC proposto da Cankaya e Pekey

(2024) e l'analisi del Net Environmental Benefit (NEB) rappresentano inoltre estensioni metodologiche di interesse per futuri sviluppi del presente modello.

La predominanza delle emissioni dirette (N_2O e CO_2 biogenica) nel bilancio GWP, che nel presente studio ammonta al 77,3%, trova riscontro nei risultati di Lorenzo-Toja et al. (2016), che riportano il 62%, e di Daelman et al. (2013), che misurano il 78,4% per il solo N_2O . La variabilità di queste percentuali riflette le differenze nelle condizioni operative, nelle metodologie di stima delle emissioni (fattori IPCC vs. misure dirette) e nel mix energetico locale. Faragò et al. (2022) scrive come le sfide metodologiche nella determinazione del carbon footprint, in particolare la scelta dei fattori di emissione per l' N_2O e la frazione di carbonio fossile, rappresentino la principale fonte di incertezza nei risultati LCA dei depuratori, un aspetto che il presente lavoro affronta sistematicamente attraverso l'analisi di sensitività multidimensionale del Capitolo 7.

Per quanto riguarda il potenziale di recupero energetico dello Scenario C, il confronto con lo studio di Szulc et al. (2021) sull'impianto di Poznan, che raggiunge il 73% di autosufficienza energetica da biogas, conferma la plausibilità dell'ordine di grandezza dei risultati ottenuti, pur sottolineando la sensibilità del grado di copertura ai parametri di rendimento del cogeneratore, come approfondito nell'analisi parametrica del Capitolo 7. La prospettiva del recupero di risorse (acqua, energia, nutrienti) dall'impianto di depurazione, analizzata da Fang et al. (2016) con il sistema TRENS (Total Resource and Energy from Nitrogen and Sludge), suggerisce che la valorizzazione energetica del biogas rappresenta solo uno degli aspetti della transizione verso un modello circolare di gestione dei reflui.

Capitolo 5 – Il Modulo Fanghi: LCA dello smaltimento

Il presente capitolo affronta l'analisi del ciclo di vita dello smaltimento dei fanghi prodotti dall'impianto di depurazione, costituendo il terzo modulo del modello LCA integrato sviluppato in questa tesi. Lo studio si fonda sui risultati pubblicati in Viotti, Tatti e Croce (2025), i quali hanno analizzato quattro scenari di smaltimento del fango disidratato – discarica, spandimento agronomico, incenerimento con recupero energetico e compostaggio – utilizzando dati operativi reali provenienti da un impianto di trattamento acque reflue situato nell'Italia centrale. L'obiettivo è quantificare l'impatto ambientale associato a ciascuna opzione di gestione dei fanghi e identificare la soluzione a minor impatto, fornendo al contempo un contributo alla discussione sulle strategie di smaltimento dei fanghi nel contesto normativo italiano ed europeo.

La gestione dei fanghi di depurazione rappresenta una componente critica del ciclo complessivo del trattamento delle acque reflue, sia in termini ambientali che economici. Secondo i dati ISPRA, la produzione di fanghi in Italia è aumentata del 6,48% tra il 2016 e il 2020, nonostante una diminuzione della popolazione residente del 2,23% nel medesimo periodo, incremento attribuibile al progressivo inasprimento dei limiti normativi allo scarico che comporta una maggiore quantità di solidi rimossi dalle acque reflue (Viotti et al., 2025). In questa prospettiva, la scelta della destinazione finale dei fanghi assume un ruolo determinante nel bilancio ambientale complessivo dell'impianto, come evidenziato da numerosi studi nella letteratura internazionale (Yoshida et al., 2013; Teoh & Li, 2020; Ding et al., 2021).

Il capitolo è articolato nelle seguenti sezioni: la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio (Sezione 5.1), l'inventario del ciclo di vita per ciascuno dei quattro scenari (Sezione 5.2), la presentazione dei risultati

dell'analisi degli impatti (Sezione 5.3), il confronto con la letteratura internazionale (Sezione 5.4) e, infine, l'analisi dell'effetto dell'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC sui risultati ottenuti (Sezione 5.5).

5.1 Goal and scope

L'obiettivo dello studio è valutare l'impatto ambientale associato al trattamento e allo smaltimento dei fanghi prodotti da un impianto di depurazione di acque reflue urbane, confrontando quattro tecnologie di smaltimento ampiamente diffuse nel contesto italiano ed europeo. Lo studio utilizza la metodologia LCA in conformità con le norme ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), adottando il metodo di caratterizzazione CML 2001 implementato nel software sviluppato InfraLCA (cfr. Capitolo 2).

L'unità funzionale (F.U.) è definita come una tonnellata di fango disidratato con un contenuto di solidi secchi (DS) pari al 58,3%, valore che rappresenta il tenore di secco del fango in uscita dalla sezione di disidratazione meccanica dell'impianto oggetto di studio. L'orizzonte temporale di riferimento è di un giorno. La scelta della massa di fango disidratato come unità funzionale è coerente con la letteratura di settore (Chen & Kuo, 2016; Liu et al., 2013b; Yoshida et al., 2013) e consente un confronto diretto tra scenari di smaltimento caratterizzati da catene di trattamento differenti.

I confini del sistema comprendono tre fasi principali: (i) il trattamento del fango all'interno dell'impianto di depurazione (ispessimento, condizionamento, digestione aerobica ove prevista, disidratazione meccanica ed eventuale essiccamento), (ii) il trasporto del fango disidratato dall'impianto al centro di smaltimento, e (iii) le emissioni associate alla destinazione finale (discarica, spandimento su suolo, incenerimento o compostaggio), come riportato in Figura

5.1. Non sono incluse nei confini del sistema la fase di costruzione dell'impianto di smaltimento né la fase di dismissione, coerentemente con l'approccio adottato nella letteratura di riferimento (Viotti et al., 2025).

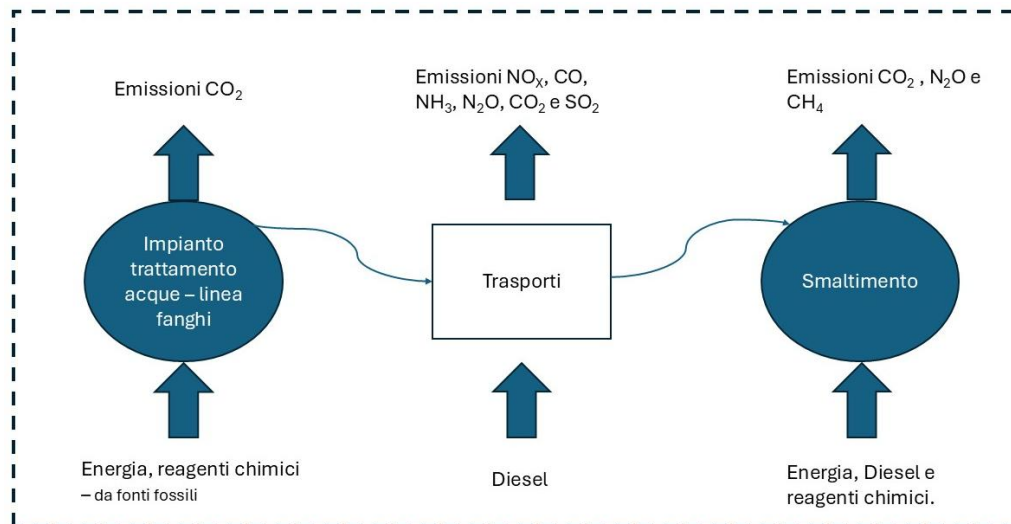


Figura 5.1 – Confini del sistema (Viotti et al., 2025).

Le categorie di impatto ambientale analizzate sono il potenziale di riscaldamento globale (GWP, espresso in kgCO₂eq), il potenziale di acidificazione (AP, espresso in kgSO₂eq) e il potenziale di eutrofizzazione (EP, espresso in kgPO₄-eq), selezionate in quanto maggiormente rilevanti in relazione alle tipologie di inquinanti emessi nelle fasi di trattamento, trasporto e smaltimento dei fanghi (Viotti et al., 2025). Tra queste, il GWP risulta la categoria di impatto predominante, in quanto le emissioni di CO₂, CH₄ e N₂O derivanti dal consumo energetico, dalla degradazione della sostanza organica e dai processi di combustione sono di diversi ordini di grandezza superiori rispetto agli impatti in termini di AP e EP, questi ultimi attribuibili quasi esclusivamente alla fase di trasporto.

I quattro scenari analizzati differiscono sia per la catena di trattamento del fango all'interno dell'impianto sia per la destinazione finale, come di seguito sintetizzato.

- *Scenario A (Discarica)*: il fango viene sottoposto a ispessimento, condizionamento chimico e disidratazione meccanica, per poi essere conferito in discarica. Le emissioni principali sono attribuibili alla produzione di metano per degradazione anaerobica della sostanza organica.
- *Scenario B (Spandimento agronomico)*: il fango viene ispessito, sottoposto a digestione aerobica per la stabilizzazione, e successivamente disidratato. Il fango stabilizzato viene utilizzato come ammendante su suolo agricolo, con crediti ambientali derivanti dal sequestro di carbonio nel suolo e dalla sostituzione di fertilizzanti chimici commerciali.
- *Scenario C (Incenerimento con recupero energetico)*: il fango viene ispessito, condizionato, disidratato ed essiccato termicamente, per poi essere avviato a incenerimento. Il recupero energetico consente una riduzione delle emissioni nette rispetto allo scenario senza recupero.
- *Scenario D (Compostaggio)*: il fango subisce lo stesso trattamento dello Scenario B (ispessimento, digestione aerobica, disidratazione) ma viene destinato al compostaggio, in combinazione con altre sostanze organiche compostabili, per la produzione di ammendante compostato.

In tutti i quattro scenari, il trasporto del fango disidratato dall'impianto al centro di smaltimento è incluso nei confini del sistema, con una distanza di riferimento di 100 km e l'impiego di veicoli diesel di massa compresa tra 20 e 28 tonnellate (Viotti et al., 2025).

5.2 Life Cycle Inventory (LCI)

La fase di inventario del ciclo di vita (LCI) rappresenta la raccolta e l'analisi sistematica dei flussi di materia e di energia in ingresso e in uscita dal sistema, definiti coerentemente con i confini stabiliti nella Sezione 5.1. I dati di inventario

provengono dall'impianto di trattamento acque reflue oggetto di studio, situato nell'Italia centrale, integrati con i fattori di emissione della banca dati Ecoinvent v3.8 e con le linee guida IPCC per il calcolo delle emissioni di gas serra (IPCC, 2006; IPCC, 2019a; IPCC, 2019b; IPCC, 2019c). Il fattore di emissione del mix elettrico italiano adottato è pari a 380 gCO₂/kWh (Ecoinvent v3.8), coerentemente con quanto riportato nello studio pubblicato (Viotti et al., 2025); l'impatto dell'aggiornamento di tale parametro sui risultati è analizzato nella Sezione 5.5 e nel Capitolo 7.

Per ciascun scenario, i dati di inventario sono suddivisi in tre componenti: (i) i consumi energetici delle apparecchiature elettromeccaniche della linea fanghi, calcolati a partire dalla potenza installata, dal tempo di funzionamento e dal numero di macchine operative secondo la seguente Formula (Viotti et al., 2025):

$$E \text{ [kWh/d]} = P \text{ [kW]} \times t \text{ [h]} \times n \quad (1)$$

dove P rappresenta la potenza della macchina, t il tempo di funzionamento e n il numero di macchine operative. Dall'energia così calcolata, le emissioni di CO₂ sono determinate mediante il prodotto con il fattore di emissione del mix elettrico nazionale (380 gCO₂/kWh); (ii) le emissioni da trasporto, derivate dal fattore di emissione del parco veicolare ISPRA aggiornato al 2021; e (iii) le emissioni specifiche dello smaltimento, dipendenti dalla tipologia di destinazione finale. La CO₂ derivante dalla degradazione della sostanza organica è considerata biogenica e pertanto esclusa dal computo del GWP, in conformità con le linee guida IPCC (2006) (IPCC, 2006); tuttavia, secondo Liu (2021) (Liu et al., 2021), il carbonio fossile rappresenta il 3–10% del carbonio totale nel fango misto, quota non trascurabile nel calcolo delle emissioni di gas serra.

5.2.1 Scenario A: Discarica

Nello Scenario A, il fango viene sottoposto a ispessimento, condizionamento chimico con polielettrolita e disidratazione meccanica mediante centrifuga, per poi essere conferito in discarica senza ulteriori trattamenti di stabilizzazione. Il fabbisogno energetico complessivo della linea di trattamento è pari a $5,7 \times 10^4$ kWh/d per l'intera linea fanghi dell'impianto, di cui la sezione di disidratazione rappresenta la componente dominante con il 57,58% delle emissioni complessive di CO₂eq (trattamento + trasporto) (Viotti et al., 2025). Il trasporto incide per il 32,73% delle emissioni di CO₂eq della fase di trattamento, quota significativa in ragione della necessità di trasportare sia il fango disidratato verso la discarica sia i reagenti chimici per il condizionamento.

Figura 5.2 - Emissioni CO₂eq (%) da trattamento e trasporto fanghi - Scenario A

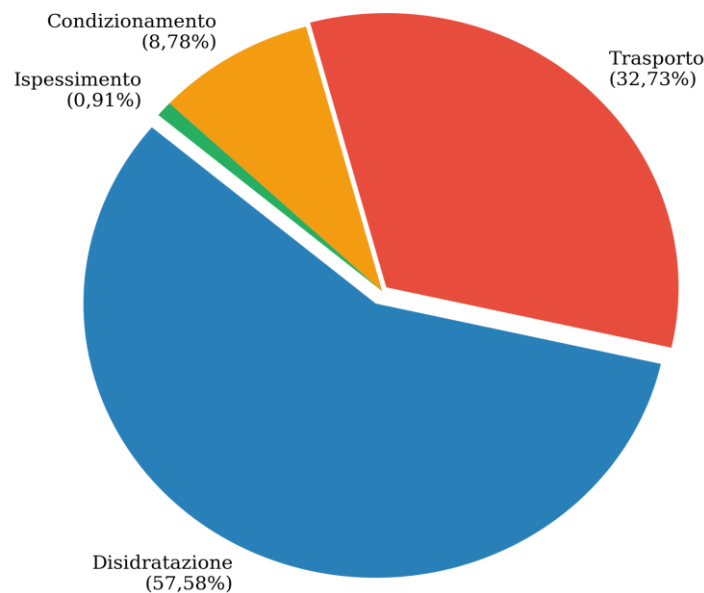


Figura 5.2 – Emissioni CO₂eq (%) da trattamento e trasporto fanghi – Scenario A (Viotti et al., 2025).

Le emissioni dalla fase di smaltimento in discarica sono dominate dalla produzione di metano per degradazione anaerobica della sostanza organica. Come riportato nella Tabella 5.1, le emissioni specifiche di CH₄ sono pari a 60,6 kgCH₄/F.U. (Chen & Kuo, 2016), con emissioni nulle o trascurabili di CO₂ (biogenica) e N₂O. Applicando il fattore di caratterizzazione GWP del metano pari a 25 kgCO₂eq/kgCH₄ (IPCC AR4, adottato nello studio pubblicato), le emissioni di metano corrispondono a 1.515 kgCO₂eq/F.U., cui si aggiungono i contributi energetici e di trasporto per un GWP complessivo dello smaltimento pari a 1.554,68 kgCO₂eq/F.U. Il GWP complessivo dello Scenario A, inclusivo di trattamento, trasporto e smaltimento, risulta pari a 1.721,66 kgCO₂eq/F.U., pari a 1,72 tCO₂eq per tonnellata di fango disidratato.

Tabella 5.1 – Emissioni e consumi di materiali per lo smaltimento in discarica (Chen e Kuo, 2016) (Chen & Kuo, 2016).

Parametro	Valore	Unità di misura	Riferimento
CH ₄	60,6	kgCH ₄ /F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
CO ₂	0	kgCO ₂ /F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
N ₂ O	0	kgN ₂ O/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
Energia	70	kWh/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
Gasolio	3,1	Lt gasolio/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)

Polimero	5,65	kg polimero/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
----------	------	------------------	--------------------

Nota: F.U. = 1 tonnellata di fango disidratato al 58,3% DS. I numeri tra parentesi si riferiscono alla bibliografia di Viotti et al. (2025).

5.2.2 Scenario B: Spandimento agronomico

Nello Scenario B, il fango viene inizialmente ispessito, successivamente sottoposto a digestione aerobica per la stabilizzazione della sostanza organica, e infine disidratato meccanicamente per il trasporto e lo spandimento su suolo agricolo. La sezione di digestione aerobica è caratterizzata da un elevato fabbisogno energetico, che determina emissioni di CO₂ significativamente superiori a quelle del trasporto; quest'ultimo incide per il solo 4% delle emissioni complessive della fase di trattamento, a fronte del 32,73% dello Scenario A, poiché non è necessario il trasporto dei reagenti chimici per il condizionamento (Viotti et al., 2025).

Le emissioni associate allo smaltimento per spandimento agronomico sono riportate nella Tabella 5.2. Lo Scenario B si distingue per la presenza di crediti ambientali derivanti dal sequestro di carbonio nel suolo e dalla sostituzione di fertilizzanti chimici commerciali. Il sequestro di CO₂ è stimato in 0,25 tCO₂eq per tonnellata di DS (BEAM, 2009), mentre la riduzione per sostituzione dei fertilizzanti azotati e fosfatici è calcolata rispettivamente con crediti di -4,00 tCO₂eq/tN e -2,00 tCO₂eq/tP, applicati al contenuto di azoto (4% DS) e fosforo (1,5% DS) del fango (BEAM, 2009). La riduzione complessiva delle emissioni per crediti ambientali è pari a 256,52 kgCO₂eq/F.U. Il GWP netto dello smaltimento risulta pertanto pari a 37,37 kgCO₂eq/F.U., e il GWP totale dello Scenario B, inclusivo di trattamento e trasporto, è pari a 656,81 kgCO₂eq/F.U., corrispondente a 0,66 tCO₂eq per tonnellata di fango disidratato.

Tabella 5.2 – Emissioni e consumi di materiali per lo spandimento agronomico
(Chen e Kuo, 2016; BEAM, 2009) [7, 13].

Parametro	Valore	Unità di misura	Riferimento
CH ₄	5	kgCH ₄ /F.U.	(Cochran et al., 2018)
CO ₂	17,2	kgCO ₂ /F.U.	[15, 16]
N ₂ O	0,29	kgN ₂ O/F.U.	(Reverdy & Pradel, 2013)
Energia	120	kWh/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
Gasolio	29,75	Lt gasolio/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
NaOH	4,5	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
NaClO	3,2	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
H ₂ SO ₄	2,1	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
HCl	1,2	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)

Nota: F.U. = 1 tonnellata di fango disidratato al 58,3% DS.

Il confronto con la letteratura indica la coerenza del risultato ottenuto: Pan et al. (2023) (Pan et al., 2023) riportano 0,53 tCO₂eq/tDS per lo scenario digestione anaerobica con spandimento, mentre Zhao et al. (2023) (Zhao et al., 2023)

ottengono 0,76 tCO₂eq/tDS per una catena analoga comprendente ispessimento, digestione anaerobica, disidratazione, essiccamento e spandimento. Xu et al. (2021) (Xu et al., 2021) riportano un valore di 0,57 tCO₂eq/tDS per digestione anaerobica con riuso agronomico, confermando che lo spandimento si colloca sistematicamente nella fascia inferiore degli impatti GWP tra le opzioni di smaltimento fanghi.

5.2.3 Scenario C: Incenerimento con recupero energetico

Nello Scenario C, il fango viene sottoposto a una catena di trattamento più complessa rispetto agli scenari precedenti, comprendente ispessimento, condizionamento chimico, disidratazione meccanica ed essiccamento termico, per poi essere avviato a incenerimento. La sezione di essiccamento è la più energivora del processo e determina le più elevate emissioni di CO₂ nella fase di trattamento, seguita dalla disidratazione (Viotti et al., 2025). Il fabbisogno energetico complessivo è pari a $5,7 \times 10^4$ kWh/d per l'intera linea fanghi.

Le emissioni dalla fase di incenerimento sono riportate nella Tabella 5.3. Nell'ipotesi di combustione incompleta, la produzione di CH₄ è pari a 9,7 kgCH₄/F.U., mentre la CO₂ prodotta è considerata biogenica e pertanto non conteggiata nel GWP (Chen & Kuo, 2016). Le emissioni di N₂O sono pari a 0,645 kgN₂O/F.U. Il recupero energetico mediante cogenerazione consente una riduzione delle emissioni nette pari a 546,54 kgCO₂eq/F.U., calcolata sulla base di un'efficienza di cogenerazione di 2.467 kWh/t e del fattore di emissione del mix elettrico (Viotti et al., 2025). Il GWP dello Scenario C con recupero energetico risulta pertanto pari a 1.186,62 kgCO₂eq/F.U., con una riduzione di circa il 31% rispetto allo scenario senza recupero (1.733,16 kgCO₂eq/F.U.).

Tabella 5.3 – Emissioni e consumi di materiali per l’incenerimento (Chen e Kuo, 2016).

Parametro	Valore	Unità di misura	Riferimento
CH ₄	9,7	kgCH ₄ /F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
CO ₂	0	kgCO ₂ /F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
N ₂ O	0,645	kgN ₂ O/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
Energia	200	kWh/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
NaOH	45,4	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)

Nota: F.U. = 1 tonnellata di fango disidratato al 58,3% DS.

Anche Zhao et al. (2023) (Zhao et al., 2023), considerando una catena comprendente ispessimento, disidratazione, essiccamento e incenerimento, ottengono un valore comparabile di 1,46 tCO₂eq/tDS. È interessante osservare che lo Scenario C senza recupero energetico presenta un GWP molto simile allo Scenario A (differenza dello 0,67%), pur derivando da meccanismi emissivi profondamente diversi: nell’incenerimento, le emissioni sono prevalentemente attribuibili all’elevato consumo energetico, mentre nel conferimento in discarica derivano dalla produzione di metano per degradazione anaerobica (Viotti et al., 2025).

5.2.4 Scenario D: Compostaggio

Nello Scenario D, il fango subisce lo stesso trattamento dello Scenario B (ispessimento, digestione aerobica e disidratazione meccanica) e viene successivamente avviato a compostaggio, generalmente in combinazione con altre sostanze organiche compostabili che ne incrementano il contenuto di elementi fertilizzanti. I consumi energetici della fase di trattamento sono pertanto analoghi a quelli dello Scenario B. I consumi e le emissioni specifiche associati al processo di compostaggio sono riportati nella Tabella 5.4: i valori base dei fattori di emissione (CH_4 , CO_2 , N_2O) e dei consumi di materiali ed energia sono identici a quelli della Tabella 5.2 (spandimento agronomico), poiché lo studio originale (Viotti et al., 2025) adotta i medesimi dati di inventario della Table 8 per entrambi gli scenari; la differenza di GWP tra Scenario B e Scenario D è interamente attribuibile all'assenza, nel compostaggio, dei crediti ambientali per sequestro di carbonio e sostituzione fertilizzanti ($-256,52 \text{ kgCO}_2\text{eq/F.U.}$) che caratterizzano lo spandimento diretto [7, 18].

Tabella 5.4 – Emissioni e consumi di materiali per il compostaggio (Chen e Kuo, 2016; Sánchez et al., 2015) [7, 18].

Parametro	Valore	Unità di misura	Riferimento
CH_4	5	$\text{kgCH}_4/\text{F.U.}$	(Cochran et al., 2018)
CO_2	17,2	$\text{kgCO}_2/\text{F.U.}$	[15, 16]
N_2O	0,29	$\text{kgN}_2\text{O}/\text{F.U.}$	(Reverdy & Pradel, 2013)
Energia	120	$\text{kWh}/\text{F.U.}$	(Chen & Kuo, 2016)

Gasolio	29,75	Lt gasolio/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
NaOH	4,5	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
NaClO	3,2	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
H ₂ SO ₄	2,1	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)
HCl	1,2	kg/F.U.	(Chen & Kuo, 2016)

Nota: F.U. = 1 tonnellata di fango disidratato al 58,3% DS. I valori base sono identici alla Tabella 5.2 in quanto lo studio originale (Viotti et al., 2025) adotta i medesimi fattori di emissione (Table 8) per entrambi gli scenari B e D; la differenza di GWP (913,33 vs 656,81 kgCO₂eq/F.U.) è interamente attribuibile all'assenza dei crediti ambientali per sequestro di carbonio e sostituzione fertilizzanti.

Il GWP complessivo dello Scenario D risulta pari a 913,33 kgCO₂eq/F.U., corrispondente a 0,91 tCO₂eq per tonnellata di fango disidratato. La significativa differenza di impatto tra lo spandimento agronomico (656,81 kgCO₂eq/F.U.) e il compostaggio (913,33 kgCO₂eq/F.U.) è sostanzialmente riconducibile a due fattori: nel compostaggio non si verifica il sequestro di carbonio nel suolo caratteristico dello spandimento diretto, poiché il materiale è trattato in impianti specifici che non consentono il contatto con il suolo; inoltre, le caratteristiche fisiche dei due prodotti sono profondamente diverse, essendo il fango per spandimento più ricco d'acqua e quindi più facilmente distribuibile nel suolo,

mentre il compost si presenta in forma di materiale polverulento con limitata capacità di percolazione nei primi centimetri di terreno (Viotti et al., 2025).

5.3 Risultati LCIA per i quattro scenari

5.3.1 Potenziale di riscaldamento globale (GWP)

Il confronto tra i quattro scenari in termini di GWP è sintetizzato nella Tabella 5.5 e nella Figura 5.2 e consente di individuare una chiara gerarchia tra le opzioni di smaltimento. Lo Scenario B (spandimento agronomico) risulta la soluzione a minor impatto con 656,81 kgCO₂eq/F.U., un dato che contrasta con la pratica prevalente in Italia, dove la discarica ha storicamente rappresentato una delle destinazioni principali dei fanghi nonostante il profilo ambientale nettamente peggiore., seguito dallo Scenario D (compostaggio) con 913,33 kgCO₂eq/F.U., dallo Scenario C con recupero energetico (incenerimento) con 1.186,62 kgCO₂eq/F.U., e infine dallo Scenario A (discarica) con 1.721,66 kgCO₂eq/F.U. Lo Scenario C senza recupero energetico presenta il GWP più elevato in assoluto (1.733,16 kgCO₂eq/F.U.), marginalmente superiore a quello della discarica.

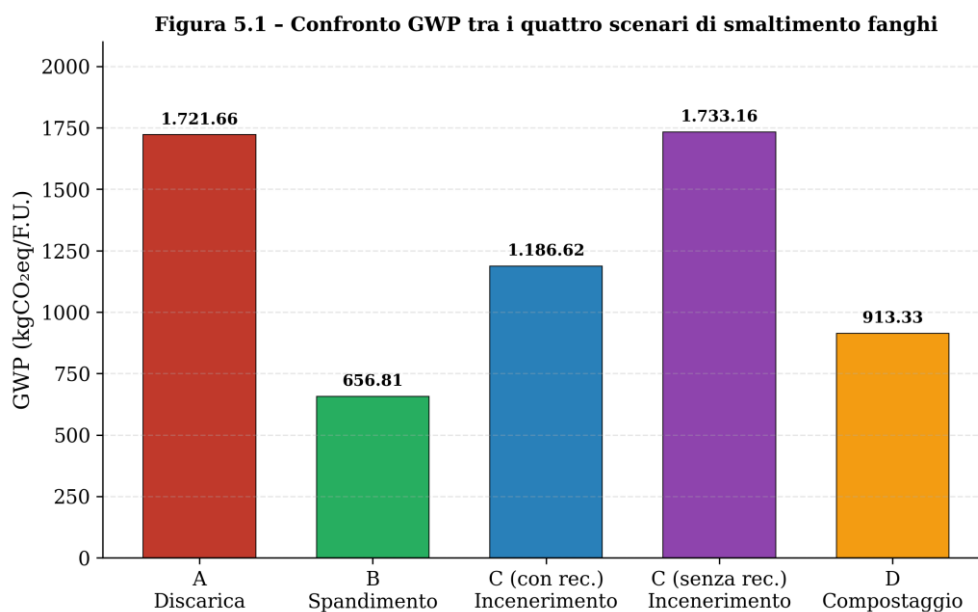


Figura 5.2 – Confronto dei valori di GWP [kgCO₂eq/F.U.] tra gli scenari A, B, C e D.

Tabella 5.5 – Confronto dei risultati GWP tra i quattro scenari di smaltimento fanghi.

Scenario	GWP (kgCO ₂ eq/F.U.)	GWP (tCO ₂ eq/F.U.)	Riduz. vs discarica	GWP (kgCO ₂ eq/m ³)*
A – Discarica	1.721,66	1,72	–	0,146
B – Spandimento	656,81	0,66	-62%	0,056
C – Incen. (con rec.)	1.186,62	1,19	-31%	0,101
C – Incen. (senza rec.)	1.733,16	1,73	+0,7%	–
D – Compostaggio	913,33	0,91	-47%	0,078

**Conversione per l'integrazione lifecycle: valori espressi in kgCO₂eq/m³ di acqua trattata (cfr. Capitolo 7).*

In termini percentuali, il passaggio dalla discarica allo spandimento agronomico comporta una riduzione del GWP pari al 62%, mentre il passaggio al compostaggio produce una riduzione del 47% e all'incenerimento con recupero del 31%. Vale la pena sottolineare il contrasto con la pratica prevalente: in Italia, la discarica ha storicamente rappresentato una delle destinazioni principali dei fanghi, nonostante il profilo ambientale peggiore tra tutte le opzioni qui analizzate. I vincoli economici e infrastrutturali spiegano parte di questa persistenza, ma non la giustificano alla luce dei risultati disponibili. Tali risultati sono coerenti con quanto riportato nella letteratura internazionale: Yoshida et al. (2013) (Yoshida et al., 2013), nella più completa revisione della letteratura LCA sui fanghi disponibile al momento dello studio, identificano lo spandimento agronomico e la digestione anaerobica come le opzioni a minor

impatto GWP, mentre la discarica e l'incenerimento senza recupero risultano sistematicamente le soluzioni più impattanti. Analogamente, Teoh e Li (2020) (Teoh & Li, 2020), nella loro review di 67 studi LCA su fanghi, confermano che lo spandimento agronomico si colloca costantemente nella fascia inferiore degli impatti climatici, grazie ai crediti derivanti dal sequestro di carbonio e dalla sostituzione dei fertilizzanti.

La conversione dei risultati nell'unità funzionale comune del lifecycle ($\text{kgCO}_2\text{eq}/\text{m}^3$ di acqua trattata), condotta nel Capitolo 7, mostra che la scelta dello scenario di smaltimento produce un differenziale significativo sul GWP complessivo dell'impianto: lo spandimento agronomico contribuisce per $0,056 \text{ kgCO}_2\text{eq}/\text{m}^3$ (8,5% del lifecycle totale), mentre la discarica raggiunge $0,146 \text{ kgCO}_2\text{eq}/\text{m}^3$ (19,6%), con una differenza di $0,091 \text{ kgCO}_2\text{eq}/\text{m}^3$ pari al 13,9% del GWP lifecycle.

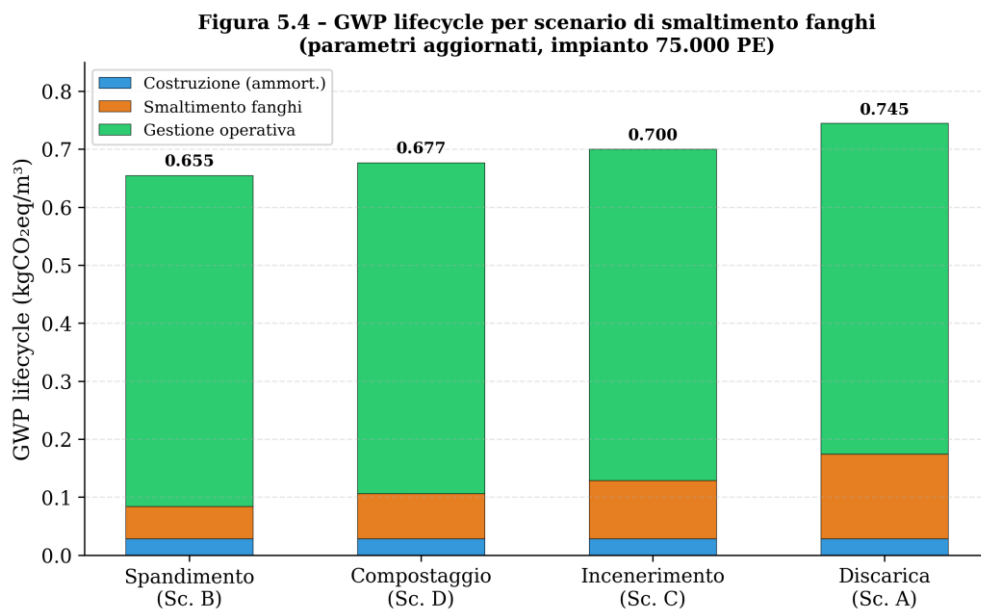


Figura 5.3 – GWP lifecycle per scenario di smaltimento fanghi (parametri aggiornati, impianto 75.000 AE).

5.3.2 Altre categorie di impatto: AP e EP

Le categorie di impatto AP e EP risultano di diversi ordini di grandezza inferiori rispetto al GWP, confermando la dominanza delle emissioni climalteranti nel bilancio ambientale dello smaltimento fanghi. Nello Scenario A, i valori di AP e EP sono pari rispettivamente a 0,48 kgSO₂eq/F.U. e 0,09 kgPO₄⁻eq/F.U., attribuibili quasi esclusivamente alle emissioni da trasporto (NO_x, SO₂, NH₃) (Viotti et al., 2025). L'AP e l'EP non presentano variazioni significative tra gli scenari di smaltimento, poiché dipendono prevalentemente dalla distanza di trasporto e dalla tipologia di veicolo utilizzato, fattori che sono comuni a tutti gli scenari. Per questa ragione, la discussione successiva si concentra sul GWP come categoria di impatto discriminante tra le diverse opzioni di gestione dei fanghi.

5.3.3 Differenziale spandimento-discarda e rilevanza nel lifecycle

Il differenziale tra lo scenario a minor impatto (spandimento agronomico, 0,056 kgCO₂eq/m³) e quello a maggior impatto (discarica, 0,146 kgCO₂eq/m³) è pari a 0,091 kgCO₂eq/m³, corrispondente al 13,9% del GWP lifecycle totale dell'impianto (0,655 kgCO₂eq/m³). Questo risultato evidenzia come la scelta della destinazione finale dei fanghi, pur rappresentando una quota minoritaria rispetto alla fase di gestione operativa (86–88% del lifecycle), costituisca il secondo fattore di influenza sul bilancio ambientale complessivo dell'impianto, superando il contributo della fase di costruzione ammortizzata (3–5%). La discarica, penalizzata dalle elevate emissioni di CH₄, porta il peso della componente fanghi dall'8,5% al 19,6% del lifecycle totale, rendendola la seconda voce di impatto dopo la gestione operativa. L'integrazione quantitativa di questo differenziale nel bilancio lifecycle complessivo è sviluppata nel Capitolo 7.

5.4 Confronto con la letteratura internazionale

I risultati ottenuti sono stati confrontati con un ampio corpus di studi LCA sullo smaltimento fanghi pubblicati nella letteratura internazionale, per validare la coerenza dei valori e di contestualizzare le peculiarità del caso studio italiano.

Yoshida et al. (2013) (Yoshida et al., 2013) hanno condotto una revisione sistematica degli studi LCA sul trattamento dei fanghi, identificando un ampio intervallo di variabilità dei risultati in funzione delle assunzioni metodologiche, dei confini del sistema e delle condizioni locali. La loro analisi conferma che lo spandimento agronomico e la digestione anaerobica rappresentano le opzioni a minor impatto GWP nella maggioranza degli studi esaminati, risultato coerente con le conclusioni del presente lavoro. Teoh e Li (2020) (Teoh & Li, 2020), nella review più ampia disponibile con 67 studi analizzati, confermano tale gerarchia e sottolineano la rilevanza della scelta dell'unità funzionale e dei confini del sistema nella comparabilità dei risultati tra studi diversi.

Nel contesto italiano, Tarantini et al. (2007) (Tarantini et al., 2007) hanno analizzato quattro opzioni di smaltimento per i fanghi dell'impianto di Regi Lagni, rappresentando l'unico studio LCA specificamente condotto su fanghi di depurazione in Italia prima del presente lavoro. Il confronto tra i risultati dei due studi è particolarmente significativo in quanto condotti nel medesimo contesto normativo e geografico, pur con differenze nelle dimensioni dell'impianto e nelle condizioni operative. Entrambi gli studi confermano la superiorità ambientale dello spandimento agronomico e del compostaggio rispetto alla discarica e all'incenerimento senza recupero.

Chang et al. (2023) (Chang et al., 2023) hanno analizzato otto catene di trattamento dei fanghi mediante LCA con analisi Monte Carlo, fornendo un benchmark statisticamente robusto per la variabilità dei risultati. I loro risultati confermano l'elevata sensibilità del GWP alle emissioni di metano nello scenario di discarica e al recupero energetico nello scenario di incenerimento, coerentemente con quanto osservato nel presente studio. Ding et al. (2021) (Ding et al., 2021), nella loro review sistematica di 37 studi LCA su fanghi, identificano una convergenza dei risultati verso la superiorità ambientale dello spandimento

agronomico, pur evidenziando la necessità di considerare le condizioni locali (composizione del fango, distanze di trasporto, mix energetico) nella generalizzazione dei risultati.

Mayer et al. (2021) (Mayer et al., 2021) hanno analizzato i percorsi di smaltimento nel contesto tedesco, sottolineando il potenziale del recupero del fosforo come opzione complementare non analizzata nel presente studio ma rilevante per le prospettive future. Analogamente, Hosseinian et al. (2024) (Hosseinian et al., 2024) hanno confrontato la pirolisi con i metodi tradizionali di smaltimento, identificandola come tecnologia emergente con potenziale di riduzione del GWP; Kazimierowicz et al. (2023) (Kazimierowicz et al., 2023) hanno esplorato il trattamento con CO₂ supercritico come ulteriore alternativa innovativa. Queste tecnologie, pur non incluse nei quattro scenari analizzati, rappresentano direzioni promettenti per la ricerca futura nel settore.

Nel contesto extraeuropeo, Wei et al. (2020) (Wei et al., 2020) e Xu et al. (2021) (Xu et al., 2021) hanno analizzato la gestione dei fanghi in Cina con particolare attenzione alla neutralità carbonica, facendo sì che le strategie di riduzione del GWP integrino l'ottimizzazione energetica con la scelta dello scenario di smaltimento. Patel e Singh (2022) (Patel & Singh, 2022) hanno confrontato quattro metodi di smaltimento nel contesto indiano, confermando la gerarchia spandimento > compostaggio > incenerimento > discarica già osservata nel presente studio, pur con valori assoluti differenti attribuibili alle diverse condizioni climatiche e infrastrutturali. Roldán et al. (2020) (Roldán et al., 2020) hanno proposto un approccio integrato alla gestione dei fanghi in impianti con rimozione biologica del fosforo (EBPR), fornendo una prospettiva complementare sulla possibilità di recupero dei nutrienti dai fanghi di depurazione.

Nel complesso, il confronto con la letteratura conferma la solidità dei risultati ottenuti e la coerenza della gerarchia degli scenari con il consenso internazionale. Le differenze quantitative rispetto ad altri studi sono riconducibili alle diverse condizioni operative (composizione del fango, dimensioni dell'impianto, distanze di trasporto), alle scelte metodologiche (unità funzionale, confini del sistema, edizione IPCC) e al mix energetico del Paese di riferimento.

5.5 Effetto dell'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC

Lo studio pubblicato (Viotti et al., 2025) adotta i fattori di caratterizzazione GWP dell'IPCC AR4 ($GWP_{CH_4} = 25 \text{ kgCO}_2\text{eq/kgCH}_4$; $GWP_{N_2O} = 298 \text{ kgCO}_2\text{eq/kgN}_2\text{O}$). L'IPCC AR5 ha aggiornato tali valori rispettivamente a $28 \text{ kgCO}_2\text{eq/kgCH}_4$ (+12%) e a $265 \text{ kgCO}_2\text{eq/kgN}_2\text{O}$ (-11,1%). L'aggiornamento produce effetti opposti sui diversi scenari, in funzione della composizione relativa delle emissioni di CH_4 e N_2O in ciascuno di essi.

Lo Scenario A (discarica), dominato dalle emissioni di metano, è il più sensibile all'aggiornamento: l'incremento del GWP del CH_4 (+12%) non è compensato dalla riduzione del contributo N_2O (trascurabile in questo scenario), producendo un aumento del GWP dello scenario di circa il 10,6%. Con un GWP di $28 \text{ kgCO}_2\text{eq/kgCH}_4$, le emissioni di metano dalla discarica corrispondono a circa $1.697 \text{ kgCO}_2\text{eq}$, pari a circa il 99% del GWP della fase di smaltimento in discarica.

Negli altri tre scenari, l'aumento del contributo CH_4 è in larga parte compensato dalla diminuzione del contributo N_2O (-11,1%) e dalla riduzione del fattore di emissione dell'energia elettrica, producendo variazioni nette contenute, inferiori all'1% in ciascun caso. Questo risultato si spiega con la composizione più bilanciata delle emissioni negli scenari B, C e D, dove il metano non è la componente dominante come nel caso della discarica.

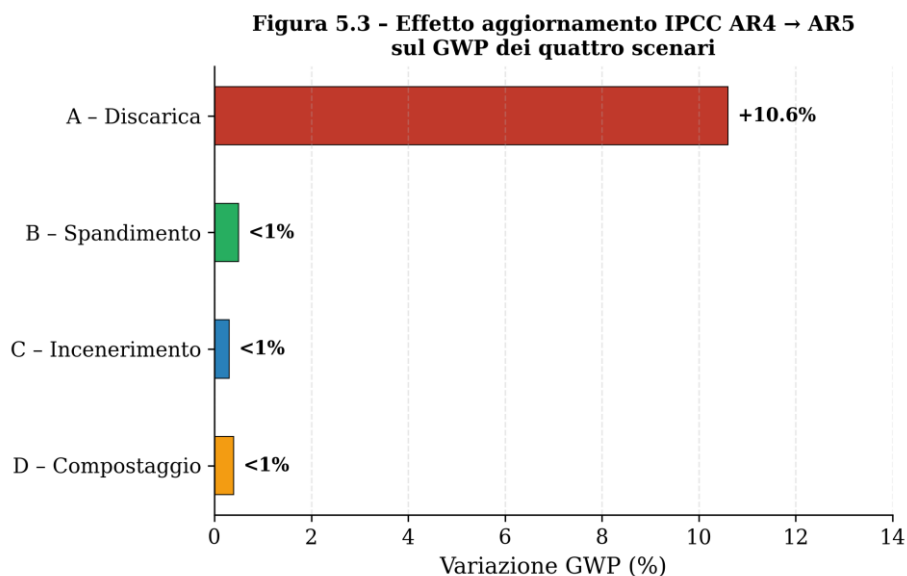


Figura 5.4 – Effetto dell’aggiornamento IPCC AR4 → AR5 sul GWP dei quattro scenari di smaltimento.

La classifica degli scenari rimane invariata dopo l’aggiornamento: lo spandimento agronomico (Scenario B) si conferma la soluzione a minor impatto con una riduzione del 62% rispetto alla discarica, seguito dal compostaggio (−47%) e dall’incenerimento con recupero energetico (−31%). Questo risultato è particolarmente significativo in quanto dimostra la robustezza della gerarchia degli scenari rispetto alla scelta dell’edizione IPCC di riferimento, assicurando sulla validità delle conclusioni operative indipendentemente dalle variazioni metodologiche. L’analisi completa dell’effetto dell’aggiornamento dei parametri IPCC sull’intero ciclo di vita dell’impianto è sviluppata nel Capitolo 7 nell’ambito dell’analisi di sensitività integrata.

Tabella 5.6 – Effetto dell’aggiornamento IPCC AR4 → AR5 sul GWP dei quattro scenari di smaltimento.

Scenario	Emissione dominante	Variazione GWP	Nota

A – Discarica	CH ₄ (99% GWP)	+10,6%	CH ₄ : 25→28 domina
B – Spandimento	Mista	<1%	Compensazione CH ₄ ↑ / N ₂ O↓
C – Incenerimento	Mista	<1%	Compensazione CH ₄ ↑ / N ₂ O↓
D – Compostaggio	Mista	<1%	Compensazione CH ₄ ↑ / N ₂ O↓

Nota: la classifica degli scenari rimane invariata: B > D > C > A (dal meno al più impattante).

Capitolo 6 - Il Modulo Costruzione: LCA della fase costruttiva

6.1 Obiettivo e campo di applicazione

Il presente capitolo illustra l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment alla fase di costruzione di un impianto di depurazione delle acque reflue. L'analisi si basa sui dati di inventario di un impianto a fanghi attivi dimensionato per una capacità di 30.000 abitanti equivalenti (AE), con una portata media di progetto pari a 6.000 m³/d, situato in un contesto territoriale dell'Italia centrale. I dati di progetto sono stati acquisiti nell'ambito di una precedente attività di ricerca condotta presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale della Sapienza Università di Roma e successivamente integrati e aggiornati nell'ambito del presente lavoro di dottorato.

L'obiettivo dello studio è la quantificazione degli impatti ambientali associati alla realizzazione delle opere civili e all'approvvigionamento dei materiali da costruzione, con particolare attenzione alla categoria di impatto

Global Warming Potential (GWP), espressa in kgCO₂eq. I confini del sistema adottati corrispondono a un approccio cradle-to-gate secondo la classificazione EN 15804+A2:2019, includendo i moduli A1–A3 (estrazione delle materie prime, trasporto alle unità produttive e fabbricazione dei materiali), il modulo A4 (trasporto dei materiali al cantiere) e il modulo A5, limitatamente alle attività di movimentazione terre, scavo e getto del calcestruzzo. Sono escluse dal modulo A5 le opere provvisorie (casceforme, ponteggi) e le attività di assemblaggio delle strutture metalliche, per le quali non si dispone di dati primari.

Il campo di applicazione del presente capitolo è circoscritto alla Fase A del ciclo di vita dell'impianto (fase di prodotto e di costruzione). Le fasi successive — la fase di uso e manutenzione (Fase B), trattata nel Capitolo 4, e la fase di fine vita e demolizione (Fase C) — esulano dall'ambito di questo modulo. La scelta di non includere la fase di demolizione è motivata dalla limitata disponibilità di dati primari ed è coerente con l'approccio adottato dalla maggior parte degli studi LCA sulla costruzione dei depuratori (Zhang & Wilson, 2010; Bisinella de Faria, 2015). La meta-analisi condotta da Li et al. (Li et al., 2021b) su 54 studi LCA relativi ad impianti di trattamento delle acque reflue conferma che la fase di demolizione è generalmente trascurata o stimata come una frazione marginale dell'impatto dell'intero ciclo di vita.

La fase costruttiva analizzata nel presente capitolo presenta una specificità metodologica rispetto ai Capitoli 4 e 5: l'unità funzionale è costituita dall'intero impianto di depurazione, poiché il "prodotto" della fase costruttiva è l'infrastruttura stessa, non un volume di acqua trattata. Per consentire l'integrazione con i risultati delle fasi operative e di smaltimento fanghi, il GWP della costruzione viene successivamente ammortizzato sulla vita utile assunta di 30 anni e normalizzato sull'unità funzionale comune della tesi, pari a 1 m³ di acqua reflua trattata, secondo la relazione:

$$GWP_{\text{ammort.}} = GWP_{\text{costruzione}} / (Q \times 365 \times T_{\text{vita utile}}) \quad (6.1)$$

dove Q rappresenta la portata media giornaliera (m³/d) e T la vita utile in anni. L'assunzione di una vita utile di 30 anni è coerente con i valori tipicamente adottati in letteratura per le opere civili degli impianti di depurazione, compresi nell'intervallo 20–50 anni (Zhang & Wilson, 2010; McNamara et al., 2016; Fehr Graham, 2023). Il valore di 30 anni rappresenta un compromesso ragionevole, adottato anche nella maggior parte degli studi LCA europei che analizzano congiuntamente le fasi costruttiva e operativa (Li et al., 2021b).

6.2 Life Cycle Inventory: materiali di costruzione

L'inventario del ciclo di vita della fase costruttiva è stato compilato a partire dai computi metrici delle opere civili ed elettromeccaniche dell'impianto, suddivise in sedici sezioni funzionali: sollevamenti, bottini, pretrattamenti, sedimentazione primaria, reattore biologico, sedimentazione secondaria, filtrazione, pompaggio fanghi (primario e secondario), disinfezione, ispessimento, digestione aerobica, digestione anaerobica, disidratazione, edifici tecnici e opere generali. Per ciascuna sezione sono stati quantificati i volumi di calcestruzzo, le masse di acciaio strutturale e di armatura, le tubazioni in acciaio e in materiale polimerico (PVC, PEAD), le apparecchiature elettromeccaniche (con la relativa composizione in rame, ghisa, gomma e acciaio), nonché gli accessori complementari quali zincatura, chiusini e giunti waterstop.

I fattori di emissione adottati per il calcolo del GWP dei materiali provengono dalla banca dati Ecoinvent v3.8, utilizzando il metodo di caratterizzazione CML 2001 (baseline). La Tabella 6.1 riporta la sintesi dell'inventario complessivo, con l'indicazione delle quantità totali per ciascun materiale e dei corrispondenti fattori di emissione.

Tabella 6.1: Inventario dei materiali di costruzione e fattori di emissione (Ecoinvent v3.8, CML 2001)

Materiale	Quantità	Unità	EF (kgCO ₂ /unità)	GWP (kgCO ₂ eq)
Calcestruzzo	8.929,80	m ³	197,0	1.759.171
Acciaio	751.107,80	kg	1,49	1.119.151
Zincatura	47.164,06	kg	0,12	5.660
Gomma	1.796,70	kg	2,66	4.779
Rame	3.420,18	kg	3,97	13.578
PVC	338,23	kg	2,03	687
PEAD	215,87	kg	1,87	404
Ghisa	2.445,00	kg	1,91	4.670
Ferro	3,15	kg	1,49	5

Distribuzione del GWP per materiale (Scenario 2 - Ecoinvent v3.8)

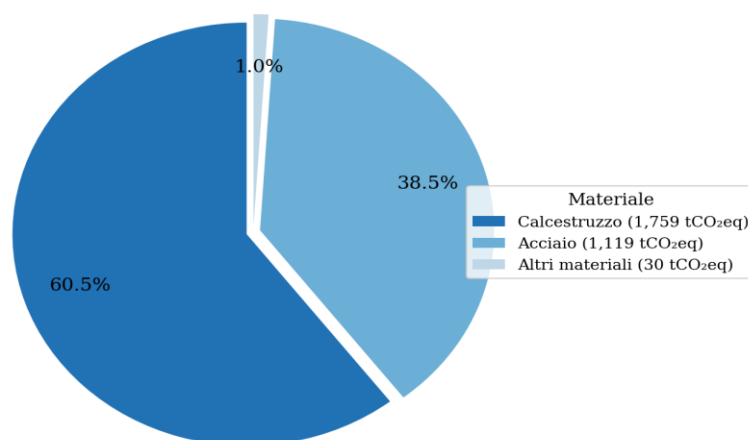


Figura 6.1: Distribuzione del GWP della fase costruttiva per materiale (Scenario 2 – Ecoinvent v3.8)

I dati di inventario sottolineano che la composizione materiale dell'impianto è fortemente dominata da due categorie: il calcestruzzo, che costituisce la quasi totalità delle opere civili (vasche, fondazioni, pozzetti, solette), e l'acciaio, impiegato sia come armatura del calcestruzzo sia per le strutture metalliche, le tubazioni e le apparecchiature. Tutti gli altri materiali contribuiscono in misura marginale sia in termini di massa sia in termini di impatto ambientale. Le sottosezioni seguenti analizzano nel dettaglio i contributi dei materiali principali.

6.2.1 Calcestruzzo

Il calcestruzzo rappresenta il materiale di gran lunga più impiegato nella costruzione dell'impianto, con un volume complessivo pari a 8.929,80 m³, corrispondente a una massa di circa 18.306 tonnellate adottando una densità di 2.050 kg/m³, valore utilizzato nel computo metrico originale del caso studio e coerente con un calcestruzzo strutturale con aggregati di medio peso specifico (UNI EN 206, 2021). Le sezioni che richiedono i maggiori volumi di getto sono il reattore biologico, il sedimentatore secondario, la disinfezione e i pretrattamenti, coerentemente con le dimensioni planimetriche e volumetriche di tali unità di processo.

Il fattore di emissione adottato per il calcestruzzo è pari a 197 kgCO₂/m³ (Ecoinvent v3.8), valore rappresentativo di un calcestruzzo strutturale C25/30 di produzione europea, comprensivo delle emissioni di processo del cemento Portland (clinkerizzazione), dell'energia termica ed elettrica del ciclo produttivo e del trasporto delle materie prime. Come si discuterà nella Sezione 6.3.4, questo valore è significativamente inferiore al fattore originariamente adottato nel caso

studio ($290 \text{ kgCO}_2/\text{m}^3$), e la differenza riflette l'evoluzione delle tecnologie di produzione e l'aggiornamento delle banche dati di inventario.

Con il fattore Ecoinvent v3.8, il calcestruzzo contribuisce per 1.759.171 kgCO_2eq , pari al 59% del GWP totale della fase costruttiva. Questa concentrazione ha un'implicazione pratica diretta: qualsiasi intervento che non tocchi la dosatura o il tipo di cemento produrrà riduzioni di impatto marginali. È una caratteristica ricorrente negli studi LCA sulla costruzione degli impianti di depurazione, documentata da Zhang e Wilson (Zhang & Wilson, 2010) e confermata dalla meta-analisi di Li et al. (Li et al., 2021b), ed è riconducibile sia alle ingenti quantità impiegate sia all'elevata intensità carbonica del processo di produzione del cemento.

6.2.2 Acciaio

L'acciaio è il secondo materiale per rilevanza ambientale, con una massa complessiva di 751.107,80 kg comprensiva dell'acciaio di armatura, dell'acciaio strutturale per infrastrutture metalliche, griglie e carroponti, e dell'acciaio impiegato nelle tubazioni. Il fattore di emissione adottato è pari a $1,49 \text{ kgCO}_2/\text{kg}$ (Ecoinvent v3.8), rappresentativo di un acciaio da costruzione prodotto con forno ad arco elettrico (EAF) nel contesto produttivo europeo. Il contributo complessivo dell'acciaio al GWP della costruzione ammonta a 1.119.151 kgCO_2eq , pari al 37,5% del totale. Insieme al calcestruzzo, i due materiali principali rappresentano oltre il 96% dell'impatto GWP della fase costruttiva.

6.2.3 Altri materiali

I rimanenti materiali di costruzione contribuiscono complessivamente per meno del 4% al GWP della fase costruttiva, con ciascun singolo materiale che non supera l'1% dell'impatto totale. La zincatura contribuisce per lo 0,2%, la ghisa (2.445 kg, utilizzata per chiusini e componenti delle apparecchiature) per lo

0,16%, il rame (3.420 kg, contenuto nei cavi elettrici e negli avvolgimenti delle macchine) per lo 0,45%, la gomma (1.797 kg, impiegata nei giunti waterstop e nelle guarnizioni) per lo 0,16%, e i materiali polimerici PVC e PEAD (complessivamente 554 kg, per tubazioni di piccolo diametro) per un contributo trascurabile.

6.3 Risultati LCIA

La presente sezione riporta i risultati della valutazione degli impatti per la categoria GWP, analizzando dapprima il contributo dei singoli materiali e delle sezioni impiantistiche, quindi l'ammortizzazione su vita utile, la sensibilità ai parametri principali e, infine, l'effetto dell'aggiornamento dei fattori di emissione.

6.3.1 GWP della fase costruttiva

Il GWP complessivo della fase costruttiva dell'impianto da 30.000 AE, calcolato con i fattori di emissione della versione originale del caso studio, risulta pari a 3.954 tCO₂eq. Questo valore include il contributo dei materiali da costruzione (dominante), le emissioni dei veicoli per il trasporto dei materiali al cantiere (modulo A4) e le emissioni delle macchine operatrici per le attività di movimentazione terre e getto del calcestruzzo (modulo A5 parziale).

La distribuzione del GWP tra le sezioni impiantistiche riflette direttamente i fabbisogni di calcestruzzo e acciaio di ciascuna unità di processo. Le sezioni a maggiore impatto sono il reattore biologico, il sedimentatore secondario e l'ispessimento, che da soli assorbono oltre il 60% del GWP costruttivo totale, in ragione dei notevoli volumi delle vasche e delle strutture portanti. Le sezioni di minore dimensione (pompaggio fanghi, disidratazione) presentano contributi trascurabili.

La concentrazione dell'impatto su pochi materiali e poche sezioni impiantistiche è un risultato coerente con la letteratura di riferimento. Zhang e Wilson (Zhang & Wilson, 2010), nell'analisi LCA di un impianto di trattamento nella città di Xi'an, hanno riscontrato una struttura analoga con il calcestruzzo e l'acciaio responsabili della quasi totalità dell'impatto costruttivo. McNamara et al. (McNamara et al., 2016) indicano come questa distribuzione si riproponga sistematicamente per impianti di diverse taglie, suggerendo che il rapporto tra impatto del calcestruzzo e impatto dell'acciaio sia relativamente stabile indipendentemente dalla scala dell'impianto.

6.3.2 Ammortizzazione su vita utile

Applicando l'Equazione 6.1 con i parametri aggiornati ($GWP_{\text{costruzione}} = 2.982$ tCO_2eq con fattori Ecoinvent v3.8, $Q = 24.000$ m^3/d per l'impianto da 75.000 AE, $T = 30$ anni) e adottando una scalatura lineare della costruzione tra le due taglie di impianto (30.000 AE e 75.000 AE), il GWP ammortizzato risulta pari a 0,028 $kgCO_2eq/m^3$. Questo valore rappresenta appena il 4,3% del GWP totale del ciclo di vita dell'impianto (0,655 $kgCO_2eq/m^3$), confermando la marginalità della fase costruttiva rispetto alla gestione operativa.

Questo risultato è in linea con quanto riportato in letteratura. La meta-analisi di Li et al. (Li et al., 2021b), basata su 54 studi LCA di impianti di depurazione, indica che la fase costruttiva incide tipicamente per il 2–12% del GWP totale del ciclo di vita, con una mediana compresa tra il 4% e il 6% per impianti di media e grande taglia. L'incidenza della costruzione tende ad aumentare al diminuire della taglia dell'impianto, per effetto delle diseconomie di scala nella dotazione infrastrutturale per abitante equivalente: gli impianti al di sotto dei 10.000 AE mostrano contributi della costruzione compresi tra l'8% e il 12%, mentre per impianti superiori ai 100.000 AE l'incidenza scende al 2–4%.

Questo andamento riflette il fatto che le dimensioni delle opere civili non scalano proporzionalmente con la capacità dell'impianto, determinando una maggiore efficienza specifica delle infrastrutture di maggiore taglia.

Pasciucco et al. (Pasciucco et al., 2023), in uno studio LCA condotto su un impianto di depurazione in un'area turistica italiana, hanno riscontrato un contributo della fase costruttiva compreso tra il 3% e il 7% del GWP lifecycle, in funzione del carico stagionale, confermando la validità del dato ottenuto nel presente studio anche nel contesto italiano. Zhang e Wilson (Zhang & Wilson, 2010), analizzando un impianto nella città di Xi'an con un orizzonte temporale di 50 anni, hanno ottenuto un'incidenza della costruzione pari al 6,3% del GWP lifecycle, valore che scende al 3-4% se si adotta un orizzonte di 30 anni, coerentemente con il risultato del presente lavoro.

La scalatura lineare adottata rappresenta un'assunzione conservativa rispetto alla realtà. La letteratura tecnica suggerisce esponenti compresi tra 0,6 e 0,8 per le opere civili degli impianti di depurazione (McNamara et al., 2016), il che implicherebbe economie di scala che ridurrebbe ulteriormente l'incidenza della costruzione per gli impianti di maggiore taglia. Con $n = 1$, il GWP specifico di costruzione per l'impianto da 75.000 AE risulta proporzionalmente inferiore a quello da 30.000 AE (0,028 vs 0,045 kgCO₂eq/m³), unicamente per effetto della maggiore portata pro-capite (320 vs 200 L/AE/d) che incrementa il volume di acqua su cui ammortizzare l'investimento ambientale della costruzione.

6.3.3 Analisi di sensitività One-At-a-Time

Per valutare la sensitività del GWP costruttivo ai parametri di input, è stata condotta un'analisi One-At-a-Time (OAT) variando il fattore di emissione di ciascun materiale di $\pm 20\%$ rispetto al valore di riferimento, mantenendo costanti

tutti gli altri parametri. La Tabella 6.2 riporta i risultati in termini di variazione percentuale del GWP totale della fase costruttiva.

Tabella 6.2: Risultati dell'analisi di sensitività OAT ($\pm 20\%$ sui fattori di emissione dei materiali)

Materiale	% GWP	Swing GWP ($\pm 20\%$)	Sensitività
Calcestruzzo	59,0%	$\pm 11,8\%$	Alta
Acciaio	37,5%	$\pm 7,5\%$	Media-alta
Rame	0,45%	$\pm 0,09\%$	Trascurabile
Gomma	0,16%	$\pm 0,03\%$	Trascurabile
Ghisa	0,16%	$\pm 0,03\%$	Trascurabile
Zincatura	0,19%	$\pm 0,04\%$	Trascurabile
PVC	0,02%	$< 0,01\%$	Trascurabile
PEAD	0,01%	$< 0,01\%$	Trascurabile

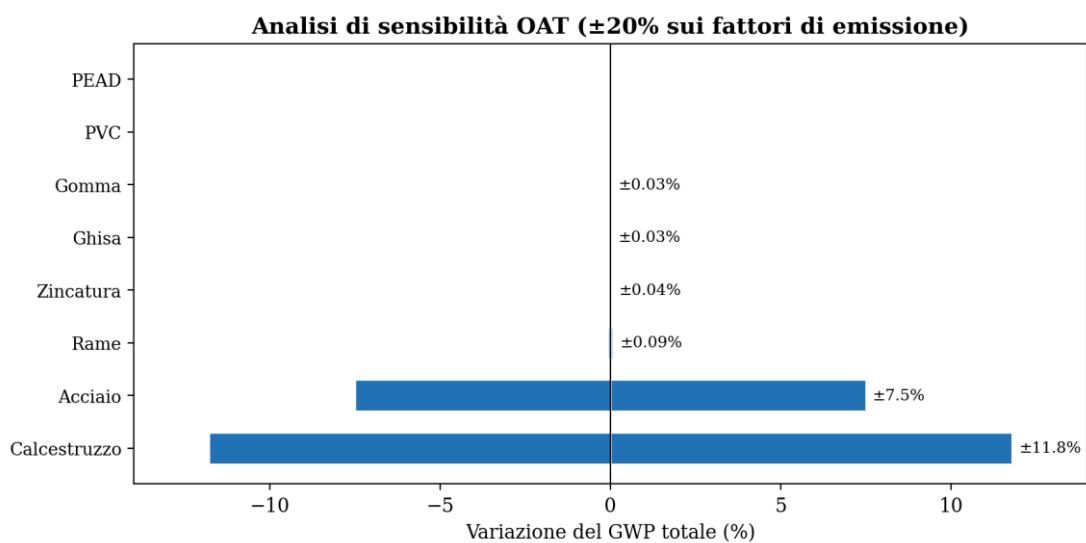


Figura 6.2: Diagramma tornado – sensitività del GWP ai fattori di emissione dei materiali ($\pm 20\%$)

L'analisi OAT conferma che il GWP della fase costruttiva è governato essenzialmente da due parametri: il fattore di emissione del calcestruzzo, la cui variazione del $\pm 20\%$ produce uno swing complessivo del $\pm 11,8\%$ sul GWP totale, e il fattore di emissione dell'acciaio, con uno swing del $\pm 7,5\%$. Tutti gli altri materiali presentano una sensibilità inferiore allo $0,1\%$, risultando sostanzialmente ininfluenti sulla determinazione dell'impatto costruttivo. Questo risultato ha un'implicazione pratica rilevante: gli sforzi di miglioramento della qualità dei dati di inventario per la fase costruttiva possono essere concentrati esclusivamente su calcestruzzo e acciaio, senza necessità di affinare i fattori di emissione dei materiali minori.

6.3.4 Effetto dell'aggiornamento dei fattori di emissione

La fase costruttiva degli impianti di depurazione presenta una peculiarità rispetto alla fase operativa: i fattori di emissione dei materiali da costruzione sono soggetti a un'evoluzione temporale significativa, legata sia al progresso tecnologico nei processi produttivi (in particolare nella produzione del cemento e dell'acciaio) sia all'aggiornamento delle banche dati di inventario del ciclo di vita. Per quantificare l'entità di questa evoluzione, il GWP della costruzione è stato ricalcolato con tre set di fattori di emissione, mantenendo invariate le quantità di materiali.

Tabella 6.3: Effetto dell'aggiornamento dei fattori di emissione sul GWP della fase costruttiva

Scenario	GWP (tCO₂eq)	Variazione	Var. lifecycle
1 – Originale	3.954	baseline	baseline

2 – Ecoinvent v3.8	2.982	-24,6%	-1,3%
3 – Eco-cemento	2.151	-45,6%	-2,5%

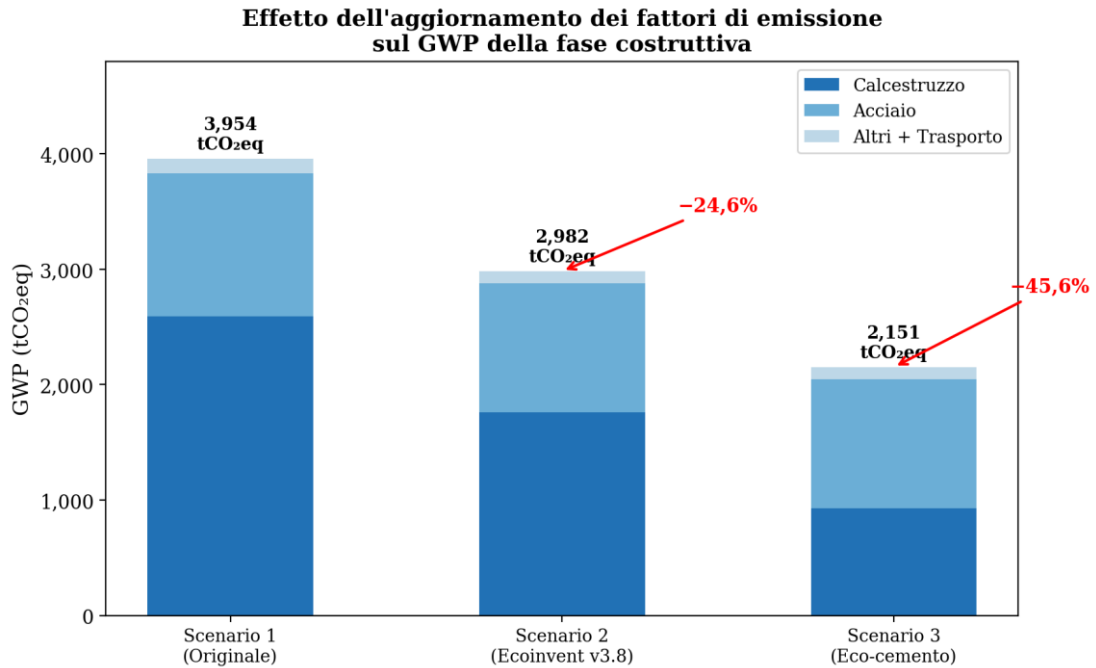


Figura 6.3: Confronto tra i tre scenari di fattori di emissione per la fase costruttiva

Lo Scenario 1 (originale) utilizza i fattori di emissione provenienti dalla versione iniziale del caso studio, basati su fonti di letteratura e banche dati antecedenti alla versione 3.8 di Ecoinvent. Lo Scenario 2 aggiorna tutti i fattori di emissione a Ecoinvent v3.8, con le variazioni più significative per il calcestruzzo (da 290 a 197 kgCO₂/m³, -32,1%) e per l'acciaio (da 1,65 a 1,49 kgCO₂/kg, -9,7%). Lo Scenario 3 adotta, in aggiunta ai fattori aggiornati, un calcestruzzo a basso impatto carbonico (eco-cemento, 104 kgCO₂/m³), rappresentativo delle tecnologie di produzione a ridotto contenuto di clinker attualmente disponibili sul mercato.

L'aggiornamento dei fattori di emissione produce una riduzione del 24,6% del GWP della sola fase costruttiva, imputabile prevalentemente alla revisione del fattore del calcestruzzo (-32,1%) e dell'acciaio (-9,7%). Questa riduzione, sebbene rilevante in termini assoluti (-972 tCO₂eq), si traduce in un'incidenza di

appena -1,3% sul GWP del ciclo di vita completo, a causa del peso marginale della costruzione (4,3%) rispetto alla gestione operativa (87,2%). L'adozione dell'eco-cemento amplifica la riduzione al -45,6% sulla costruzione, corrispondente a un -2,5% sul lifecycle.

Questo risultato mette in luce un aspetto metodologico di rilievo: interventi anche molto incisivi sulla fase costruttiva hanno un effetto limitato sull'impatto complessivo del ciclo di vita dell'impianto. Come si discuterà nel Capitolo 7, la classificazione degli interventi di mitigazione sul GWP lifecycle colloca l'eco-cemento al terzo posto (-2,5%), dopo il digestore anaerobico (-10,9%) e l'aggiornamento dei fattori di emissione della fase gestionale (-4,5%). Questa gerarchia fornisce un criterio oggettivo per la definizione delle priorità di investimento nella riduzione dell'impronta carbonica degli impianti di depurazione.

Tabella 6.4: Confronto dei fattori di emissione per i principali materiali

Materiale	Unità	EF originale	EF Ecoinvent v3.8	Variazione
Calcestruzzo	kgCO ₂ /m ³	290	197	-32,1%
Acciaio	kgCO ₂ /kg	1,65	1,49	-9,7%
Ghisa	kgCO ₂ /kg	1,91	1,91	invariato
PEAD	kgCO ₂ /kg	3,00	1,87	-37,7%
Rame	kgCO ₂ /kg	2,80	3,97	+41,8%
Gomma	kgCO ₂ /kg	3,25	2,66	-18,2%
PVC	kgCO ₂ /kg	2,10	2,03	-3,3%

La Tabella 6.4 evidenzia che l'aggiornamento dei fattori di emissione produce variazioni di segno e di entità eterogenee: la maggior parte dei materiali presenta

riduzioni significative, particolarmente pronunciate per il PEAD (-37,7%), il calcestruzzo (-32,1%) e la gomma (-18,2%), coerenti con l'evoluzione tecnologica dei processi produttivi e con il miglioramento delle banche dati. Il rame rappresenta l'unica eccezione, con un incremento del 41,8% attribuibile a un affinamento dei confini di sistema e all'inclusione di processi upstream precedentemente trascurati nelle versioni più datate delle banche dati. Questa eterogeneità sottolinea la necessità di dichiarare esplicitamente la versione della banca dati utilizzata negli studi LCA, come raccomandato dalle norme ISO 14040/14044.

6.4 Il software ConstructLCA PRO 2025

I calcoli presentati nel presente capitolo sono stati condotti mediante il software ConstructLCA PRO 2025, sviluppato nell'ambito del presente lavoro di dottorato presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale della Sapienza Università di Roma. Il software, realizzato in tecnologia web (HTML/JavaScript), implementa la metodologia LCA conforme alle norme ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, con metodo di caratterizzazione CML 2001 (baseline) e fattori di emissione certificati provenienti dalla banca dati Ecoinvent v3.8.

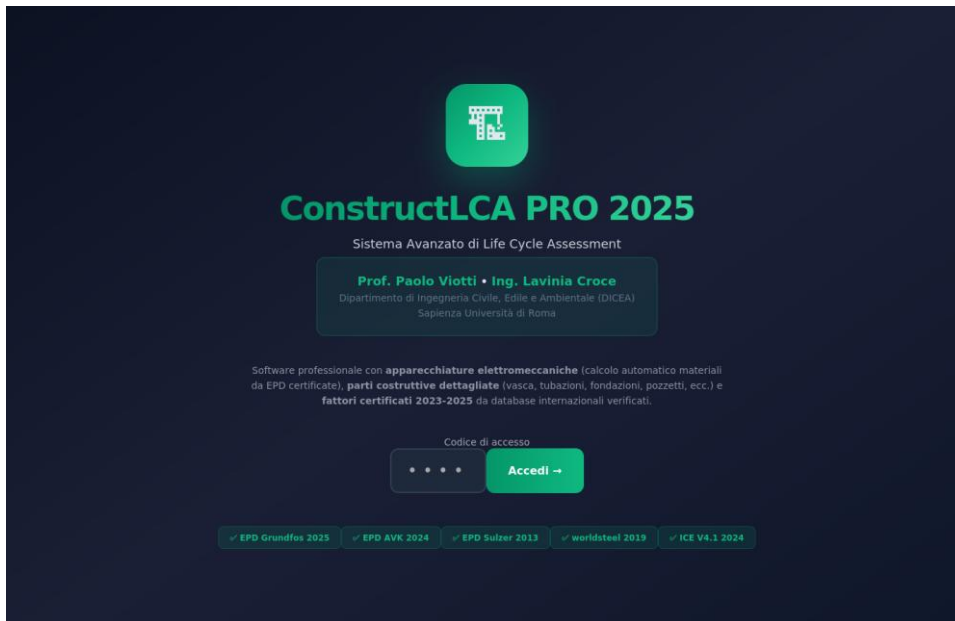


Figura 6.4: Schermata principale del software ConstructLCA PRO 2025

L'architettura del software è organizzata in moduli corrispondenti alle sezioni funzionali dell'impianto di depurazione. Per ciascuna sezione, l'utente specifica le dimensioni geometriche delle opere civili (vasche, fondazioni, pozzetti, solette) e le caratteristiche delle apparecchiature elettromeccaniche installate (Figura 6.5).

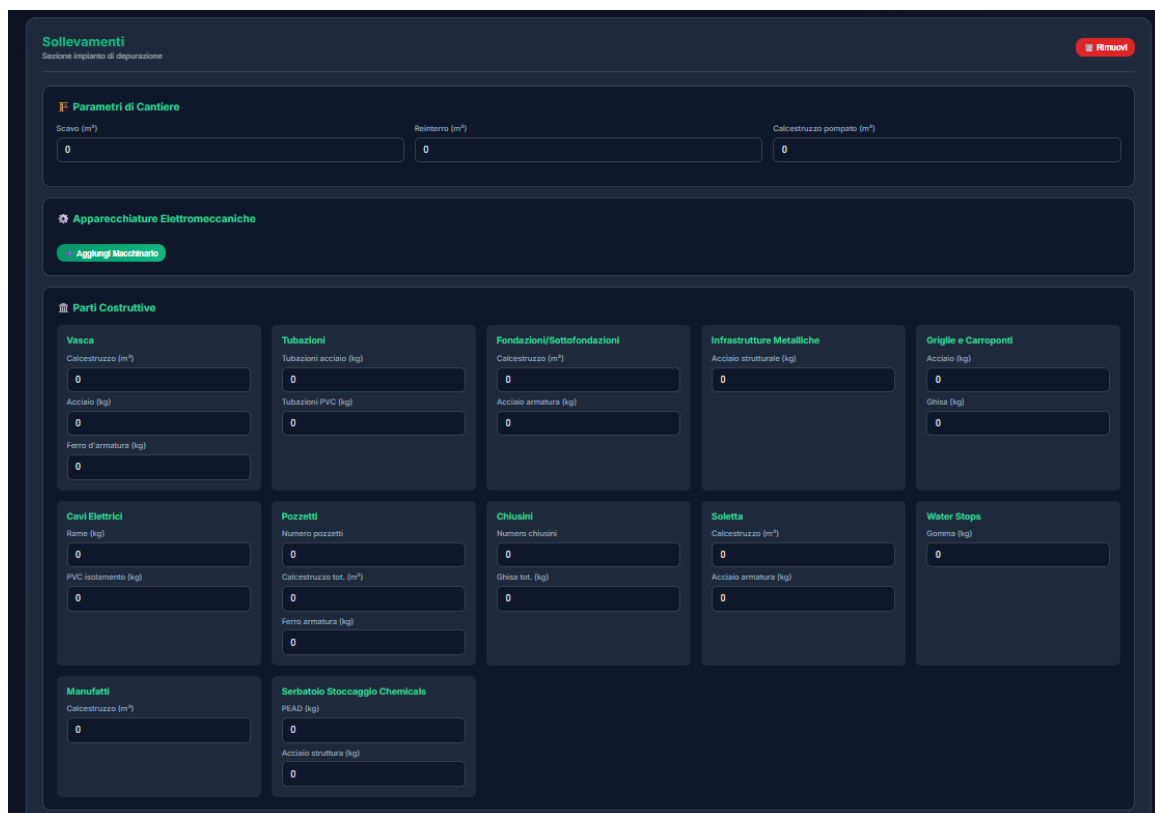


Figura 6.5: Inventario del software ConstructLCA PRO 2025

Il software calcola automaticamente le quantità di materiale a partire dalle dimensioni geometriche e dalla composizione delle apparecchiature, utilizzando un database interno di composizioni materiali derivato da EPD verificate (Grundfos 2025, AVK 2024, Sulzer 2013) e specifiche tecniche dei principali produttori (Aerzen, Kaeser, Atlas Copco, Xylem).

I confini di sistema implementati nel software corrispondono ai moduli A1–A3 (cradle-to-gate per i materiali) con l’aggiunta dei moduli A4 (trasporto al cantiere, calcolato in funzione delle distanze specificate dall’utente e dei fattori di emissione ISPRA 2021 per veicoli pesanti) e A5 parziale (movimentazione terre e mezzi d’opera). Le categorie di impatto calcolate sono il GWP (kgCO₂eq), l’AP (kgSO₂eq) e l’EP (kgPO₄³⁻eq), con fattori di caratterizzazione CML 2001 applicati indipendentemente per ciascuna categoria. Il software consente inoltre il

confronto tra scenari con diversi set di fattori di emissione, funzionalità utilizzata per l'analisi presentata nella Sezione 6.3.4.

6.5 Sintesi e anticipazione dell'integrazione

L'analisi LCA della fase costruttiva riporta che il GWP dell'impianto da 30.000 AE è compreso tra 2.151 e 3.954 tCO₂eq a seconda del set di fattori di emissione adottato, con il calcestruzzo e l'acciaio che insieme determinano oltre il 96% dell'impatto. L'ammortizzazione su 30 anni e la normalizzazione sull'unità funzionale di 1 m³ trattato rivelano che la fase costruttiva incide per il 3–5% del GWP del ciclo di vita completo, confermando la netta dominanza della fase operativa documentata in letteratura.

Questo capitolo ha introdotto il tema dell'aggiornamento dei fattori di emissione come variabile metodologica rilevante, quantificandone l'effetto sulla sola fase costruttiva. Nel Capitolo 7, questi risultati saranno integrati con quelli della fase di gestione operativa (Capitolo 4) e dello smaltimento fanghi (Capitolo 5) per costruire un modello di ciclo di vita completo, consentendo una classificazione oggettiva delle priorità di intervento per la riduzione dell'impronta carbonica degli impianti di depurazione.

Capitolo 7 - Discussione integrata

I capitoli precedenti hanno analizzato separatamente le tre fasi del ciclo di vita dell'impianto di depurazione: la costruzione (Capitolo 6), la gestione operativa (Capitolo 4) e lo smaltimento dei fanghi (Capitolo 5). Ciascuno studio ha adottato unità funzionali, confini del sistema e ipotesi specifiche, producendo risultati che, presi singolarmente, offrono una visione parziale dell'impatto ambientale complessivo. Il presente capitolo integra i risultati dei tre moduli in un modello unificato, ricondotto ad un'unica unità funzionale (1 m³ di acqua trattata), con l'obiettivo di quantificare il GWP dell'intero ciclo di vita e di identificare le priorità di intervento per la riduzione delle emissioni di gas serra.

L'approccio adottato si articola in quattro fasi: (i) l'integrazione dei risultati delle tre fasi su base omogenea (Sezione 7.1); (ii) l'analisi dei trade-off tra scenari di gestione e costruzione (Sezione 7.2); (iii) la classificazione degli interventi di mitigazione in base al loro impatto sul GWP lifecycle (Sezione 7.3); (iv) l'analisi di sensitività multiparametrica per valutare la robustezza dei risultati (Sezione 7.4). Il capitolo si conclude con la presentazione di un modello predittivo per il controllo dell'aerazione (Sezione 7.5) e con la discussione delle implicazioni metodologiche e operative (Sezione 7.6).

La letteratura LCA applicata ai depuratori ha tradizionalmente privilegiato l'analisi della fase operativa, riconoscendone la dominanza nel bilancio delle emissioni (Corominas et al., 2013; Li et al., 2021). Tuttavia, come sottolineato da Lorenzo-Toja et al. (2016), l'esclusione delle fasi di costruzione e fine vita può condurre a conclusioni incomplete, specialmente quando si confrontano alternative impiantistiche che differiscono nella dotazione infrastrutturale. Il contributo originale di questo capitolo risiede

nell'integrazione quantitativa delle tre fasi, basata su dati primari raccolti da impianti reali italiani e su studi pubblicati dal gruppo di ricerca (Viotti et al., 2024; Viotti, Tatti e Croce, 2025; Boiocchi, Viotti e Lancione, 2023).

7.1 Il ciclo di vita completo: integrazione costruzione, gestione e smaltimento fanghi

7.1.1 Approccio metodologico per l'integrazione delle tre fasi

Gli studi originali analizzano la fase di costruzione e la fase di gestione su binari separati, con unità funzionali e taglie di impianto diverse. Per ottenere una visione completa dell'impatto ambientale, le tre fasi del ciclo di vita (costruzione, gestione operativa, smaltimento fanghi) sono state ricondotte ad un'unica unità funzionale: 1 m³ di acqua trattata, con un orizzonte temporale di 30 anni (vita utile convenzionale dell'impianto). Questo approccio è coerente con le raccomandazioni della letteratura per la comparabilità degli studi LCA nel settore del trattamento acque reflue (Corominas et al., 2013; Sheikholeslami et al., 2023).

La conversione richiede i seguenti passaggi per ciascuna fase del ciclo di vita:

- **Fase di costruzione.** Il GWP totale dell'impianto (kgCO₂eq) è diviso per il volume totale trattato nella vita utile ($Q \times 365 \times 30$). Lo studio originale della fase costruttiva, condotto sull'impianto da 30.000 AE, normalizza già per la portata giornaliera (657 kgCO₂eq per m³/d di capacità), pertanto è sufficiente un'ulteriore divisione per i giorni di vita utile (10.950 giorni). La scalatura dalla taglia di riferimento (30.000 AE) alla taglia dell'impianto caso studio (75.000 AE) è stata effettuata con fattore lineare ($n=1$), assunzione conservativa rispetto al fattore di economia di scala tipico in letteratura ($n=0,6-0,8$), come riportato anche da Li et al. (2021) e Cankaya e Pekey (2024).

- **Fase di gestione operativa.** Il GWP è già espresso in kgCO₂eq per m³ trattato (FU = 1 m³/d), come riportato nello studio della fase gestionale (Viotti et al., 2024). Lo studio originale specifica esplicitamente che lo smaltimento dei fanghi è escluso dai confini del sistema, adottando un approccio “cradle-to-gate” che comprende tutte le operazioni dal sollevamento iniziale alla disidratazione del fango, inclusi i consumi energetici, le emissioni dirette di processo (CO₂ biogenica, N₂O) e le emissioni da trasporto dei reagenti chimici.
- **Fase di smaltimento fanghi.** Il GWP per tonnellata di fango disidratato, determinato nello studio sui quattro scenari di smaltimento (Viotti, Tatti e Croce, 2025), è convertito in kgCO₂eq per m³ di acqua trattata attraverso la produzione specifica di fango, pari a 5.400 kg/d per l’impianto da 75.000 AE (Tabella 12 dello studio gestionale), ovvero 0,225 kg di fango per m³ trattato. Per la conversione dal contenuto di solidi del fango dello studio sui fanghi (58,3% TS) a quello da disidratazione meccanica (22% TS, valore standard per centrifuga/nastropressa), si applica il rapporto dei contenuti di secco.

L’approccio di integrazione adottato consente di mantenere la trasparenza rispetto alle fonti originali dei dati, evitando la necessità di rimodellare integralmente i singoli processi. Le ipotesi chiave, ovvero scalatura lineare, vita utile di 30 anni, portata costante, sono dichiarate esplicitamente e sottoposte ad analisi di sensitività nella Sezione 7.4. Il modello integrato accoppia inventari provenienti da tre impianti distinti: la fase di gestione operativa è modellata sull’impianto APS da 75.000 AE a Rieti (Viotti et al., 2024); la fase costruttiva è desunta dall’analisi di un impianto da 30.000 AE, scalata a 75.000 AE con fattore $n = 1$; la fase di smaltimento fanghi è basata su un impianto da circa 10.000 AE (Viotti, Tatti e Croce, 2025). Tale eterogeneità delle fonti dati, inevitabile in

assenza di un inventario costruttivo completo per l'impianto principale, costituisce un'ipotesi fondante del modello integrato: il valore assoluto del GWP lifecycle deve pertanto essere inteso come il risultato di una ricostruzione ibrida metodologicamente coerente, piuttosto che come la misurazione diretta del ciclo di vita di un singolo impianto. Questa limitazione non inficia tuttavia le conclusioni comparative sulla dominanza relativa delle fasi e sulla classificazione degli interventi di mitigazione, che restano valide indipendentemente dalla provenienza degli inventari. Nguyen et al. (2020) riporta come l'accoppiamento di modelli di processo con l'LCA rappresenta una delle frontiere metodologiche più promettenti per l'analisi integrata del ciclo di vita degli impianti di depurazione.

7.1.2 Risultati integrati (75.000 AE)

La Tabella 7.1 riporta il GWP lifecycle per m³ di acqua trattata, per quattro configurazioni impiantistiche e con smaltimento fanghi per spandimento agronomico (opzione a minor impatto, come determinato nel Capitolo 5). Le quattro configurazioni differiscono per la versione dei fattori di emissione adottati e per la presenza del digestore anaerobico.

Tabella 7.1 – GWP lifecycle per m³ di acqua trattata (75.000 AE, smaltimento per spandimento agronomico).

Fase	Baseline	Aggiornato	Eco-cemento	Dig. + agg.
Costruzione (ammort.)	0,038	0,028	0,020	0,028
Gestione operativa	0,602	0,571	0,571	0,526
Smaltimento fanghi	0,056	0,056	0,056	0,056
TOTALE	0,695	0,655	0,647	0,610

Variazione vs baseline	–	-5,8%	-6,9%	-12,2%
------------------------	---	-------	-------	--------

Nota: Valori in kgCO₂eq/m³. Baseline = fattori di emissione originali; Aggiornato = Ecoinvent v3.8 + IPCC AR5; Eco-cemento = calcestruzzo a basso impatto; Dig. + agg. = digestore anaerobico con parametri aggiornati.

La distribuzione percentuale tra le fasi è nettamente sbilanciata: la gestione operativa rappresenta l'86–88% del GWP lifecycle, lo smaltimento fanghi l'8–9%, e la costruzione ammortizzata solo il 3–5%. Questo risultato è coerente con la letteratura LCA sui depuratori, che identifica tipicamente la fase operativa come dominante con un contributo del 70–90% (Corominas et al., 2013; Li et al., 2021). In particolare, la meta-analisi di Li et al. (2021), condotta su 54 studi LCA, conferma che il consumo energetico e le emissioni dirette di processo costituiscono i contributi prevalenti all'impronta carbonica degli impianti di depurazione, indipendentemente dalla taglia e dalla tecnologia adottata.

Il valore di riferimento del GWP lifecycle, pari a 0,655 kgCO₂eq/m³ nella configurazione aggiornata con spandimento agronomico, si colloca entro l'intervallo riportato in letteratura per impianti a fanghi attivi convenzionali. Corominas et al. (2013), nella loro rassegna di 45 studi LCA, riportano un range di GWP compreso tra 0,1 e 2,4 kgCO₂eq/m³, con la maggior parte dei valori compresi tra 0,3 e 1,0 kgCO₂eq/m³. Analogamente, Boiocchi, Viotti e Lancione (2023), nel loro studio su un impianto da 800.000 PE, riportano valori di carbon footprint che, pur riferiti a una scala dimensionale significativamente maggiore, confermano l'ordine di grandezza dei risultati ottenuti nel presente studio.

La configurazione con digestore anaerobico e parametri aggiornati (0,610 kgCO₂eq/m³) rappresenta lo scenario a minor impatto, con una riduzione del 12,2% rispetto alla baseline. L'intervento combinato di aggiornamento dei fattori

di emissione e introduzione del digestore produce un effetto sinergico, sebbene non perfettamente additivo a causa delle interazioni tra le componenti del GWP.

7.1.3 Effetto dello scenario di smaltimento fanghi sul GWP lifecycle

La scelta dello scenario di smaltimento dei fanghi influenza significativamente il GWP lifecycle, come riportato nella Tabella 7.2. I quattro scenari analizzati nel Capitolo 5 (Viotti, Tatti e Croce, 2025) producono un range di impatto compreso tra 0,056 e 0,146 kgCO₂eq/m³, con effetti rilevanti sulla distribuzione percentuale tra le fasi del ciclo di vita.

Tabella 7.2 – Effetto dello scenario di smaltimento fanghi sul GWP lifecycle (parametri aggiornati, 75.000 AE).

Smaltimento	GWP fanghi (kgCO ₂ eq/m ³)	GWP lifecycle	Peso fanghi	Δ vs spand.
Spandimento agronomico	0,056	0,655	8,5%	–
Compostaggio	0,078	0,677	11,5%	+3,4%
Incenerimento (con rec.)	0,101	0,700	14,4%	+6,9%
Discarica	0,146	0,746	19,6%	+13,9%

La scelta tra spandimento e discarica produce una differenza di 0,091 kgCO₂eq/m³ sul GWP lifecycle, corrispondente al 13,9% del valore di riferimento. Lo smaltimento in discarica, penalizzato dalle elevate emissioni di CH₄ (60,6 kg CH₄ per tonnellata di fango, come riportato nel Capitolo 5), porta il peso dei fanghi dal 8,5% al 19,6% del totale lifecycle, diventando la seconda voce dopo la gestione operativa. Questo risultato è coerente con quanto osservato nella letteratura sulle emissioni di gas serra dai depuratori (Campos et al., 2016), che

identificano la discarica come lo scenario di smaltimento a maggior impatto climatico a causa delle emissioni fuggitive di metano.

Lo spandimento agronomico si conferma la soluzione a minor impatto, con un GWP inferiore del 62% rispetto alla discarica, seguita dal compostaggio (-47%) e dall'incenerimento con recupero energetico (-31%). La classifica rimane stabile anche con l'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC, come discusso nella Sezione 7.4.4. La letteratura internazionale conferma generalmente il vantaggio ambientale dello spandimento agronomico rispetto alle alternative, pur sottolineando la necessità di considerare le emissioni locali di N₂O e NH₃ nel lungo periodo (Campos et al., 2016; Roldan et al., 2020).

7.1.4 Confronto tra taglie: 30.000 AE vs 75.000 PE

L'impianto da 30.000 AE presenta un impatto specifico di costruzione più elevato (0,045 vs 0,028 kgCO₂eq/m³ con fattori aggiornati), dovuto alla portata pro-capite inferiore (200 vs 320 L/PE/d) che riduce il volume di ammortamento. Anche il contributo dei fanghi per m³ aumenta (0,089 vs 0,056 kgCO₂eq/m³ per spandimento), per la stessa ragione. Di conseguenza, nell'impianto da 30.000 AE la costruzione pesa il 6,4% del lifecycle (vs 4,3%) e i fanghi il 12,6% (vs 8,5%), mentre la gestione resta comunque dominante all'81%.

L'effetto scala è coerente con quanto riportato nella letteratura. Li et al. (2021) evidenziano nella loro meta-analisi che gli impianti di taglia inferiore a 50.000 PE tendono a presentare un GWP specifico superiore, principalmente a causa della minore efficienza energetica e del maggior peso relativo delle infrastrutture. Analogamente, Cankaya e Pekey (2024), nella loro analisi comparativa di 10 impianti turchi, confermano che il beneficio ambientale netto migliora con l'aumentare della taglia, suggerendo la presenza di significative economie di scala nelle prestazioni ambientali dei depuratori. Molinos-Senante e

Maziotis (2022), nel loro studio su 203 impianti cileni, identificano la taglia come uno dei principali fattori determinanti dell'efficienza energetica.

La differenza nella portata pro-capite tra i due impianti (200 vs 320 L/PE/d) non è dovuta esclusivamente alla diversa taglia, ma riflette anche differenze nel bacino di utenza, nel grado di separazione delle reti fognarie e nella componente di acque parassite. Questo parametro ha un'influenza diretta sul GWP per m³ delle fasi di costruzione e fanghi, poiché una portata pro-capite maggiore diluisce l'impatto delle infrastrutture e della produzione di fango su un volume trattato superiore.

7.2 Trade-off tra scenari: cosa ottimizza la gestione, cosa ottimizza la costruzione

L'analisi integrata rivela trade-off significativi tra le strategie di ottimizzazione delle diverse fasi del ciclo di vita. Gli interventi sulla fase costruttiva (aggiornamento dei fattori di emissione dei materiali, adozione di eco-cemento) e quelli sulla fase gestionale (efficienza energetica, digestione anaerobica, decarbonizzazione del mix elettrico) agiscono su componenti diverse del GWP totale e presentano rapporti costi-benefici ambientali molto differenti.

L'eco-cemento, ad esempio, riduce il GWP della sola costruzione del 28% rispetto ai fattori Ecoinvent v3.8 aggiornati (passando da 2.982 a 2.151 tCO₂eq per l'impianto da 30.000 AE), ma questa riduzione incide soltanto per il 2,5% sul GWP lifecycle totale, a causa del peso marginale della costruzione (3–5%). Al contrario, il digestore anaerobico, pur intervenendo sulla sola componente energetica della fase gestionale, produce una riduzione del 10,9% sul lifecycle, grazie alla dominanza della gestione operativa nel bilancio complessivo.

Questo risultato ha importanti implicazioni per le politiche di investimento nei depuratori. Interventi infrastrutturali costosi volti a ridurre

l'impronta ambientale dei materiali costruttivi producono benefici marginali sul ciclo di vita complessivo, mentre interventi sulla gestione operativa — spesso più accessibili economicamente — hanno un impatto significativamente maggiore. Come osservato da Aghabalaei et al. (2023), l'ottimizzazione integrata energia/emissioni nei sistemi di cogenerazione a biogas rappresenta uno degli approcci più promettenti per la riduzione del carbon footprint degli impianti di depurazione.

Esiste tuttavia un trade-off tra lo scenario di smaltimento dei fanghi e la configurazione gestionale. L'introduzione del digestore anaerobico modifica la qualità del fango in uscita (maggiore stabilizzazione, minor contenuto di materia organica), influenzando potenzialmente le prestazioni ambientali degli scenari di smaltimento a valle. Questo aspetto, non modellato esplicitamente nel presente studio, rappresenta un'area di sviluppo futuro per l'analisi integrata. Paulu et al. (2021) sottolineano come l'accoppiamento tra modelli di processo e LCA possa catturare queste interazioni, suggerendo che il CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment, ovvero il trattamento primario chimicamente assistito mediante l'aggiunta di coagulanti e flocculanti per migliorare la rimozione dei solidi sospesi e del COD in fase di sedimentazione primaria) rappresenti un'ulteriore alternativa tecnologica da valutare in ottica di ottimizzazione complessiva.

Lorenzo-Toja et al. (2018) propongono un modello integrato DEA+LCA (Data Envelopment Analysis, una tecnica di programmazione lineare per la valutazione dell'efficienza relativa di unità decisionali, combinata con l'LCA) che consente di identificare le configurazioni "best performer" rispetto a una frontiera di efficienza multi-criteriale. L'applicazione di questo approccio al caso studio di questa tesi potrebbe consentire di valutare la posizione dell'impianto

rispetto a un benchmark di impianti italiani ed europei, integrando sia le prestazioni ambientali che quelle operative.

7.3 Classificazione degli interventi di mitigazione lungo il ciclo di vita

L'analisi integrata consente di classificare le strategie di riduzione del GWP in base al loro impatto sull'intero ciclo di vita, isolando l'effetto di ciascun intervento rispetto alla configurazione baseline. La Tabella 7.3 riporta i risultati di questa classificazione, ordinata per efficacia decrescente.

Tabella 7.3 – Classificazione degli interventi di mitigazione per impatto sul GWP lifecycle (75.000 AE, spandimento).

Intervento	Rid. lifecycle	kgCO₂eq/m³ risp.	Fase
1. Digestore anaerobico	-10,9%	0,076	Gestione
2. Aggiorn. EF gestione (AR5, EF=336)	-4,5%	0,031	Gestione
3. Eco-cemento	-2,5%	0,017	Costruzione
4. Aggiorn. EF costruzione (Ecoinvent v3.8)	-1,3%	0,009	Costruzione
Tutti gli interventi combinati	-13,4%	0,093	Tutte

Il digestore anaerobico, pur con il rendimento elettrico netto di riferimento (38%, come discusso in dettaglio nella Sezione 7.4.2), risulta l'intervento singolo più efficace sul GWP lifecycle (-10,9%), confermando che la riduzione dei consumi energetici dalla rete è la leva principale per la mitigazione dell'impatto climatico dei depuratori. L'aggiornamento dei fattori di emissione della fase di gestione (-4,5%) ha un impatto superiore a qualsiasi intervento sulla fase di costruzione, coerentemente con la dominanza della gestione nel bilancio lifecycle. L'eco-

cemento, pur riducendo il GWP della sola costruzione del 28%, incide solo per il -2,5% sul lifecycle totale, a causa del peso marginale della costruzione.

L'effetto combinato di tutti gli interventi (-13,4%) non è pari alla somma aritmetica delle singole riduzioni (-19,2%), a causa delle interazioni non lineari tra le componenti del GWP. Le componenti non sono additivamente indipendenti: sommarle come se lo fossero introduce un errore di circa 6 punti percentuali. Questo tipo di interazione è spesso trascurato nelle analisi semplificate, che sommano le singole riduzioni come se fossero indipendenti. La differenza tra -13,4% e -19,2% quantifica l'errore che si commetterebbe adottando quell'assunzione. Questa differenza si spiega con un effetto di sovrapposizione: ad esempio, quando il fattore di emissione del mix elettrico si riduce (da 380 a 336 gCO₂/kWh), ogni kWh risparmiato dal digestore evita meno emissioni di quanto accadrebbe con il fattore più alto. Di conseguenza, il beneficio del digestore (-10,9%) e quello dell'aggiornamento del mix elettrico (-4,5%), applicati insieme, producono un effetto combinato inferiore alla loro somma aritmetica, poiché agiscono in parte sulla stessa componente del GWP (il consumo energetico dalla rete).

La classificazione ottenuta è coerente con le raccomandazioni di Campos et al. (2016), che identificano la riduzione dei consumi energetici e l'ottimizzazione del recupero energetico da biogas come le strategie prioritarie per la minimizzazione delle emissioni di gas serra nei depuratori. Szulc et al. (2021), nel loro caso studio sull'impianto di Poznań, dimostrano che il recupero energetico da biogas può coprire fino al 60-70% del fabbisogno elettrico, confermando il potenziale significativo della digestione anaerobica.

7.4 Analisi di sensitività

L'analisi di sensitività è stata condotta per valutare l'influenza dei principali parametri di input sui risultati dell'LCA, sia per la fase di costruzione che per la

fase di gestione dell'impianto di depurazione. Si è adottato un duplice approccio: (i) un'analisi One-At-a-Time (OAT), in cui ciascun parametro viene variato singolarmente mantenendo gli altri costanti, per identificare i parametri più influenti; (ii) un'analisi per scenari, in cui si confrontano configurazioni alternative con set di parametri coerenti, per valutare l'effetto combinato di aggiornamenti metodologici e tecnologici. L'approccio OAT, pur con le sue limitazioni note (Sheikholeslami et al., 2023), consente una rapida identificazione dei parametri critici ed è ampiamente adottato nella letteratura LCA applicata ai depuratori.

In particolare, durante la revisione del modello LCA sono state identificate discrepanze significative tra i fattori di emissione utilizzati negli studi originali e i valori aggiornati disponibili nelle banche dati di riferimento. I fattori di caratterizzazione GWP per CH₄ e N₂O erano basati sull'IPCC AR4 (rispettivamente 25 e 298 kgCO₂eq/kg), mentre i valori aggiornati dell'IPCC AR5 sono 28 e 265. Analogamente, il fattore di emissione del mix elettrico italiano era compreso tra 380 e 415,5 gCO₂/kWh (Ecoinvent v3.8, dati originali), mentre il valore aggiornato ISPRA/Ecoinvent è di 336 gCO₂/kWh. Queste differenze rendono l'analisi di sensitività particolarmente rilevante per quantificare l'impatto delle scelte metodologiche sui risultati finali.

7.4.1 Sensitività della fase gestionale

Per analizzare la sensitività della fase operativa, il GWP dello Scenario A (trattamento convenzionale a fanghi attivi, come definito nel Capitolo 4) è stato decomposto nelle sue componenti principali, a partire dai risultati pubblicati in Viotti et al. (2024), pari a 0,602 kgCO₂eq/m³. La Tabella 7.4 riporta la decomposizione dettagliata.

Tabella 7.4 – Decomposizione del GWP dello Scenario A (gestione operativa, 75.000 AE).

Componente	kgCO ₂ eq/m ³	Contributo	Tipo
CO ₂ da fraz. fossile effluente (9%)	0,228	37,8%	Diretta
N ₂ O effluente (IPCC)	0,144	23,9%	Diretta
Energia elettrica	0,125	20,8%	Indiretta
CO ₂ da fraz. fossile trattamento (9%)	0,086	14,2%	Diretta
Trasporto	0,011	1,8%	Indiretta
N ₂ O impianto (IPCC)	0,008	1,4%	Diretta
TOTALE	0,602	100%	

La componente dominante è la CO₂ da frazione fossile dell'effluente (37,8%), seguita dall'N₂O nell'effluente calcolato con il metodo IPCC population-based (23,9%). L'energia elettrica rappresenta il 20,8% del GWP totale. Le emissioni dirette (CO₂ biogenica + N₂O) costituiscono complessivamente il 77,4% del GWP operativo, confermando il ruolo preponderante dei processi biologici rispetto ai consumi energetici. Questo risultato è coerente con la letteratura che identifica le emissioni dirette di N₂O e la CO₂ da frazione fossile come le fonti principali di incertezza e impatto nell'LCA dei depuratori (Daelman et al., 2013; Lorenzo-Toja et al., 2016).

È opportuno chiarire il trattamento della CO₂ biogenica adottato nello studio originale (Viotti et al., 2024). Conformemente alle Linee Guida IPCC 2006 e al Refinement 2019, la CO₂ derivante dalla degradazione di materia organica biogenica (escrementi umani, residui alimentari) non viene inclusa nei totali del GWP, poiché il carbonio corrispondente è già contabilizzato nel settore AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use) attraverso i metodi di variazione degli stock; includerlo nuovamente nel settore Rifiuti o Energia costituirebbe un

doppio conteggio. Tuttavia, una frazione del carbonio organico presente nelle acque reflue è di origine fossile, derivante da tensioattivi petrolchimici, farmaceutici, prodotti cosmetici e microplastiche. La letteratura, attraverso analisi isotopiche al radiocarbonio (^{14}C), ha stabilito che tale frazione fossile è compresa tra il 4% e il 14% del carbonio organico totale influente, con il valore di 9% come stima centrale per acque reflue prevalentemente civili (Law et al., 2013; Griffith et al., 2009). Lo studio originale adotta coerentemente questa convenzione: la CO_2 biogenica totale prodotta dai processi biologici e scaricata con l'effluente non è contata nel GWP; è inclusa unicamente la quota corrispondente alla frazione fossile (9%), che rappresenta carbonio genuinamente sequestrato per milioni di anni e reimpresso in atmosfera. I valori 0,228 e 0,086 $\text{kgCO}_2\text{eq/m}^3$ riportati nella Tabella 7.4 corrispondono pertanto al solo 9% della CO_2 biogenica totale, non alla sua interezza. L'analisi OAT sulla frazione fossile (4–14%, Tabella 7.5) quantifica la sensibilità del GWP a questo parametro, che risulta il più influente tra tutti quelli esaminati (swing 16,7%).

L'aggiornamento simultaneo del fattore di emissione dell'energia elettrica (da 380 a 336 gCO_2/kWh) e del GWP dell' N_2O (da 298 a 265 $\text{kgCO}_2\text{eq/kg}$) produce una riduzione complessiva del GWP del 5,2%, portando il valore da 0,602 a 0,571 $\text{kgCO}_2\text{eq/m}^3$. La riduzione è moderata poiché le componenti proporzionali ai parametri modificati (energia e N_2O) rappresentano complessivamente circa il 46% del GWP, mentre il restante 54% (CO_2 biogenica e trasporto) non è influenzato da tali aggiornamenti. L'importanza della scelta della versione dei fattori IPCC è confermata dalla sensibilità al mix energetico osservata da Ioannou-Ttota et al. (2016) nel loro studio su un impianto MBR a Cipro.

Tabella 7.5 – Analisi OAT della fase gestionale: parametri critici e swing sul GWP.

Parametro	Intervallo	Swing GWP	Ranking
Fraz. fossile del C influente	4% – 14%	16,7%	1°
EF elettricità	280 – 450 gCO ₂ /kWh	9,8%	2°
GWP N ₂ O	200 – 298 kgCO ₂ eq/kg	8,8%	3°
Distanza trasporto	50 – 200 km	2,9%	4°
EF _{plant} N ₂ O (IPCC)	2 – 8 gN ₂ O/ab·anno	2,4%	5°

La frazione di CO₂ fossile nell'influente risulta il parametro più influente (swing totale 16,7%). Le analisi isotopiche al radiocarbonio (Law et al., 2013; Griffith et al., 2009) riportano valori compresi tra il 4% e il 14% del carbonio organico totale come fossile nelle acque reflue civili, e la scelta di questo parametro (fissato al 9% nello studio di Viotti et al., 2024) produce uno swing del 16,7% sul risultato finale. Questo evidenzia la necessità di una caratterizzazione sito-specifica del contenuto di carbonio fossile nelle acque reflue, come raccomandato anche da Lorenzo-Toja et al. (2016) nell'ambito della loro analisi sull'inventario esteso del ciclo di vita dei depuratori.

È opportuno precisare un aspetto metodologico dell'analisi OAT che influenza l'interpretazione del ranking. Nell'implementazione adottata, il moltiplicatore della frazione fossile agisce sulla sola componente di CO₂ biogenica da trattamento (0,086 kgCO₂eq/m³, 14,2% del GWP baseline), mantenendo costante la componente di CO₂ biogenica veicolata dall'effluente (0,228 kgCO₂eq/m³, 37,8% del GWP), coerentemente con la struttura

dell'inventario in cui tale componente è parametrizzata rispetto alla qualità misurata dell'effluente, indipendente dalla scelta della frazione fossile. Si segnala inoltre che il confronto diretto tra gli swing OAT dei tre principali parametri è condizionato dalla disomogeneità degli intervalli adottati: l'intervallo per la frazione fossile (4%–14%, rapporto max/min = 3,5) è sensibilmente più ampio rispetto a quelli per il fattore di emissione dell'energia elettrica (280–450 gCO₂/kWh, rapporto 1,6) e per il GWP dell'N₂O (200–298 kgCO₂eq/kg, rapporto 1,5). Se tutti e tre i parametri fossero variati di ±20% rispetto al valore base — intervallo omogeneo adottato nell'analisi OAT della fase costruttiva (Sezione 7.4.3) — il GWP dell'N₂O risulterebbe il parametro più influente (swing normalizzato 9,5%), seguito dal fattore di emissione elettrico (7,8%) e dalla frazione fossile (6,0%). Il ranking di Tabella 7.5 riflette pertanto sia la sensibilità intrinseca del modello sia la diversa ampiezza degli intervalli di letteratura adottati, quest'ultima motivata dall'elevata variabilità sito-specifica della frazione fossile documentata da Law et al. (2013) e Griffith et al. (2009).

Il fattore di emissione dell'energia elettrica è il secondo parametro per sensibilità (9,8%), confermando l'importanza della scelta del mix energetico di riferimento. Il GWP dell'N₂O (8,8%) ha un impatto paragonabile, suggerendo che la scelta dell'edizione IPCC di riferimento (AR4 vs AR5 vs AR6) non è trascurabile. Daelman et al. (2013) sottolineano l'importanza del monitoraggio a lungo termine delle emissioni di N₂O per ridurre l'incertezza nei bilanci di gas serra dei depuratori.

7.4.2 Analisi parametrica dello Scenario C (digestore anaerobico)

L'analisi dello Scenario C (integrazione di un digestore anaerobico nella linea fanghi con cogenerazione a biogas) merita una trattazione approfondita, poiché la sensibilità ai parametri del cogeneratore si è rivelata particolarmente significativa. Lo studio originale (Viotti et al., 2024) adotta un'efficienza del 65%

applicata al PCS del metano (10,7 kWh/Nm³). Tuttavia, questo valore rappresenta l'efficienza complessiva del sistema di cogenerazione (elettrica + termica, al netto di perdite, torcia e riscaldamento del digestore), non il rendimento elettrico netto del cogeneratore, che è il parametro rilevante per il calcolo della produzione elettrica effettiva.

Il rendimento elettrico netto di un gruppo di cogenerazione a biogas è tipicamente compreso tra il 35% e il 42% (Vehlow, 2007; Aghabalaei et al., 2023); il valore adottato nell'analisi parametrica è 0,38 (38%), applicato al PCI del metano (9,94 kWh/Nm³). Utilizzando la produzione di CH₄ riportata in Tabella 11 dello studio originale (840 m³ CH₄/d, corrispondenti a 1.400 m³ biogas/d con il 60% di CH₄), l'impatto di questa scelta parametrica è sostanziale, come riportato nella Tabella 7.6.

Tabella 7.6 – Analisi parametrica dello Scenario C: confronto tra approcci per il calcolo della produzione energetica da biogas.

Parametro	Approccio eff. complessiva	Approccio rend. elettrico
Potere calorifico	10,7 kWh/Nm ³ (PCS)	9,94 kWh/Nm ³ (PCI)
Efficienza/Rendimento	0,65 (globale)	0,38 (solo elettrica)
Energia da biogas (kWh/d per m ³)	0,243	0,132
Energia da rete residua (kWh/d per m ³)	0,087	0,198
Copertura fabbisogno elettrico	74%	40%

Riduzione GWP vs Sc. A	-15,4%	-7,8%
-------------------------------	---------------	--------------

In entrambi i casi l'impianto non raggiunge l'autosufficienza energetica e necessita di un apporto residuo dalla rete. Con l'approccio basato sull'efficienza complessiva, il biogas copre il 74% del fabbisogno elettrico (0,243 su 0,33 kWh/d per m³), mentre con l'approccio basato sul rendimento elettrico netto la copertura scende al 40% (0,132 su 0,33 kWh/d per m³). L'energia elettrica producibile dal biogas si riduce del 46%, e di conseguenza la riduzione del GWP offerta dal digestore anaerobico passa dal -15,4% al -7,8% rispetto allo Scenario A-gestione.

Il digestore anaerobico rimane comunque una soluzione vantaggiosa e il singolo intervento più efficace sul GWP lifecycle (-10,9%), ma il suo beneficio ambientale in termini di GWP risulta circa dimezzato rispetto a quanto stimato con i parametri basati sull'efficienza complessiva. Questo risultato mostra la necessità di specificare esplicitamente quale parametro di rendimento viene adottato negli studi LCA di sistemi con cogenerazione a biogas, come raccomandato anche da Aghabalaei et al. (2023).

7.4.3 Sensitività della fase costruttiva

L'analisi della fase di costruzione, condotta confrontando tre scenari basati su diversi set di fattori di emissione per i materiali (come descritto nel Capitolo 6), mostra una variazione significativa del GWP totale: lo Scenario 1 (fattori originali) produce 3.954 tCO₂eq, lo Scenario 2 (Ecoinvent v3.8) 2.982 tCO₂eq (-24,6%), e lo Scenario 3 (eco-cemento) 2.151 tCO₂eq (-45,6%). L'aggiornamento dei fattori di emissione produce una riduzione imputabile principalmente alla revisione del fattore del calcestruzzo (da 290 a 197 kgCO₂eq/m³, -32,1%) e dell'acciaio (da 1,65 a 1,49 kgCO₂eq/kg, -9,7%).

L'analisi OAT, condotta variando ciascun fattore di emissione di ±20% rispetto ai valori aggiornati, mette in luce una forte concentrazione della

sensibilità su due soli materiali: il calcestruzzo (59,0% del GWP, swing $\pm 11,8\%$) e l'acciaio (37,5%, swing $\pm 7,5\%$). Insieme, questi due materiali rappresentano il 96,5% del GWP della fase costruttiva. Tutti gli altri materiali (rame, zincatura, gomma, ghisa, PVC, PEAD) producono variazioni inferiori all'1% del GWP totale, risultando trascurabili ai fini della sensibilità. Una variazione del $\pm 20\%$ del fattore di emissione del calcestruzzo produce un'oscillazione del GWP totale compresa tra 2.630 e 3.334 tCO₂eq (swing di 704 tCO₂eq), mentre per l'acciaio lo stesso intervallo di variazione produce un swing di 448 tCO₂eq.

Questo risultato conferma che qualsiasi strategia di riduzione dell'impatto ambientale della fase costruttiva deve prioritariamente intervenire sui materiali cementizi e sull'acciaio strutturale, coerentemente con le indicazioni della letteratura sull'LCA delle infrastrutture civili. Lo scenario eco-cemento dimostra che l'adozione di calcestruzzi a basso contenuto di clinker quasi raddoppia la riduzione del GWP rispetto al solo aggiornamento dei fattori di emissione (da -24,6% a -45,6%).

7.4.4 Sensibilità dello smaltimento fanghi

Per i quattro scenari di smaltimento dei fanghi (discarica, spandimento agronomico, incenerimento con recupero energetico, compostaggio), l'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC (CH₄: 25→28, N₂O: 298→265) produce effetti opposti la cui entità dipende dalla composizione delle emissioni di ciascuno scenario. L'aumento del GWP del CH₄ (+12%) prevale sugli scenari dominati da emissioni metaniche: lo Scenario A (discarica) registra un incremento del GWP di circa il +10,6%, poiché il CH₄ rappresenta la componente quasi totalitaria delle emissioni (60,6 kg CH₄ per tonnellata di fango disidratato). Negli altri scenari, l'aumento del contributo CH₄ è in larga parte compensato dalla diminuzione del contributo N₂O (-11,1%) e dalla riduzione del fattore di

emissione dell'energia elettrica (-11,6%), producendo variazioni nette contenute (<1%).

La classifica degli scenari non cambia: lo spandimento agronomico (Scenario B) rimane la soluzione a minor impatto (-62% rispetto alla discarica), seguito dal compostaggio (-47%) e dall'incenerimento con recupero energetico (-31%). Lo Scenario A (discarica) è dominato dalle emissioni di CH₄, che con un GWP di 28 kgCO₂eq/kgCH₄ produce circa 1.697 kgCO₂eq, pari a circa il 99% del GWP totale dello scenario. L'analisi OAT conferma che una variazione del ±50% delle emissioni di CH₄ dalla discarica produce un'oscillazione del GWP del ±49%, rendendo questo il parametro di gran lunga più critico per gli scenari di smaltimento in discarica. La sensibilità dei risultati al fattore di caratterizzazione del metano è coerente con quanto osservato a livello internazionale per le filiere di gestione dei fanghi (Sabet et al., 2023).

7.4.5 Robustezza del modello: sintesi dell'incertezza parametrica

La sintesi dell'analisi di sensibilità condotta sulle tre fasi del ciclo di vita mostra una gerarchia chiara nella sensibilità parametrica del modello integrato. A livello lifecycle, i parametri più influenti sono quelli della fase gestionale (frazione fossile del C influente: 16,7%; EF elettricità: 9,8%; GWP N₂O: 8,8%; si precisa che quest'ultimo ranking riflette anche la diversa ampiezza relativa degli intervalli adottati, come discusso nella Sezione 7.4.1), seguiti dallo scenario di smaltimento fanghi (differenziale 13,9% tra spandimento e discarica) e infine dai parametri della fase costruttiva (calcestruzzo: ±11,8% sulla sola costruzione, che si traduce in ±0,5% sul lifecycle).

Nonostante la variabilità parametrica, alcune conclusioni si mantengono robuste rispetto a tutte le combinazioni esplorate: (i) la gestione operativa domina il GWP lifecycle in tutte le configurazioni (81-88%); (ii) il digestore anaerobico resta l'intervento singolo più efficace, anche nella configurazione più

conservativa (rendimento elettrico 38%); (iii) lo spandimento agronomico si conferma lo scenario di smaltimento a minor impatto; (iv) la costruzione resta marginale (3–6% del lifecycle) indipendentemente dai fattori di emissione adottati.

Questi risultati confermano la robustezza del modello integrato proposto e supportano le raccomandazioni operative formulate nella Sezione 7.6. Come osservato da Sheikholeslami et al. (2023) nella loro revisione sistematica dei metodi di analisi dell'incertezza nell'LCA dei sistemi idrici, l'approccio OAT adottato nel presente studio, pur non catturando le interazioni tra parametri come farebbe un'analisi Monte Carlo, consente una rapida ed efficace identificazione dei parametri critici e delle aree di prioritaria attenzione per il miglioramento della qualità dei dati.

7.5 Il modello predittivo per il controllo dell'aerazione

L'analisi del ciclo di vita presentata nelle sezioni precedenti mette in luce come la fase gestionale, e in particolare il consumo energetico per l'aerazione del comparto biologico, rappresenta il contributo dominante al GWP lifecycle dell'impianto di depurazione. Il comparto biologico da solo assorbe circa il 64% del consumo energetico totale dell'impianto (0,21 su 0,33 kWh/d per m³), come riportato in Viotti et al. (2024). In questo contesto, l'ottimizzazione del controllo dell'aerazione rappresenta la strategia operativa a maggior potenziale di riduzione dell'impronta carbonica, senza richiedere investimenti infrastrutturali rilevanti.

Lo sviluppo di modelli predittivi per il controllo dell'aerazione si inserisce nella più ampia tendenza verso la digitalizzazione e l'automazione dei processi di depurazione. Adibimanesh et al. (2023) hanno dimostrato l'efficacia degli algoritmi di machine learning nell'ottimizzazione dei processi di trattamento dei fanghi, evidenziando come l'approccio data-driven possa complementare la

modellazione meccanicistica tradizionale. Analogamente, Nguyen et al. (2020) propongono l'accoppiamento tra modelli di processo e LCA come paradigma per la gestione ambientale integrata degli impianti di depurazione.

7.6 Implicazioni metodologiche e operative

I risultati dell'analisi integrata del ciclo di vita e dell'analisi di sensitività multiparametrica consentono di formulare una serie di raccomandazioni metodologiche e operative, rilevanti sia per la comunità scientifica che per i progettisti e gestori di impianti di depurazione.

- *Dichiarazione esplicita dei parametri metodologici.* La scelta dei parametri di caratterizzazione (edizione IPCC), della banca dati dei fattori di emissione (versione Ecoinvent), e dei parametri impiantistici (rendimento CHP) ha un impatto significativo sui risultati dell'LCA, come quantificato nella Sezione 7.4. L'analisi di sensitività ha mostrato che il passaggio dall'IPCC AR4 all'AR5, combinato con l'aggiornamento del mix elettrico, produce una variazione del GWP del -5,2% sulla sola fase gestionale e del -5,8% sul lifecycle totale. È pertanto necessario dichiarare esplicitamente la versione dei fattori utilizzati in ogni studio LCA, per consentire la confrontabilità tra i risultati. Come raccomandato da Corominas et al. (2013), la trasparenza nelle assunzioni metodologiche è un prerequisito essenziale per l'affidabilità degli studi LCA applicati al settore idrico.
- *Analisi isolata vs analisi integrata.* L'analisi delle singole fasi in isolamento può portare a conclusioni fuorvianti. La costruzione, pur presentando una sensitività del 24,6% ai fattori di emissione, pesa solo il 3-5% del lifecycle, rendendo interventi sulla costruzione meno prioritari rispetto a interventi sulla gestione. Questo risultato ha importanti implicazioni per le politiche

di investimento: interventi infrastrutturali costosi volti a ridurre l'impronta ambientale dei materiali costruttivi producono benefici ambientali marginali sul ciclo di vita complessivo. L'integrazione delle tre fasi su un'unica FU (1 m³ trattato) consente una classificazione oggettiva delle priorità di intervento, evidenziando che le azioni sulla gestione operativa (efficienza energetica, digestione anaerobica, mix elettrico) producono i maggiori benefici ambientali sul ciclo di vita completo.

- *Distinzione tra rendimento elettrico e complessivo nei sistemi CHP.* L'analisi parametrica dello Scenario C ha mostrato che la scelta del parametro di rendimento del cogeneratore influenza significativamente i risultati. Utilizzando il rendimento elettrico netto (38%) anziché l'efficienza complessiva (65%), la riduzione del GWP si dimezza (da -15,4% a -7,8%). Questo mostra la necessità di specificare esplicitamente quale parametro di rendimento viene adottato negli studi LCA di sistemi con cogenerazione a biogas.

Trattamento della CO₂ biogenica e frazione fossile. L'esclusione della CO₂ biogenica dai totali del GWP, adottata nel presente studio conformemente alle Linee Guida IPCC 2006, non costituisce un'assunzione di neutralità carbonica, bensì una convenzione contabile settoriale finalizzata a evitare il doppio conteggio con il settore AFOLU (IPCC, 2019a). Tuttavia, le analisi isotopiche al radiocarbonio (Griffith et al., 2009; Law et al., 2013) hanno dimostrato che il 4–14% del carbonio organico influente è di origine fossile (tensioattivi, farmaceutici, microplastiche), e che tale frazione fossile si propaga lungo la filiera di trattamento fino al biogas (circa 3% di C fossile nel biogas secondo He et al., 2025) e al fango (fino al 22%). Il Refinement IPCC 2019 riconosce questa lacuna in un'apposita appendice (Appendice 6Ap.1), segnalata come base per futuri sviluppi metodologici. Lo studio originale (Viotti et al., 2024) affronta questa

criticità includendo nel GWP la sola quota fossile della CO₂ biogenica (9%), un approccio coerente con le raccomandazioni emergenti nella letteratura (Polruang et al., 2021; Corominas et al., 2020). L'elevata sensitività del GWP a questo parametro (swing 16,7%, primo in classifica nell'analisi OAT) conferma la necessità di caratterizzazioni sito-specifiche della frazione fossile e supporta la pratica, ormai raccomandata dalla comunità scientifica, di riportare i risultati sia con sia senza la CO₂ biogenica, per consentire la confrontabilità tra studi.

– *Raccomandazioni per progettisti e gestori.* Sulla base dei risultati ottenuti, si possono formulare le seguenti raccomandazioni operative:

(a) La priorità di investimento per la riduzione dell'impronta carbonica deve essere orientata alla fase gestionale, in particolare all'efficienza energetica del comparto biologico (aerazione) e all'implementazione della digestione anaerobica con cogenerazione. Anche con parametri conservativi (rendimento elettrico 38%), il digestore anaerobico resta l'intervento singolo a maggior impatto (-10,9% sul lifecycle).

(b) Lo smaltimento dei fanghi per spandimento agronomico è la soluzione a minor impatto climatico, con un differenziale del 13,9% rispetto alla discarica. Dove le condizioni normative e logistiche lo consentano, lo spandimento dovrebbe essere privilegiato.

(c) La decarbonizzazione del mix elettrico nazionale rappresenta una leva esterna particolarmente efficace: una riduzione dell'EF da 380 a 280 gCO₂/kWh produrrebbe una riduzione del GWP lifecycle dell'ordine del 4-5%, senza alcun intervento impiantistico.

(d) L'adozione di materiali a basso impatto (eco-cemento, acciaio riciclato) nella fase costruttiva, pur producendo effetti marginali sul lifecycle totale, rimane

una best practice nell'ottica della sostenibilità complessiva dell'opera e della transizione verso un'economia circolare nel settore delle costruzioni.

Il modello integrato proposto apre diverse linee di sviluppo. L'integrazione con tecnologie emergenti quali i sistemi bioelettrochimici (Zhang et al., 2019), le microalghe per il trattamento e il recupero di risorse (Gurreri et al., 2024), e la produzione di idrogeno verde dalle acque reflue (Osman et al., 2024), potrebbe ampliare significativamente il ventaglio di strategie per la neutralità carbonica del settore idrico. Il gruppo di ricerca ha inoltre esplorato tecnologie innovative come il sistema BAS+UF per il trattamento combinato (Luciano et al., 2012) e l'utilizzo di biochar da sottoprodotti del trattamento acque per l'adsorbimento di contaminanti (Boni et al., 2021), dimostrando il potenziale di valorizzazione dei sottoprodotti in un'ottica di economia circolare, come sistematizzato da Rigamonti (2021) e Hernandez-Chover et al. (2023). L'adozione di indicatori di sostenibilità multi-criterio (Jafarinejad, 2020), l'integrazione con strumenti di benchmarking dell'efficienza energetica (Maziotis et al., 2023; Molinos-Senante e Maziotis, 2022) e l'applicazione dell'approccio Sustainable Value (Henriques e Catarino, 2016) rappresentano ulteriori prospettive per una valutazione olistica della sostenibilità dei depuratori.

L'estensione dell'analisi ad altre categorie di impatto oltre al GWP (acidificazione, eutrofizzazione, tossicità), l'inclusione dei micropollutanti emergenti (Pesqueira et al., 2020) e l'adozione di approcci probabilistici per la quantificazione dell'incertezza (analisi Monte Carlo, Sheikholeslami et al., 2023) costituiscono naturali sviluppi del modello presentato, che potranno beneficiare della crescente disponibilità di dati primari e della progressiva standardizzazione delle metodologie LCA nel settore del trattamento delle acque reflue. Tsangas et al. (2023) evidenziano l'importanza di integrare l'analisi dell'energia cumulativa (CED) con l'LCA per una valutazione più completa della

sostenibilità ambientale, mentre Yilmaz et al. (2024) offrono una panoramica sulle tecnologie anaerobiche come alternativa ai sistemi aerobici convenzionali, con implicazioni significative per il bilancio energetico e le emissioni di GHG.

In conclusione, il modello LCA integrato proposto nel presente capitolo fornisce uno strumento quantitativo per la valutazione delle priorità di intervento nella riduzione dell'impronta carbonica degli impianti di depurazione, confermando la necessità di un approccio lifecycle che integri tutte le fasi — dalla costruzione alla gestione operativa allo smaltimento dei sottoprodotti — per orientare efficacemente le strategie di decarbonizzazione del settore idrico. I risultati dimostrano che, pur in presenza di significative incertezze parametriche, la dominanza della fase gestionale e l'efficacia della digestione anaerobica restano conclusioni robuste, fornendo una base solida per le decisioni di investimento e pianificazione nel settore della depurazione.

Capitolo 8 - Conclusioni

Il presente lavoro di tesi ha sviluppato un modello integrato per la valutazione del ciclo di vita (Life Cycle Assessment) di un impianto di depurazione delle acque reflue, articolato in tre moduli complementari: la fase di costruzione (Capitolo 6), la fase di gestione operativa (Capitolo 4) e lo smaltimento dei fanghi di depurazione (Capitolo 5). L'analisi è stata condotta su un impianto a fanghi attivi convenzionali con potenzialità di 75.000 abitanti equivalenti e portata media di 24.000 m³/d, situato nell'Italia centrale (Capitolo 3), adottando come unità funzionale 1 m³ di acqua reflua trattata e il metodo di caratterizzazione CML 2001 (Capitolo 2). In questo capitolo conclusivo vengono sintetizzati i risultati principali dell'analisi integrata sviluppata nel Capitolo 7, evidenziati i contributi originali della ricerca, discussi i limiti dello studio e delineate le prospettive per sviluppi futuri.

8.1 Risultati principali dell'analisi integrata

L'integrazione delle tre fasi del ciclo di vita su un'unica unità funzionale (1 m³ di acqua trattata, con vita utile dell'impianto pari a 30 anni) ha consentito di quantificare il Global Warming Potential complessivo dell'impianto di depurazione e di determinare il peso relativo di ciascuna fase (Capitolo 7). Il valore di riferimento del GWP lifecycle, calcolato con fattori di emissione aggiornati (Ecoinvent v3.8, IPCC AR5, mix elettrico italiano pari a 336 gCO₂/kWh) e con lo spandimento agronomico come scenario di smaltimento dei fanghi, risulta pari a 0,655 kgCO₂eq/m³. A seconda della configurazione impiantistica e dello scenario di gestione dei fanghi adottato, il GWP lifecycle varia in un intervallo compreso tra 0,61 e 0,75 kgCO₂eq/m³.

La distribuzione percentuale tra le fasi del ciclo di vita è risultata nettamente sbilanciata a favore della gestione operativa: questa fase rappresenta l'86–88% del GWP totale (0,571 kgCO₂eq/m³ nella configurazione aggiornata), mentre lo smaltimento dei fanghi contribuisce per l'8,5–20% a seconda dello scenario adottato, e la costruzione ammortizzata incide per il solo 3–5%. È una distribuzione asimmetrica: la quasi totalità delle leve di riduzione dell'impatto si concentra in una sola fase. Questo risultato è coerente con la letteratura internazionale in materia di LCA applicata ai depuratori, che identifica tipicamente la fase operativa come dominante con contributi del 70–90% sul GWP complessivo.

Per quanto riguarda la fase di gestione operativa, la decomposizione del GWP dello Scenario A (Capitolo 7) ha evidenziato la seguente distribuzione tra le componenti emissive: la CO₂ di origine biogenica, sommando le emissioni dal processo di trattamento biologico (14,2%) e quelle veicolate dall'effluente (37,8%), costituisce il 52% del GWP riportato; le emissioni di N₂O, sia dall'impianto (1,4%) che dall'effluente secondo il metodo IPCC population-based (23,9%), rappresentano complessivamente il 25%; il consumo di energia elettrica dalla rete incide per il 21%; il trasporto dei reagenti e dei fanghi per il 2%. È necessario precisare che lo studio originale include la CO₂ biogenica nel computo del GWP. Tale scelta metodologica, adottata in una parte della letteratura LCA sui depuratori (Polruang et al., 2021; Parravicini et al., 2016), differisce dalla convenzione raccomandata dalle linee guida IPCC (2006, 2019 Refinement), secondo la quale la CO₂ derivante dalla combustione o dalla degradazione di biomassa a ciclo breve — quale la materia organica presente nei reflui urbani — viene stimata ma riportata come information item e non inclusa nei totali settoriali, al fine di evitare il doppio conteggio con il settore AFOLU (Agriculture, Forestry and Other Land Use). Escludendo la CO₂ biogenica dal computo, il

GWP operativo si ridurrebbe a circa 0,29 kgCO₂eq/m³ e le emissioni di N₂O diventerebbero la componente dominante, seguite dal consumo energetico. La scelta di includere o escludere la CO₂ biogenica non altera tuttavia le conclusioni relative alla dominanza della fase gestionale sul lifecycle, né la graduatoria degli interventi di mitigazione, poiché agisce come un fattore di scala uniforme sulla fase operativa.

L'analisi dello smaltimento dei fanghi, basata sui quattro scenari valutati nel Capitolo 5 – discarica, spandimento agronomico, incenerimento con recupero energetico e compostaggio – ha confermato lo spandimento agronomico come la soluzione a minor impatto ambientale in termini di GWP. La scelta dello scenario di smaltimento produce un differenziale significativo sul GWP lifecycle: il passaggio dallo spandimento alla discarica determina un incremento di 0,091 kgCO₂eq/m³ (+13,9%), portando il peso dei fanghi dall'8,5% al 19,6% del totale. Lo smaltimento in discarica è penalizzato dalle elevate emissioni di CH₄, il cui potenziale di riscaldamento globale è 25–28 volte superiore a quello della CO₂.

La classificazione degli interventi di mitigazione lungo il ciclo di vita, effettuata nel Capitolo 7 isolando l'effetto di ciascun intervento sul GWP lifecycle totale, ha prodotto la graduatoria riportata nella Tabella 8.1.

Tabella 8.1 – Classificazione degli interventi di mitigazione del GWP sul ciclo di vita (75.000 PE, spandimento agronomico).

Intervento	Riduzione GWP lifecycle	kgCO ₂ eq risparmiati per m ³
Digestore anaerobico (rendimento elettrico 38%)	-10,9%	0,076

Aggiornamento fattori emissione gestione (AR5, 336 gCO ₂ /kWh)	-4,5%	0,031
Eco-cemento (costruzione)	-2,5%	0,017
Aggiornamento fattori emissione costruzione (Ecoinvent v3.8)	-1,3%	0,009
Tutti gli interventi combinati	-13,4%	0,093

Il digestore anaerobico, anche adottando il rendimento elettrico netto del cogeneratore (38%, applicato al PCI del metano) anziché l'efficienza complessiva del sistema (65%), risulta l'intervento singolo più efficace sul GWP lifecycle (-10,9%), confermando che la riduzione della dipendenza dalla rete elettrica costituisce la leva principale per la mitigazione dell'impatto ambientale di un impianto di depurazione. L'aggiornamento dei fattori di emissione della fase di gestione (-4,5%) produce un impatto superiore a qualsiasi intervento sulla fase di costruzione, coerentemente con la dominanza della gestione nel bilancio lifecycle. L'adozione di eco-cemento, pur riducendo il GWP della sola costruzione del 28%, incide per appena il -2,5% sul lifecycle totale, a causa del peso marginale della costruzione.

La combinazione di tutti gli interventi considerati consente una riduzione complessiva del 13,4% rispetto alla configurazione baseline, corrispondente a un risparmio di 0,093 kgCO₂eq per ogni metro cubo di acqua trattata. Questo risultato conferma che, se la priorità è la riduzione del GWP, le risorse dovrebbero essere indirizzate prioritariamente verso l'efficientamento della gestione operativa – e in particolare verso l'implementazione della digestione

anaerobica con recupero energetico — piuttosto che verso interventi sulla fase di costruzione.

8.2 Contributi originali della tesi

Il presente lavoro di tesi ha prodotto quattro contributi originali principali, ciascuno dei quali risponde a una lacuna metodologica o applicativa individuata nella letteratura e nella pratica corrente della valutazione ambientale degli impianti di depurazione.

8.2.1 Modello integrato costruzione–gestione–fanghi

Il primo contributo consiste nello sviluppo di un modello integrato che unifica le tre fasi del ciclo di vita di un impianto di depurazione — costruzione, gestione operativa e smaltimento dei fanghi — su un'unica unità funzionale (1 m³ di acqua trattata). La letteratura esistente tende ad analizzare queste fasi separatamente, con unità funzionali diverse (tCO₂eq per l'intera opera nel caso della costruzione, kgCO₂eq/m³ per la gestione, kgCO₂eq/tonnellata di fango per lo smaltimento), rendendo difficile il confronto diretto e la classificazione delle priorità di intervento. Il modello proposto nel Capitolo 7, attraverso l'ammortizzazione della costruzione sulla vita utile dell'impianto (30 anni) e la conversione del GWP dei fanghi tramite la produzione specifica e il rapporto dei contenuti di secco, consente una visione unitaria del bilancio ambientale. Questo approccio ha permesso di quantificare la dominanza della fase gestionale (86–88%) e la marginalità della costruzione (3–5%), un risultato che l'analisi delle singole fasi in isolamento non avrebbe potuto evidenziare con la medesima chiarezza.

8.2.2 Analisi di sensitività multi-fase

Il secondo contributo riguarda l'analisi di sensitività sistematica condotta su tutte e tre le fasi del ciclo di vita (Capitolo 7), con un duplice approccio: un'analisi One-At-a-Time (OAT) per identificare i parametri più influenti all'interno di ciascuna fase, e un'analisi per scenari per valutare l'effetto combinato degli aggiornamenti metodologici. Per la fase di costruzione, l'analisi ha evidenziato la concentrazione del GWP su due soli materiali (calcestruzzo 59% e acciaio 37,5%), con una sensitività ai fattori di emissione che produce variazioni fino al 24,6% sul GWP della costruzione, ma che incide per appena l'1,3% sul lifecycle totale. Per la fase di gestione, il parametro più influente è risultato la frazione di CO₂ biogenica inclusa nel GWP (swing totale 16,7%), un dato particolarmente significativo alla luce del dibattito metodologico sulla contabilizzazione del carbonio biogenico discusso nel paragrafo 8.3. Seguono il fattore di emissione dell'elettricità (9,8%) e il GWP dell'N₂O (8,8%). Per lo smaltimento dei fanghi, l'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC ha prodotto effetti significativi solo sullo scenario discarica (+10,6%, dovuto alla dominanza del CH₄), lasciando invariata la classifica complessiva. L'analisi parametrica dello Scenario C (digestore anaerobico) ha inoltre evidenziato che la scelta del parametro di rendimento del cogeneratore (rendimento elettrico 38% vs efficienza complessiva 65%) influenza in modo sostanziale i risultati, dimezzando circa il beneficio atteso in termini di riduzione del GWP.

8.2.3 Revisione critica e validazione degli strumenti software

Il terzo contributo è rappresentato dalla revisione critica e dalla validazione dei due software LCA sviluppati nell'ambito della ricerca (InfraLCA per la fase di gestione operativa e ConstructLCA per la fase di costruzione), documentata nel Capitolo 2. La fase di revisione ha considerato la normalizzazione CML EU25+3 in InfraLCA, nonché l'aggiornamento dei fattori di caratterizzazione IPCC AR5,

del mix elettrico italiano (336 gCO₂/kWh) e dei parametri del cogeneratore (rendimento elettrico 38%, PCI 9,94 kWh/Nm³).

8.2.4 Classificazione degli interventi di mitigazione

Il quarto contributo consiste nella classificazione degli interventi di mitigazione del GWP in funzione del loro impatto sull'intero ciclo di vita, e non sulla singola fase in cui agiscono. Questo approccio ha consentito di dimostrare che interventi con un elevato impatto relativo su una singola fase possono risultare marginali nella prospettiva lifecycle: ad esempio, l'eco-cemento riduce il GWP della costruzione del 28%, ma incide per appena il 2,5% sul totale. Viceversa, il digestore anaerobico, pur con un beneficio dimezzato rispetto alle stime basate sull'efficienza complessiva del cogeneratore, resta l'intervento singolo più efficace (-10,9% lifecycle). Questa classificazione, presentata nel Capitolo 7, fornisce ai progettisti e ai gestori degli impianti uno strumento decisionale basato su evidenze quantitative per orientare gli investimenti verso gli interventi a maggiore ritorno ambientale.

8.3 Limiti dello studio e prospettive future

Il presente studio presenta alcuni limiti che è opportuno dichiarare esplicitamente, sia per contestualizzare correttamente i risultati ottenuti, sia per delineare le direzioni di ricerca futura.

Un aspetto preliminare riguarda la natura composita del modello integrato. Il GWP lifecycle di 0,655 kgCO₂eq/m³ non rappresenta il ciclo di vita di un singolo impianto, ma il risultato dell'integrazione di inventari provenienti da tre impianti distinti: la fase gestionale è modellata sull'impianto APS da 75.000 AE a Rieti (Viotti et al., 2024); la fase costruttiva è desunta da un impianto da 30.000 AE scalato linearmente; la fase fanghi da un impianto da circa 10.000 PE (Viotti, Tatti

e Croce, 2025). Questa eterogeneità è inevitabile in assenza di un inventario completo per l'impianto principale, ma impone prudenza nell'interpretazione del valore assoluto del GWP lifecycle. Le conclusioni comparative — dominanza della gestione, graduatoria degli interventi di mitigazione, effetto scala tra taglie — restano pienamente valide, poiché dipendono dalla struttura relativa del modello, non dai valori assoluti degli inventari.

Un primo aspetto riguarda il trattamento della CO₂ biogenica. Come discusso nel paragrafo 8.1, lo studio originale include la CO₂ di origine biogenica nel computo del GWP operativo, coerentemente con l'approccio adottato nel Capitolo 4. Le linee guida IPCC (2006), confermate dal *Refinement* del 2019, prevedono tuttavia che la CO₂ derivante dalla degradazione di materia organica biogenica a ciclo breve — quale gli escreti umani e i residui alimentari che costituiscono la matrice organica prevalente dei reflui urbani — sia stimata ma riportata come *information item* e non sommata ai totali settoriali, al fine di evitare il doppio conteggio con il carbonio già contabilizzato nel settore AFOLU. È importante sottolineare che tale convenzione non equivale a un'assunzione di neutralità carbonica, come esplicitato dalla stessa *Task Force* IPCC, bensì a un'architettura contabile settoriale finalizzata a prevenire la doppia rendicontazione. Studi basati sulla datazione al radiocarbonio (¹⁴C) hanno inoltre dimostrato che il 4–14% del carbonio organico totale in ingresso agli impianti di depurazione municipali è di origine fossile, derivante da tensioattivi, farmaceutici, microplastiche e composti sintetici industriali (Griffith et al., 2009; Law et al., 2013). Tale frazione fossile si propaga lungo la filiera di trattamento e raggiunge il biogas da digestione anaerobica con concentrazioni dell'ordine del 3% (He et al., 2025), generando emissioni di CO₂ funzionalmente equivalenti a quelle da combustibili fossili. La scelta di includere o escludere la CO₂ biogenica non altera le conclusioni qualitative di questa tesi (dominanza della fase

gestionale, graduatoria degli interventi), ma incide in misura rilevante sui valori assoluti del GWP riportato. Le migliori pratiche emergenti in letteratura raccomandano la doppia rendicontazione (*dual reporting*), con presentazione dei risultati sia con sia senza CO₂ biogenica (Polruang et al., 2021; Corominas et al., 2020), e l'inclusione della frazione fossile nelle analisi di sensitività.

In secondo luogo, l'analisi è stata condotta su un'unica categoria di impatto ambientale (Global Warming Potential), coerentemente con l'obiettivo della ricerca e con il metodo CML 2001 adottato. Tuttavia, una valutazione ambientale completa richiederebbe l'estensione dell'analisi ad altre categorie di impatto, in particolare il potenziale di acidificazione (AP), il potenziale di eutrofizzazione (EP) e la deplezione delle risorse abiotiche, che possono condurre a graduatorie di preferenza diverse rispetto a quella basata sul solo GWP. Analogamente, l'adozione di un indicatore aggregato come il ReCiPe endpoint potrebbe fornire una visione più integrata degli impatti, ancorché a costo di una maggiore soggettività nelle fasi di normalizzazione e ponderazione.

In terzo luogo, la scalatura della fase di costruzione tra le due taglie di impianto (30.000 AE e 75.000 PE) è stata effettuata con un fattore lineare ($n = 1$), assunzione conservativa rispetto ai fattori di economia di scala tipicamente riportati in letteratura ($n = 0,6-0,8$). L'adozione di un fattore sub-lineare ridurrebbe ulteriormente il peso della costruzione sul lifecycle, rafforzando la conclusione sulla marginalità di questa fase; tuttavia, la validazione di tale fattore richiederebbe dati costruttivi specifici per l'impianto da 75.000 PE, che non erano disponibili al momento della stesura.

Il modello integrato non include inoltre la fase di fine vita dell'impianto (demolizione e smaltimento dei materiali), né le fasi di manutenzione straordinaria e di sostituzione dei macchinari durante la vita utile. Sebbene la

letteratura suggerisca che queste componenti siano generalmente trascurabili rispetto alla fase operativa, la loro inclusione completerebbe il quadro del ciclo di vita secondo l'approccio *cradle-to-grave*.

L'analisi di incertezza è stata condotta con approccio deterministico (OAT e scenari), senza ricorrere a metodi stocastici quali la simulazione Monte Carlo. L'applicazione di un'analisi probabilistica, con distribuzione di probabilità sui parametri di input, consentirebbe di quantificare gli intervalli di confidenza sui risultati e di valutare la probabilità che la graduatoria degli scenari si inverta al variare dei parametri.

Infine, lo studio si è concentrato su un impianto a fanghi attivi convenzionali. L'estensione del modello integrato ad altre tecnologie di trattamento, quali i reattori a membrana (MBR), i sistemi a letto mobile (MBBR) o gli impianti con trattamento terziario avanzato, costituirebbe un naturale sviluppo della ricerca, consentendo un confronto tra tecnologie nella prospettiva lifecycle.

Alla luce di queste considerazioni, le prospettive di ricerca futura possono essere delineate come segue. Sul piano metodologico, l'adozione della doppia rendicontazione del GWP (con e senza CO₂ biogenica), unitamente alla caratterizzazione isotopica (¹⁴C) della frazione di carbonio fossile nelle acque reflue, consentirebbe di allineare i risultati alle raccomandazioni emergenti in letteratura e al *Refinement* IPCC 2019. L'integrazione dell'analisi LCA con l'analisi dei costi del ciclo di vita (Life Cycle Costing, LCC) e con la valutazione sociale (Social LCA) permetterebbe inoltre di passare da un approccio monodimensionale (ambientale) a un approccio di sostenibilità a tre pilastri, coerente con gli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'Agenda 2030. Sul piano applicativo, lo sviluppo di modelli predittivi per il controllo in tempo reale dell'aerazione,

basati sui dati operativi dell'impianto, rappresenta una direzione promettente per tradurre i risultati dell'LCA in strumenti di gestione operativa. L'accoppiamento tra il modello LCA integrato e un modello di controllo adattivo dell'insufflazione di ossigeno potrebbe consentire la minimizzazione simultanea dei consumi energetici e delle emissioni dirette di N₂O, le due componenti che, escludendo la CO₂ biogenica secondo la convenzione IPCC, determinano la quasi totalità del GWP operativo.

In conclusione, il lavoro svolto ha dimostrato che l'analisi integrata del ciclo di vita costituisce uno strumento essenziale per orientare le scelte progettuali e gestionali degli impianti di depurazione verso la sostenibilità ambientale. Il risultato principale della tesi — la dominanza della fase di gestione operativa (86–88% del GWP lifecycle) e la conseguente priorità degli interventi di efficientamento energetico e di recupero del biogas rispetto agli interventi sulla fase di costruzione — fornisce un'indicazione chiara e quantitativamente supportata per i decisori del settore. La trasparenza nelle assunzioni metodologiche, la dichiarazione esplicita delle versioni dei fattori di caratterizzazione e delle banche dati utilizzate, e l'analisi sistematica della sensibilità dei risultati ai parametri di input rappresentano requisiti irrinunciabili per garantire la riproducibilità e la confrontabilità degli studi LCA nel settore della depurazione delle acque reflue.

Riferimenti bibliografici

- Aghabalaei, V., Nayeb, H., Mardani, S. (2023). GHG emission and energy optimization for WWTPs with CHP from biogas. *Bioresource Technology*.
- Adibimanesh, B. et al. (2023). Machine learning optimization of sludge incineration process. *Science of the Total Environment*.
- Amaral, K.G.C., Aisse, M.M., Possetti, G.R.C. (2019). Sustainability assessment of sludge and biogas management in WWTPs. *Journal of Cleaner Production*.
- BEAM. The Biosolids Emissions Assessment Model (BEAM): A Method for Determining Greenhouse Gas Emissions from Canadian Biosolids Management Practices. CCME, 2009.
- Bisinella de Faria, A.B. (2015). Dynamic Material Flow LCA framework applied to Wastewater Treatment Plants. PhD Thesis, Université Paris-Est.
- Bodik, I., Kubaska, M. (2013). Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant. *Environment Protection Engineering*, 39(2).
- Boiocchi, R., Viotti, P., Lancione, D., Stracqualursi, N., Torretta, V., Ragazzi, M., Ionescu, G., Rada Elena, C. (2023). A Study on the Carbon Footprint Contributions from a Large Wastewater Treatment Plant. *Energy Reports*, 9, 274–286.
- Boni, M.R., Marzeddu, S., Tatti, F., Raboni, M., Mancini, G., Luciano, A., Viotti, P. (2021). Experimental and numerical evaluation of remediation technologies for contaminated groundwater. *Applied Sciences*, 11.
- Borzooei, S. et al. (2019). Optimization of the wastewater treatment plant of Castiglione Torinese. *Journal of Water Process Engineering*.
- Campos, J.L., Valenzuela-Heredia, D., Pedrouso, A., Val del Río, A., Belmonte, M., Mosquera-Corral, A. (2016). Greenhouse gases emissions from

wastewater treatment plants: minimization, treatment, and prevention. *Journal of Chemistry*.

- Cankaya, S., Pekey, H. (2024). Comprehensive LCA and LCC analysis of 10 Turkish WWTPs with net environmental and economic profiles. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Chang, Y., Wei, D., Sun, J. et al. (2023). Life cycle assessment of different sludge treatment scenarios. *Journal of Environmental Management*, 345, 118632.
- Chen, Y.C., Kuo, J. (2016). Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study. *Journal of Cleaner Production*, 129, 196–201.
- Cochran, V.L., Schlentner, S.F., Mosier, A.R. (2018). CH₄ and N₂O flux in subarctic agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(12), 1545–1550.
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J.S., Hospido, A., Larsen, H.F., Morera, S., Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. *Water Research*, 47(15), 5480–5492.
- Corominas, L., Byrne, D.M., Guest, J.S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., Short, M.D. (2020). The Application of Life Cycle Assessment (LCA) to Wastewater Treatment: A Best Practice Guide and Critical Review. *Water Research*, 184, 116058.
- Daelman, M.R.J., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G.J.M., Volcke, E.I.P., van Loosdrecht, M.C.M. (2013). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 47(2), 3130–3140.
- Ding, A., Zhang, R., Ngo, H.H. et al. (2021). Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal. *Science of the Total Environment*, 769, 144451.

- European Environment Agency (EEA). (2019). Urban Waste Water Treatment for 21st Century Challenges. EEA Briefing, Copenhagen.
- Ecoinvent Centre. (2021). Ecoinvent Database v3.8. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- EN 15804+A2:2019. Sustainability of construction works — Environmental product declarations — Core rules for the product category of construction products. CEN, 2019.
- European Commission. (2019). The European Green Deal. COM(2019) 640 final. Brussels, 2020.
- European Commission. (2020). EU Infringement Proceedings against Italy on UWWTD Compliance. Brussels.
- European Commission. (2025). EU Water Resilience Strategy. COM(2025) 280. Brussels.
- European Council. (1991). Council Directive 91/271/EEC concerning urban waste-water treatment. Official Journal of the European Communities, L 135/40.
- European Parliament and Council. (2000). Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L 327/1.
- European Parliament and Council. (2024). Directive (EU) 2024/3019 concerning urban wastewater treatment (recast). Official Journal of the European Union.
- Fang, L.L., Valverde-Pérez, B., Damgaard, A., Plósz, B.G., Rygaard, M. (2016). Life cycle assessment as decision support for developing WWTP effluent strategies. *Water Research*, 88, 538–549.
- Fehr Graham Engineering & Environmental. (2023). What is a typical wastewater treatment plant life expectancy? Technical Report.

- Griffith, D.R., Barnes, R.T., Raymond, P.A. (2009). Inputs of fossil carbon from wastewater treatment plants to U.S. rivers and oceans. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5647–5651.
- Guinée, J.B. et al. (2001). *Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards*. CML, Leiden University.
- Guinée, J.B. (ed.) (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Gurreri, L. et al. (2024). Microalgae for wastewater treatment and resource recovery. *Journal of Environmental Management*.
- Haddeland, I. et al. (2013). Global Water Resources under Increasing Pressure from Population Growth and Climate Change. *Nature Climate Change*, 3(2), 105–109.
- He, Y. et al. (2025). Fossil carbon in wastewater biosolids and biogas: a critical review with original ¹⁴C measurements. *Environmental Science and Ecotechnology* (in press).
- Henriques, J., Catarino, J. (2016). Sustainable value — An energy efficiency indicator in wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 138, 339–347.
- Hernandez-Chover, V. et al. (2023). DEA-based benchmarking of 84 WWTPs with LCA integration. *Science of the Total Environment*.
- Hong, J., Hong, J., Otaki, M. et al. (2009). Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Management*, 29(2), 696–703.
- Hosseinian, A., Moradi, E., Fazlzadeh, M. et al. (2024). Pyrolysis versus conventional sludge treatment methods: a comparative environmental and economic assessment. *Waste Management*, 175, 221–230.

- Huijbregts, M.A.J. et al. (2016). ReCiPe 2016 v1.1 – A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147.
- IEA – International Energy Agency. (2016). *World Energy Outlook 2016 – Water-Energy Nexus*. IEA, Paris.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste, Chapter 6: Wastewater Treatment and Discharge*. IGES, Japan.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report*. Cambridge University Press.
- IPCC. (2019a). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste, Chapter 6*. IGES, Japan.
- IPCC. (2019b). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste, Chapter 6 (Supplement)*. IGES, Japan.
- IPCC. (2019c). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste, Chapter 6 (Technical Annex)*. IGES, Japan.
- ISPRA/TERNA. (2022). *Fattori di emissione atmosferica di gas a effetto serra nel settore elettrico nazionale e nei principali Paesi europei. Rapporto ISPRA 363/2022*. Roma.
- ISO. (2006). *ISO 14040:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*. ISO, Geneva.
- ISO. (2006). *ISO 14044:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. ISO, Geneva.

- Ioannou-Ttofa, L. et al. (2016). LCA of a MBR wastewater treatment plant in Cyprus. *Science of the Total Environment*, 568, 1234–1245.
- Jafarinejad, S. (2020). A comprehensive study on sustainability indicators in wastewater treatment plants. *Environmental Engineering Research*, 26(5).
- Jones, E.R., van Vliet, M.T.H., Qadir, M., Bierkens, M.F.P. (2021). Country-level estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254.
- Kazimierowicz, J., Zieliński, M., Dębowski, M. (2023). Supercritical water oxidation of sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 345, 118756.
- Klopffer, W. (1997). Life Cycle Assessment: From the beginning to the current state. *Environmental Science and Pollution Research*, 4(4), 223–228.
- Law, Y., Jacobsen, G.E., Smith, A.M., Yuan, Z., Lant, P. (2013). Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research*, 47(14), 5270–5281.
- Li, Y., Xu, Y., Fu, Z., Li, W., Zheng, L., Li, M. (2021). Assessment of Energy Use and Environmental Impacts of Wastewater Treatment Plants in the Entire Life Cycle: A System Meta-Analysis. *Environmental Research*, 198, 110458.
- Li, Y., Hou, X., Zhang, W., Xiong, W., Wang, L., Zhang, S. (2021). Integration of life cycle assessment and statistical analysis to understand the influence of operational parameters on the environmental impacts of WWTP: A meta-analysis of 54 studies. *Journal of Cleaner Production*, 315, 128154.
- Liu, B., Wei, Q., Zhang, B. et al. (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.

- Liu, C., Oshita, K., Takaoka, M. et al. (2021). Behaviour of fossil and biogenic carbon in sewage sludge treatment processes. *Chemical Engineering Transactions*, 89, 97–102.
- Liu, Y. (2021). Fossil carbon fraction in Japanese wastewater treatment plants. *Journal of Material Cycles and Waste Management*.
- Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Chenel, S., Marín-Navarro, D., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2016). Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA+DEA method. *Water Research*, 68, 651–666.
- Lorenzo-Toja, Y. et al. (2018). DEA-based efficiency assessment combined with LCA for WWTPs. *Journal of Environmental Management*.
- Luciano, A., Viotti, P., Mancini, G., Torretta, V. (2012). Integrated wastewater treatment system using a BAS reactor with biomass attached to tubular supports. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 18(3), 1039–1047.
- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S.A. (2021). Life cycle assessment of prospective sewage sludge treatment paths in Germany. *Journal of Environmental Management*, 290, 112557.
- Maziotis, A. et al. (2023). Environmental assessment tool (EAT) for WWTPs. *Water*.
- McNamara, G., Fitzsimons, L., Horrigan, M., Phelan, T., Delaure, Y., Corcoran, B., Doherty, E., Clifford, E. (2016). Life cycle assessment of waste water treatment plants in Ireland. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 4(3), 216–233.
- Mehmeti, A., Canaj, K. (2022). Environmental Assessment of Wastewater Treatment and Reuse for Irrigation: A Mini-Review of LCA Studies. *Sustainability*, 14(3), 1592.

- Molinos-Senante, M., Maziotis, A. (2022). Energy efficiency of 203 Chilean WWTPs: a meta-frontier approach. *Science of the Total Environment*.
- Nguyen, T.K.L. et al. (2020). Coupling of process modelling and LCA for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*.
- Niu, D., Huang, H., Dai, X.H. et al. (2013). Greenhouse gases emissions accounting for typical sewage sludge treatment processes. *Bioresource Technology*, 144, 650–654.
- Osman, A.I. et al. (2024). Green hydrogen from wastewater: A comprehensive review. *Environmental Chemistry Letters*.
- Owen, W.F., Parkin, G.F. (1986). Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. *Journal of Environmental Engineering*, 112(5), 867–920.
- Pan, Y., Li, P., Song, K. et al. (2023). New model for evaluating greenhouse gas emissions from sludge treatment. *Journal of Cleaner Production*, 425, 138845.
- Parravicini, V., Svardal, K., Krampe, J. (2016). Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants. *Energy Procedia*, 97, 246–253.
- Pasciucco, F., Ferrini, S., Baccioli, A., Grassi, W., Iannelli, R., Meoni, C. (2023). Seasonal life cycle assessment of a wastewater treatment plant in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 411, 137399.
- Pasqualino, J.C., Meneses, M., Abella, M., Castells, F. (2009). LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environmental Science & Technology*, 43(9), 3300–3307.
- Patel, K., Singh, D. (2022). Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal in India. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 54872–54885.

- Paulu, A. et al. (2021). CEPT as an alternative to conventional primary treatment. *Water Research*.
- Pesqueira, J.F.J.R., Pereira, M.F.R., Silva, A.M.T. (2020). Environmental impact assessment of advanced urban wastewater treatment technologies. *Science of the Total Environment*.
- Polruang, S., Sirivithayapakorn, S., Talang, R.P.N. (2021). A comparative life cycle assessment of municipal wastewater treatment plants in Thailand. *Water*, 13(5), 612.
- Qadir, M., Drechsel, P., Jimenez Cisneros, B. et al. (2020). Global wastewater data: production, treatment, and use. In: UN-Water.
- Qin, B., Yang, L., Chen, F., Zhu, G., Zhang, L., Chen, Y. (2006). Mechanism and control of lake eutrophication. *Chinese Science Bulletin*, 51(19), 2401–2412.
- Rashid, S.S., Liu, Y.-Q. (2023). Life Cycle Assessment and Its Application in Wastewater Treatment: A Brief Overview. *Current Pollution Reports*, 9, 1–16.
- Rebello, T.A., Roque, R.P., Gonçalves, R.F., Calmon, J.L., Queiroz, L.M. (2021). Life cycle assessment of urban wastewater treatment plants: critical analysis and guideline proposal. *Water and Environment Journal*, 35(4), 1222–1238.
- Reverdy, A.L., Pradel, M. (2013). Accounting GHG emissions from sludge treatment and disposal routes. 15th International Conference RAMIRAN, Versailles, France.
- Rigamonti, L. (2021). *Life Cycle Assessment and circularity indicators*. Springer.
- Roldán, M., Bouzas, A., Seco, A. et al. (2020). An integral approach to sludge handling in a WWTP operated for EBPR. *Water Research*, 175, 115647.
- Ruggerio, C.A. (2021). Sustainability and Sustainable Development: A Review of Principles and Definitions. *Science of the Total Environment*, 786, 147481.

- Sabet, N., Sadri Moghaddam, S., Ehteshami, M. (2023). Comparative LCA of innovative sludge reduction technologies. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Sabeen, A.H., Noor, Z.Z., Ngadi, N., Almuraisy, S., Raheem, A.B. (2018). Quantification of environmental impacts of domestic wastewater treatment using life cycle assessment: A review. *Journal of Cleaner Production*, 190, 221–233.
- Sánchez, A., Artola, A., Font, X. et al. (2015). Greenhouse gas emissions from organic waste composting. *Environmental Chemistry Letters*, 13, 223–238.
- Sheikholeslami, Z., Kebria, D.Y., Qaderi, F. (2023). Uncertainty analysis methods for LCA of water and wastewater systems. *Water and Environment Journal*, 37(1), 1–14.
- Szulc, P. et al. (2021). Energy recovery from biogas in a large WWTP: Poznań case study. *Journal of Environmental Management*.
- Tarantini, M., Butol, P., Marorino, L. (2007). An environmental LCA of alternative scenarios of urban sewage sludge treatment and disposal. *Thermal Science*, 11(3), 153–164.
- Teoh, S.K., Li, L.Y. (2020). Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119495.
- Tsangas, M. et al. (2023). CED integration with LCA for environmental sustainability of WWTPs. *Sustainability*.
- UN-Water. (2021/2024). *SDG 6 Synthesis Report — Progress on SDG 6*. UN-Water, Geneva.
- UN-Water. (2025). *UN-Water Progress Report 2025 on SDG 6*. UN-Water, Geneva.

- UNFCCC. (2015). Paris Agreement. United Nations Framework Convention on Climate Change.
- UNESCO. (2015). Water for a Sustainable World. World Water Development Report 2015. UNESCO, Paris.
- UNI EN 206:2021. Calcestruzzo — Specificazione, prestazione, produzione e conformità. UNI, 2021.
- Utilitalia / Fondazione Utilitatis. (2025). Blue Book 2025 — Dati sul servizio idrico integrato in Italia. Roma.
- Vehlow, J. (2007). CHP efficiency in waste-to-energy plants. *Energy Procedia*.
- Viotti, P., Tatti, F., Bongiolami, S., Romano, R., Mancini, G., Serini, F., Azizi, M., Croce, L. (2024). Life Cycle Assessment Methodology Applied to a Wastewater Treatment Plant. *Water*, 16, 1177.
- Viotti, P., Tatti, F., Croce, L. (2025). Life Cycle Assessment application to treatment and disposal of sludge from a wastewater treatment plant. *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2025.2606938.
- Wei, L., Zhu, F., Li, Q. et al. (2020). Development, current state and future trends of sludge management in China. *Environment International*, 144, 106093.
- WHO, UN-Habitat. (2024). Progress on Wastewater Treatment — SDG 6.3.1, 2024 Update. WHO/UN-Habitat.
- Xu, Y., Liu, R., Yang, D. et al. (2021). Sludge treatment and resource recovery towards carbon neutrality in China. *Blue-Green Systems*, 3, 119–127.
- Yilmaz, O. et al. (2024). Life cycle assessment of anaerobic wastewater treatment technologies: a comprehensive review. *Journal of Environmental Management*.
- Yoshida, H., Christensen, T.H., Scheutz, C. (2013). Life cycle assessment of sewage sludge management: A review. *Waste Management & Research*, 31(11), 1083–1101.

- Zang, Y., Li, Y., Wang, C., Zhang, W., Xiong, W. (2015). Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 107, 676–692.
- Zhang, Z., Wilson, F. (2010). Life-cycle assessment of a sewage-treatment plant in South-East Asia. *Proceedings of the ICE – Engineering Sustainability*, 163(1), 51–58.
- Zhang, Y. et al. (2019). Bioelectrochemical systems for resource recovery from wastewater. *Water Research*.
- Zhao, Y., Yang, Z., Niu, J. et al. (2023). Systematical analysis of sludge treatment and disposal technologies for carbon footprint reduction. *Journal of Environmental Sciences*, 128, 224–249.

Article

Life Cycle Assessment Methodology Applied to a Wastewater Treatment Plant

Paolo Viotti ¹, Fabio Tatti ², Simona Bongiolami ³, Roberto Romano ³, Giuseppe Mancini ⁴, Francesca Serini ¹, Mona Azizi ¹ and Lavinia Croce ^{1,*}

¹ Department of Civil, Construction and Environmental Engineering, Sapienza University of Rome, Via Eudossiana, 18, 00184 Rome, Italy; paolo.viotti@uniroma1.it (P.V.); serini.1971406@studenti.uniroma1.it (F.S.); azizi.2049776@studenti.uniroma1.it (M.A.)

² Italian Institute for Environmental Protection and Research, Via Vitaliano Brancati 48, 00144 Rome, Italy; fabio.tatti@isprambiente.it

³ Acqua Pubblica Sabina S.p.a., Via E. Mercatanti 8, 02100 Rieti, Italy; s.bongiolami@acquapubblicasabina.it (S.B.); r.romano@acquapubblicasabina.it (R.R.)

⁴ Department of Electrical Electronic and Computer Engineering, University of Catania, Viale Andrea Doria 6, 95125 Catania, Italy; giuseppe.mancini@unict.it

* Correspondence: lavinia.croce@uniroma1.it

Abstract: Wastewater treatment plants are highly energy-intensive systems. This research uses Life Cycle Assessment (LCA) to determine the impacts generated during the operation of a wastewater treatment plant. Three different scenarios are analyzed: a baseline scenario that considers a conventional activated sludge treatment technology exploiting data from an existing plant located in central Italy, a second scenario that involves the implementation of MBR technology applied to the baseline scenario, and finally a third scenario that consists of the addition of an anaerobic digester that allows energy recovery from biogas production, followed by a photovoltaic plant capable of supplying the plant energy demand. Global warming potential, eutrophication, and acidification are the environmental categories considered most relevant to emissions. The results showed that the effluent had the highest impact in terms of CO₂ equivalent in all three situations due to the presence of N₂O. Since emissions from biological processes, transportation, and wastewater are almost similar in all three scenarios, it is preferable to focus on the environmental impacts associated with energy consumption. The third scenario involves careful resource management and the use of treatment technologies that allow for a reduction in the use of nonrenewable energy sources in favor of renewable ones.

Keywords: life cycle assessment; wastewater treatment plant; environmental impacts



Citation: Viotti, P.; Tatti, F.; Bongiolami, S.; Romano, R.; Mancini, G.; Serini, F.; Azizi, M.; Croce, L. Life Cycle Assessment Methodology Applied to a Wastewater Treatment Plant. *Water* **2024**, *16*, 1177. <https://doi.org/10.3390/w16081177>

Academic Editor: Constantinos V. Chrysikopoulos

Received: 25 March 2024

Revised: 14 April 2024

Accepted: 16 April 2024

Published: 20 April 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

In a historical period such as the one we are living through nowadays, in which the consequences of industrial development, population growth, and more generally anthropization are increasingly evident and concerns about environmental sustainability are now an integral part of everyday life, it is necessary to implement environmental protection measures. Indeed, the economic, political, and industrial landscape is shifting towards the accomplishment of the principle of sustainable development, i.e., development that meets the needs of current generations without compromising the freedom of future generations to meet their own [1]. Therefore, efforts are being made to implement tools that are in line with energy–environmental sustainability.

Wastewater treatment plants can play an important role within this pathway, as they are energy-intensive systems, thus leading to significant environmental impacts [2]. Suffice it to say that about 4% of global energy is used to treat, pump, and distribute water [3]. It is necessary to improve the efficiency of these plants in order to get closer to the “zero

pollution" concepts proposed in the European Green Deal set for 2050, as well as to comply with the Kyoto Protocol limits on emissions [4].

The Life Cycle Assessment procedure (LCA) is one of the analytical tools often used to define the complex relationship between production systems and the environment, and it is employed here to evaluate environmental assessment. This methodology enables the determination of emissions generated throughout the life cycle of a product or process, "from cradle to grave" allowing comparisons between scenarios and estimating which one has the lowest impacts [5].

Several studies have applied the LCA methodology to wastewater treatment plants to assess their impacts [6–9]. Allami et al. [10] used the LCA methodology to define the best plant configuration among three different scenarios: a traditional activated sludge plant with a sand filter, another with the use of a sand filter and nitrogen removal, and finally a plant with the implementation of MBR technology. The analysis showed that the configuration with MBR used less energy and consequently produced lower emissions than the other two configurations using sand filters. It is therefore important to define the flow pattern of the plant. Although the MBR is considered a highly energy-intensive system, it consumes less energy than sand filters.

A further configuration considers the use of an anaerobic digester, where the application of biogas instead of natural gas can reduce the negative impacts of fossil fuels by approximately three times. The result was studied by Tabesh et al. [11] through the application of the LCA methodology, which was able to provide an environmental impact analysis and simplify decision making in the wastewater treatment sector.

Also, Pasqualino et al. [12] used LCA to compare different plant solutions, reaching the conclusion that the implementation of the anaerobic digester can provide sufficient energy to power all the plant stages, thus reducing the environmental impact.

In the study by Zhang et al. [13], LCA methodology was used to determine the benefit of reusing tertiary effluent for industrial and domestic purposes, resulting in water savings. This type of benefit is considered equivalent to energy savings that would otherwise be used to produce the same amount of tap water. According to Zhang et al. [13], the average energy consumption for tap water production in the city of Xi'an is around 4440 kJ/m³, considering both the development of water resources and the application of water treatment.

Another case study in China was analyzed by Li et al. [14], where LCA was used to evaluate the environmental impacts in different phases of WWTP: construction, operation, sludge landfilling, and transportation of chemicals to the plant. Based on the study, the Kunshan wastewater treatment plant's environmental impacts are mainly due to the operation and maintenance phases. In fact, under the hypothesis of 50 years of operation of the plant and of electricity production exclusively from a coal-fired power plant, the consumption of electricity by the plant provides the most significant contribution to the depletion of abiotic resources (91%), global warming (94.9%), photochemical oxidation (88.8%), and acidification (78.9%).

Amores et al. [15] compared three scenarios using LCA to perform an analysis of the different phases (water abstraction, drinking water treatment, intermediate pumping, distribution network, wastewater collection, and wastewater treatment) of the urban water cycle in Terragona, Spain: (1) current situation, (2) use of reclaimed water and desalination plants, and (3) reclaimed water to provide water during droughts. In all three scenarios, the main source of impact was the energy consumed through the collection and intermediate pumping of fresh water.

The following article presents the use of LCA methodology during the operational phases of a wastewater treatment plant. Data from an existing plant in central Italy were used as input for the study. Through the application of the LCA, it was possible to compare the base case of a conventional activated sludge plant with two different scenarios, which are part of the development strategy of the plant management, to be able to compare the impacts generated. The application of LCA to different scenarios and its environmental results depend on several boundaries. The reference scenario (scenario A), a typical sludge-

activated treatment, will be compared to a second scenario where the MBR technology was added (scenario B), and to a third scenario where the implementation of scenario A is the introduction of the anaerobic digester in the sludge line with energy recovery together with a photovoltaic plant in order to satisfy the energy demand of the plant (scenario C) are used. No commercial software was used in this study, but a specific one was designed to best represent the study needs. According to the analysis of the three scenarios, the environmental categories of acidification and eutrophication remain unchanged because they are related to transportation, and the latter does not alter depending on the plant configuration used. The situation is different for the global warming potential, where there are significant differences according to energy consumption. The third scenario, in fact, which envisages the adoption of the anaerobic digester to partially feed the plant, has very low emissions, unlike the second scenario, which, using MBR technology, has considerable impacts, the greatest among the three scenarios analyzed.

2. Materials and Methods

The present study uses LCA to quantitatively determine the environmental input and output flows of energy and matter throughout the life of a WWTP. This methodology differs from environmental impact assessment (EIA) since the latter is based on actual impacts, quantified considering the alterations introduced into the environmental system, while the LCA study is based on the concept of potential impact. Through this tool, it is determined whether, under certain conditions, any emission or extraction can be transformed into a contribution to different impact categories [16].

Life Cycle Assessment has several applications and makes it possible to compare products with the same function, compare the environmental impact of a product with a referenced standard, identify the process that results in the greatest environmental impact over the life cycle of a system or a product, design new production processes or new products in general, and evaluate different scenario comparisons and thus, is a planning support tool for decision-makers or stakeholders [2].

According to ISO 14040:1997 [17] (International Standard Organisation, 1997) and ISO 14044:2006 [18] (International Standard Organisation, 2006), LCA is a procedure consisting of four main steps:

1. Goal and scope phase, composed of the definition of the system boundaries and scope system functions, functional units, allocation procedures, impact types, required data, assumptions or simplifications, and finally, the quality of the data [19];
2. Inventory analysis, known as Life Cycle Inventory (LCI) in which the data needed for the study system are reported [19]. In this phase, for example, the quantities of raw material requirements or energy sources associated with each stage of the life cycle of a product or process are reported [20];
3. Impact assessment phase, defined as Life Cycle Impact Assessment (LCIA): Once the data have been collected, they must then be converted into impact measures to assess the environmental effects of the system under consideration [21]. After the equivalence factors definition, the final result will be environmental profiles consisting of a series of impact scores for each category [16]. The different existing impact categories include global warming, ozone depletion, human toxicity, ecotoxicity, photo-oxidation, acidification, eutrophication, odors, noise, radiation, accidents, and disasters. Several authors discuss the above impact categories, assessing what the emissions are for each category, excluding odors, noise, radiation, accidents, and ecotoxicity [21,22]. Further studies have found that energy consumption is one of the most impactful factors within sewage treatment plants [23–26]. Furthermore, some literature studies [11,14,27–30] analyze, starting from impact categories, different environmental effects at different stages of construction, operation, and demolition;
4. Data interpretation, defined by ISO 14044 [18], with the aim of performing a critical evaluation of the entire LCA study.

2.1. Goal and Scope Definition

The goal of this model is to demonstrate how LCA can be used as a tool for technological or management choices by comparing the impacts generated by two or more different configurations of wastewater treatment plants. In the reported case study, a traditional activated sludge plant is used to represent the first scenario under analysis, while the second scenario considers the implementation of MBR (Membrane BioReactor) technology removing the secondary settler in order to have better performance in effluent clarification. Finally, a third scenario considers the implementation of an anaerobic digester within the traditional wastewater treatment plant. This system uses biogas energy to partially power the plant, while a photovoltaic system provides the remaining energy required to create a self-sufficient plant.

2.2. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

The reported study considers the following impact categories as the most affected by sewage treatment plants: global warming potential (GWP), potential acidification (PA), and potential eutrophication (PE). Within each impact category, an equivalence factor is defined to express the potential environmental impact of the considered substance relative to a weight unit of the reference substance. The conversion factors given in the following paragraphs were extrapolated from the Ecoinvent database, within which the CML (Centrum voor Milieukunde, Leiden, The Netherlands) 2001 software was used as a reference. Once the equivalence factors have been defined for each environmental sector, the impact is calculated as the product between the output produced in terms of emissions and the related conversion factor.

2.3. Functional Unit (F.U.)

The functional unit is a measurable and clearly determined quantity (ISO 14040:2006), which is essential for comparing different scenarios. In this study, 1 m³/d of influent was used as a functional unit, since it has been considered in several studies with satisfactory results [22,27,31].

2.4. System Boundaries

The system boundaries for the three case studies are shown in Figures 1–3. Within the system, the incoming energy flows necessary for the operation of the electromechanical components of the various sections, the transport of materials into and out of the plant, and finally the pollutant emissions produced from these processes are considered. The treatment of solid sludge leaving the plant as well as the treatment of further different wastes from the various sections of the plant do not fall within the boundaries of the system. The cradle-to-gate approach is then just for the main stream of wastewater. Sludge is briefly considered in the paper just for a rough evaluation of the different possible systems of disposal in terms of GWP impacts. The flow diagram of scenario A with its system boundaries is shown in Figure 1.

One of the most advanced technologies that can be used in wastewater treatment plants is bioreactive membranes (MBRs), which have been largely studied [11,16,21,27,31–35]. MBR allows the enhancement of effluent quality.

The MBR system makes use of a side stream ultrafiltration module. Some components, such as the secondary settler tank, are eliminated if compared to the traditional activated sludge case. Flow diagram of scenario B is shown in Figure 2.

In the third scenario, the conventional activated sludge process is combined with an anaerobic digester, allowing greater sludge stabilization if compared with scenario A, reducing the mass of solid organic material and pathogens in the sludge itself [36]. The most important aspect is that the anaerobic process produces biogas with characteristics suitable to be used as a biofuel to generate energy [37]. In this scenario, a photovoltaic system was also added to try to satisfy the plant's remaining energy requirements, which the digester cannot supply. Flow diagram of scenario C is shown in Figure 3.

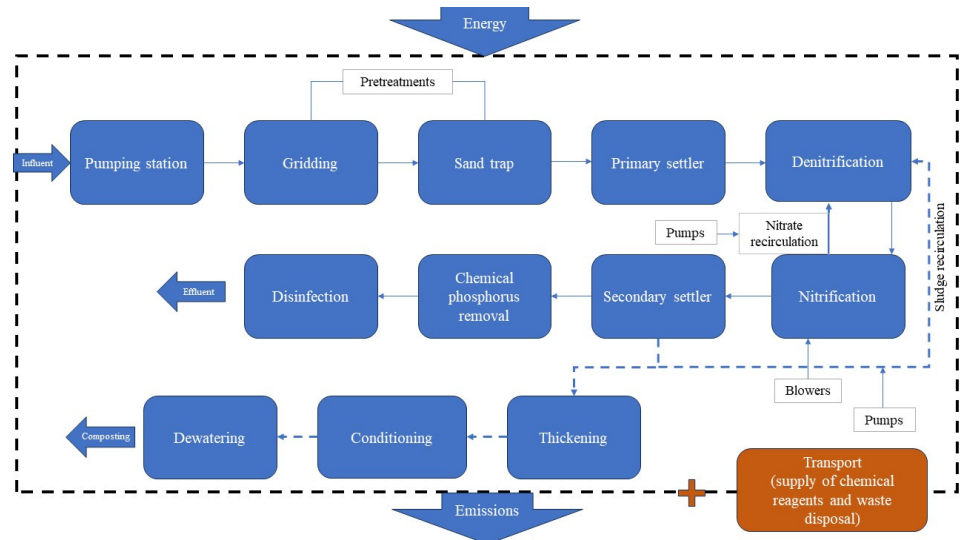


Figure 1. Activated sludge plant scheme—scenario A.

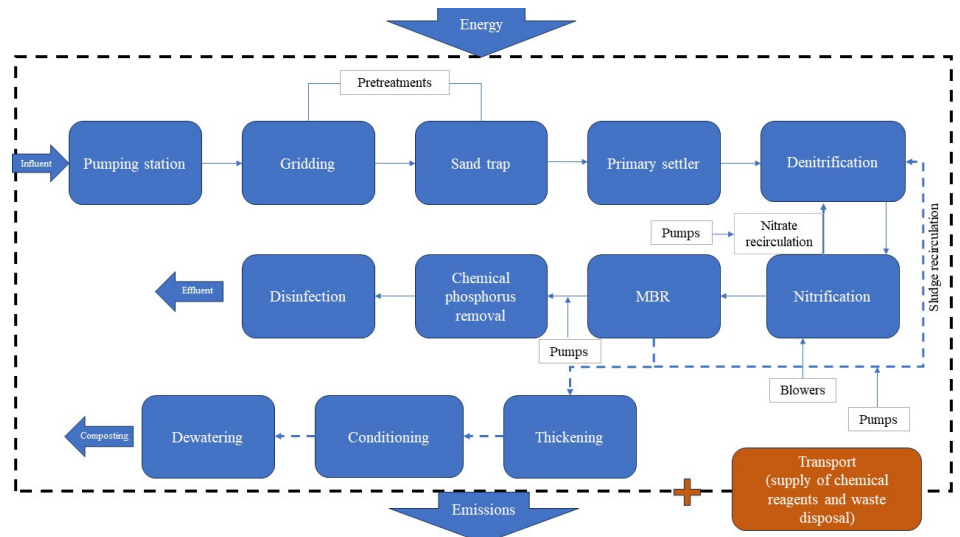


Figure 2. Activated sludge plant scheme with MBR—scenario B.

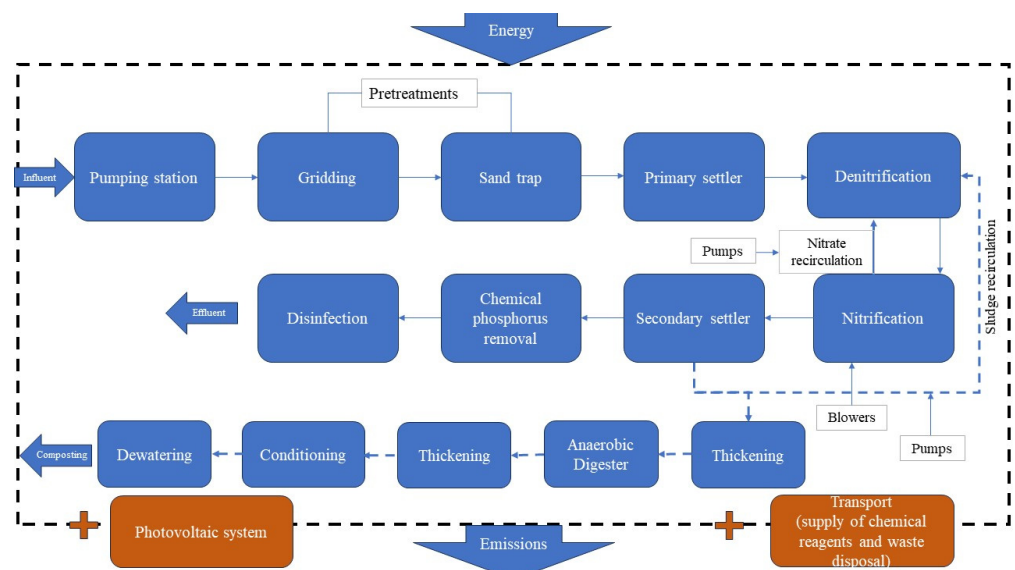


Figure 3. Activated sludge plant scheme with anaerobic digester and photovoltaic system—scenario C.

2.5. Life Cycle Inventory (LCI)

The primary data used in the LCA application were collected from a wastewater treatment plant in central Italy (Tables 1–3).

Table 1. Input data from wastewater treatment plant located in central Italy.

Parameters	Symbol	Value	Unit of Measurement
Number of inhabitant equivalent	P	75,000	Inhab. equivalent
Per capita net water supply	D	400	L/inhab*d
Sewer inflow coefficient	Φ	0.8	adim
Average flow rate	Q_A	24,000	m ³ /d

Table 2. Concentrations of incoming pollutants.

Parameters	Value	Unit of Measurement
Influent concentration BOD ₅	104	g/m ³
Influent concentration COD	397	g/m ³
Influent concentration TSS	284	g/m ³
Influent concentration TKN	37	g/m ³
Influent concentration P _{TOT}	10	g/m ³

Table 3. Concentrations of pollutants in the effluent.

Parameters	Value	Unit of Measurement
Effluent concentration BOD ₅	25	g/m ³
Effluent concentration COD	62	g/m ³
Effluent concentration TSS	2	g/m ³
Effluent concentration TKN	1.45	g/m ³
Effluent concentration P _{TOT}	0.8	g/m ³

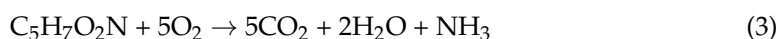
The study was carried out by subdividing the plant according to the different occurring treatment phases. For each phase, the energy associated with the operation of the single section was calculated using the technical specification of the electromechanical components present:

$$\text{Energy [kWh/d]} = P \text{ [kW/d]} * t \text{ [h]} * n \text{ [adimensional]} \quad (1)$$

where P is the machinery power, t represents the hours of machinery work, and finally n is the number of machineries used. Once the total required energy is defined, the associated CO₂ emission is determined using the emission factor EF_{EP} referred to the national energy production equal to 380 gCO₂/kWh (Ecoinvent v 3.8):

$$\text{CO}_2 \text{ [g/d]} = \text{Energy [kWh/d]} * \text{EF}_{EP} \text{ [gCO}_2\text{/kWh]} \quad (2)$$

In biological processes, direct CO₂ emissions should be considered due to the bacteria metabolism: during bacterial growth, in fact, chemical reactions are responsible for the production of CO₂, which can be evaluated stoichiometrically:



$$\text{EF [gCO}_2\text{/gSSV]} = [(44 * 5) \text{ gCO}_2\text{/mol}] / [113 \text{ gSSV/mol}] = 1.947 \text{ gCO}_2\text{/gSSV} \quad (4)$$

where EF is the conversion factor defined through the carbon dioxide molecular weight multiplied by the number of moles and divided for the organic substance molecular weight.

By means of the conversion factor determined stoichiometrically, the CO₂ associated with biological processes is defined as follows:

$$\text{CO}_2 \text{ [g/d]} = \text{EF [gCO}_2\text{/gSSV]} * \text{Q}_A \text{ [m}^3\text{/d]} * (\text{COD}_I\text{[g/m}^3\text{]}-\text{COD}_E\text{[g/m}^3\text{]}) \quad (5)$$

In which Q is the average flow rate (Table 1) and COD_I and COD_E are, respectively, the influent concentration and the effluent concentration of COD (Tables 2 and 3).

IPCC guidelines [38] and several authors [39] consider that the biogenic production of CO₂ should not be included in the amounts of GWP, and some chemicals, like fossil carbon-based substances, should be included within a range between 4–14%. In the present study, 9% of the biogenic CO₂ production was taken into account. N₂O is also produced in the plant for the protein content present in wastewater flow. Due to its high greenhouse potential, which is 298 times greater than that of CO₂, it has a significant impact on the environment.

The direct N₂O emissions is calculated as follows according to IPCC Chapter 6 [40], whose terms are defined in Table 4:

$$\text{N}_2\text{O [kg/year]} = \text{P} * \text{U} * \text{F}_{\text{IND-COM}} * \text{EF}_{\text{plant}} \quad (6)$$

Table 4. Parameters of Equation (6) and their typical values for direct N₂O emissions [41].

Parameters	Symbol	Default	Range	Unit of Measurement
Number of inhabitant equivalent	P	Specific	Specific	Inhab
Utilization factor of the plant	U	Specific	Specific	Adimensional
Industrial and commercial protein production factor	F _{IND-COM}	1.25	1–1.5	Adimensional
Emission factor (from IPCC)	EF _{plant}	3.2	2–8	g N ₂ O/inhab*year

About the utilization factor, it is equal to one in case the plant is in operation all year round, such as in this study. In addition to direct production, there is also indirect N₂O emission in the effluent [40]:

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{Eff}} \text{ [kg/year]} = \text{N}_{\text{Eff}} * \text{EF}_{\text{Eff}} * (44/28) \quad (7)$$

where N_{Eff} is the nitrogen output load, EF_{Eff} is the N₂O emission factor for outlet flow, and the factor (44/28) is a conversion from kg of N₂O-N to kg of N₂O. The nitrogen output load is calculated as follows [41], whose terms are defined in Table 5:

$$\text{N}_{\text{Eff}} \text{ [kg/year]} = (\text{P} * \text{Protein} * \text{F}_{\text{NPR}} * \text{F}_{\text{NON-COM}} * \text{F}_{\text{IND-COM}}) - \text{N}_R \quad (8)$$

Table 5. Parameters of Equation (8) and their typical values for indirect N₂O emissions.

Parameters	Simbol	Default	Range	Unit of Measurement
Number of inhabitant equivalent	P	Specific	Specific	inhab
Per capita protein consumption	Protein	Specific	Specific	kg_proteins/inhab*year
Protein production factor	F _{IND-COM}	1.25	1–1.5	Adimensional
Protein consumption factor	F _{NON-COM}	1.3	1–1.5	Adimensional
Emission factor for outlet flow	EF _{Eff}	0.005	0.0005–0.25	kgN ₂ O/kgN
Nitrogen fraction in proteins	F _{NPR}	0.16	0.15–0.17	kgN/kg_Proteins
Nitrogen removed with sludge	N _R	13.4% of TKN in input		kg/year

Once the amount of N₂O produced has been calculated and transformed in g/d, it is then converted to CO₂ via the equivalence factor (Ecoinvent CML, 2001).

3. Results and Discussion

3.1. Scenario A

Table 6 and the related Figure 4 show the total energy of the various sections according to the electromechanical components present (the total kWh/d is referred to as the functional unit):

Table 6. Energy consumption [kWh/d per F.U.] related to the number of electromechanical components in the different sections of the plant—scenario A.

Sections	Number of Electromechanical Components	kWh/d Per F.U.
Pumping station	1	0.055
Pretreatments	8	0.026
Primary settler	2	0.0045
Biological	7	0.21
Secondary settler	3	0.0028
Chemical phosphorus removal	2	0.0019
Disinfection	2	0.0010
Thickening	4	0.0012
Conditioning	6	0.0037
Dewatering	1	0.019
Total	34	0.33

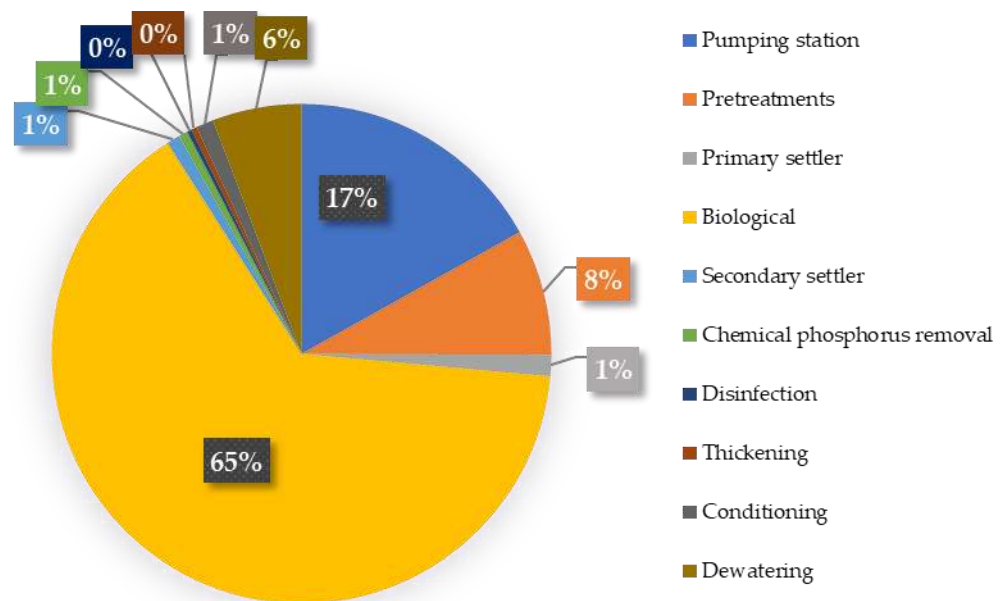


Figure 4. Energy consumption [%] related to the number of electromechanical components in the different sections of the plant—scenario A.

Once the required energy for each section of the plant has been defined, the related CO₂ emissions are determined through Equation (2) and reported in Table 7 and Figure 5.

Table 7. CO₂ emissions [kg/d per F.U.] due to energy consumption, transportation, and direct emissions—scenario A.

Sections	kg/d Per F.U.
Pumping station	0.021
Pretreatments	0.013
Primary settler	0.0017
Biological	0.13
Chemical phosphorus removal	0.00080
Secondary settler	0.0011
Disinfection	0.00044
Thickening	0.00045
Conditioning	0.0015
Dewatering	0.035
Effluent	0.38
Total	0.591

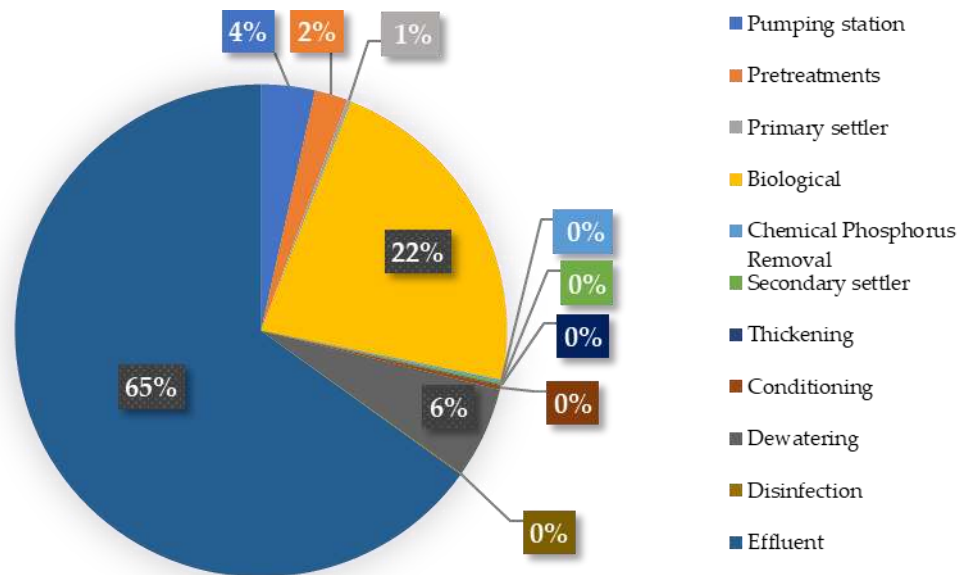


Figure 5. CO₂ emissions [%] related to energy consumption, transportation, and biological reactions—scenario A.

The data reported in Table 7 and shown in Figure 5 demonstrate that the biological reactor contributes to 22% of the total CO₂ emissions for its energy consumption, and the largest contribution derives from the effluent with its N₂O content [42].

In addition to energy-related CO₂ emissions, the transport of waste materials to treatment or disposal, as well as the delivery of chemical supplies, all contribute to additional emissions that must be considered. The operating transports are reported in Table 8.

Table 8. Transport emissions [g/d per F.U.] for chemical reagents and waste disposal.

Sections	NO _x	CO	NH ₃	SO ₂	N ₂ O	CO ₂	Unit of Measurement
Pretreatments	1.0 × 10 ⁻²	3.3 × 10 ⁻³	3.2 × 10 ⁻⁵	1.2 × 10 ⁻⁵	1.0 × 10 ⁻⁴	2.7 × 10 ⁰	g/d per F.U.
Chemical phosphorus removal	2.6 × 10 ⁻⁴	8.5 × 10 ⁻⁵	8.3 × 10 ⁻⁷	3.1 × 10 ⁻⁷	3.4 × 10 ⁻⁶	7.1 × 10 ⁻²	g/d per F.U.
Disinfection	2.5 × 10 ⁻⁴	8.0 × 10 ⁻⁵	7.8 × 10 ⁻⁷	2.9 × 10 ⁻⁷	3.1 × 10 ⁻⁶	6.7 × 10 ⁻²	g/d per F.U.
Conditioning	3.9 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻⁶	4.6 × 10 ⁻⁷	4.9 × 10 ⁻⁶	1.0 × 10 ⁻¹	g/d per F.U.
Dewatering	1.0 × 10 ⁻¹	3.1 × 10 ⁻²	3.0 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻⁴	2.6 × 10 ¹	g/d per F.U.

Figure 6 shows which sectors of the plant have the greatest environmental impact in terms of GWP. The effluent greatly exceeds the values of the other sections due to the presence of N_2O . The biological reactor is surely one of the most impactful sections of the system, since it requires a large quantity of energy and, in addition to the energy required for operating, there is additional CO_2 production as a result of reactions by micro-organisms, which is assumed equal to 9% of the biogenic activity, as previously reported.

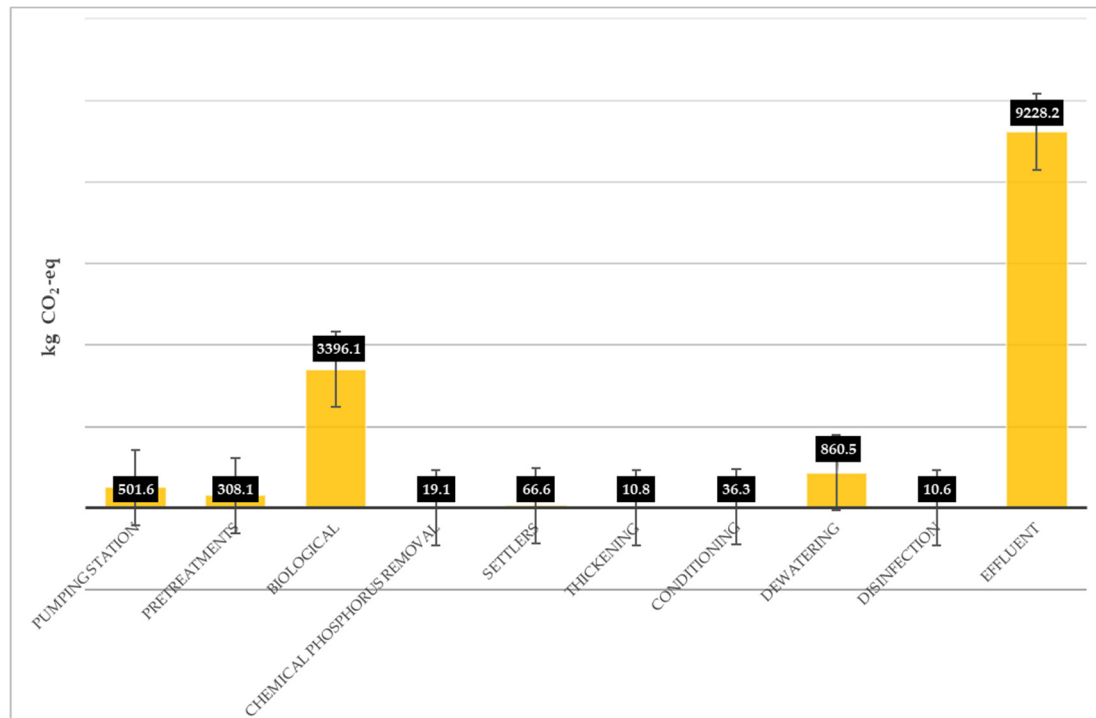


Figure 6. Global warming potential (GWP) [kgCO₂ equivalent/d]—scenario A.

Within the potential acidification, pollutants such as NO_x , SO_2 , and NH_3 emitted by vehicle exhausts are considered. Thus, acidification has impact contributions at the plant stages in which road transport is considered. It reaches a peak in the dewatering section and in the pretreatments due to the transportation to further treat or dispose of dewatered sludge and screenings, respectively. The values obtained in terms of kg SO_2 equivalent/d are 1.6 kg SO_2 equivalent/d for the dewatering section and 0.2 kg SO_2 equivalent/d for the screenings. They represent the contribution to the PA impact from the plant operating phase. The effluent has a very high eutrophication potential, caused by the release of residual phosphates eventually not removed during treatment. Regarding the PE impact, the effluent has the highest contribution equal to 67.1 kg PO_4 equivalent/d. This high value is linked to the presence of N_2O , which contributes to the PE impact. Smaller contributions are also present in the biological section (0.2 kg PO_4 equivalent/d) and dewatering (0.3 kg PO_4 equivalent/d). Both contributions are due to the residual phosphorus present in the wastewater mainstream and in the extracted sludges.

3.2. Scenario B

As mentioned above, the second scenario considers the implementation of MBR technology in the plant. Table 9 and the related graph in Figure 7 show the energy in kWh/d per functional unit associated with each compartment and based on the number of electromechanical components used.

Table 9. Energy consumption [kWh/d per F.U.] related to the number of electromechanical components in the different sections of the plant—scenario B.

Sections	Number of Electromechanical Components	kWh/d Per F.U.
Pumping station	1	0.055
Pretreatments	8	0.026
Primary settler	2	0.0045
Biological	7	0.19
MBR	3	0.22
Chemical phosphorus removal	2	0.0019
Disinfection	2	0.0010
Thickening	4	0.0012
Conditioning	6	0.0037
Dewatering	1	0.019
Total	39	0.51

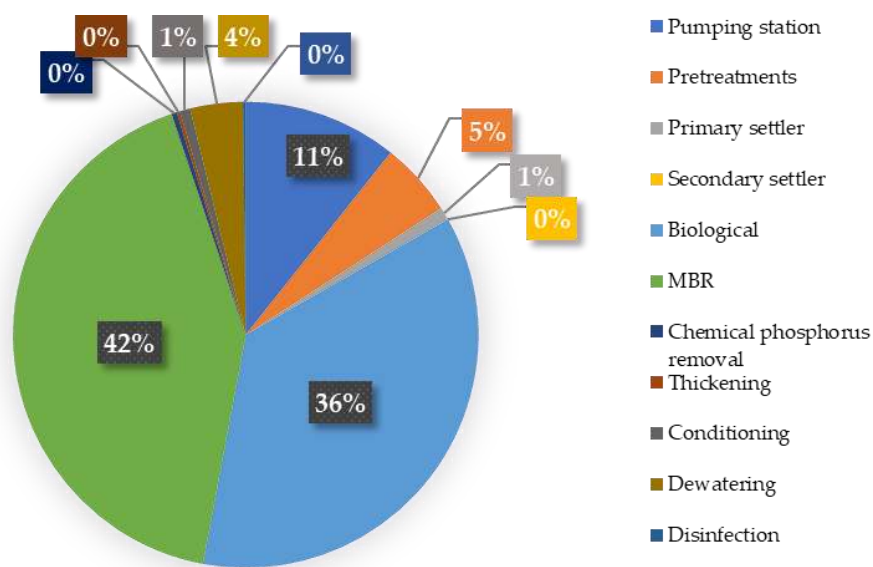


Figure 7. Energy consumption [%]—scenario B.

The energy-related CO₂ emissions are determined through Equation (2). Table 10 shows the carbon dioxide emissions related to energy consumption, transportation, and biological processes in scenario B. The same data are reported in Figure 8.

Table 10. CO₂ emissions [kg/d per F.U.] due to energy consumption, transportation, and direct emissions—scenario B.

Sections	kg/d Per F.U.
Pumping station	0.021
Pretreatments	0.013
Primary settler	0.0017
Biological	0.12
MBR	0.08
Chemical phosphorus removal	0.00080
Disinfection	0.00044
Thickening	0.00045
Conditioning	0.0015
Dewatering	0.035
Effluent	0.38
Total	0.66

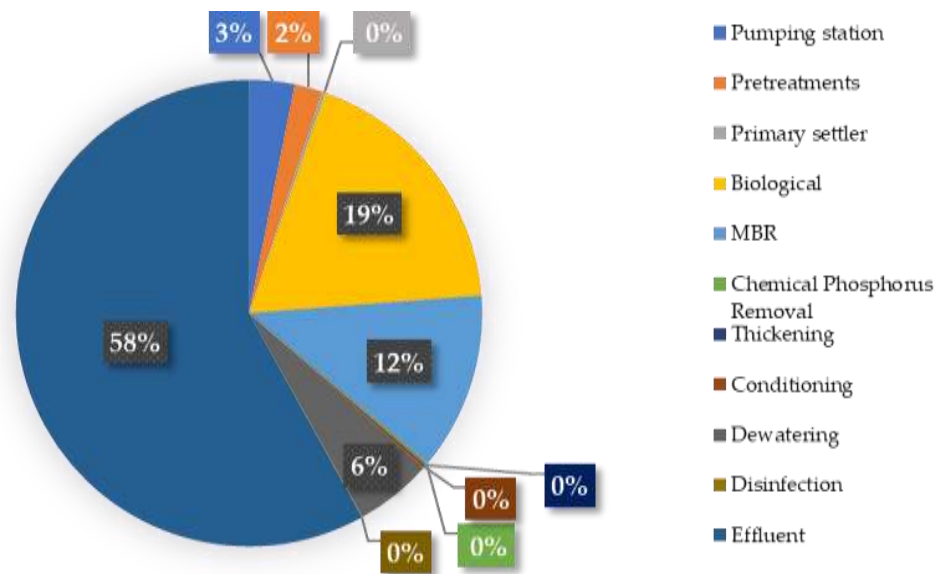


Figure 8. CO₂ emissions [%] related to energy consumption, transportation, and biological reactions—scenario B.

The results for transport impacts (PA, PE, and GWP) are the same as those reported for scenario A (Table 8), since the assumption is that the implementation of the MBR technology does not involve further material or larger waste transports.

The addition of MBR technology reduces the biological reactor’s energy consumption compared to scenario A (3396.1 kg CO₂ eq.—A → 3177.2 kg CO₂ eq.—B) due to the removal of some electromechanical components, such as the energy-intensive recirculation pumps. However, the traditional activated sludge plant requires more energy when the MBR is used in place of the secondary settler (Figure 9). Similarly to scenario A, the environmental category of GWP is also the most impactful, as well as the contribution of the effluent is larger than the other items due to the presence of the pollutant N₂O (Figure 9) [42].

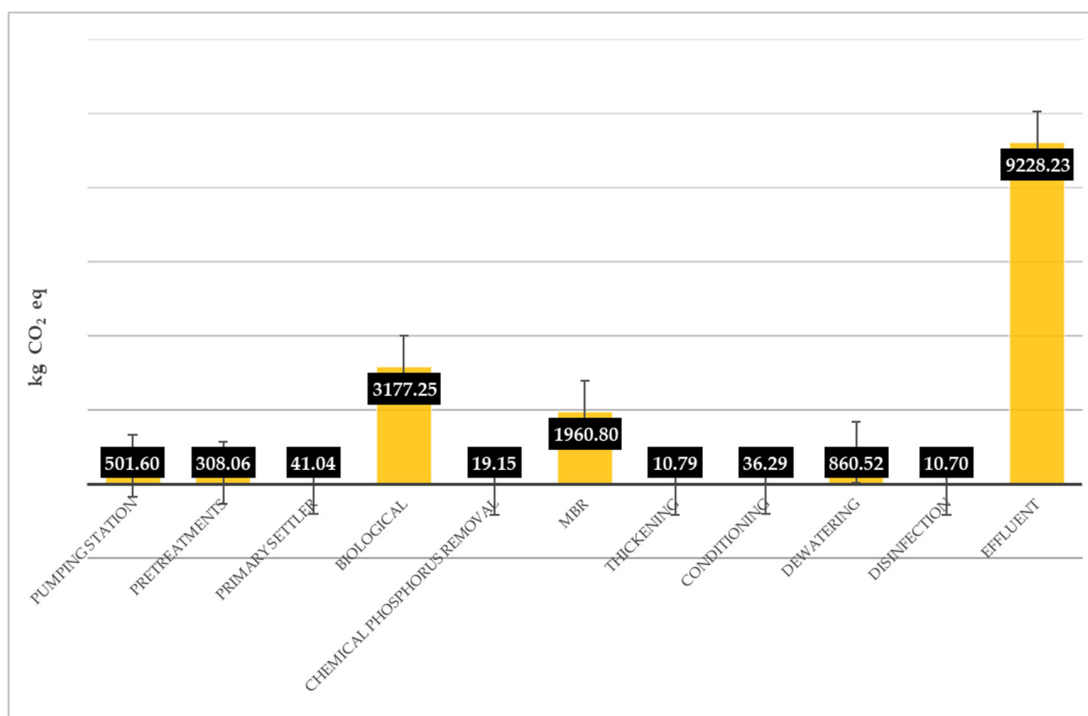


Figure 9. Global warming potential (GWP) [kgCO₂ equivalent/d]—scenario B.

3.3. Scenario C

In scenario C, an anaerobic digester is added to the sludge line. The anaerobic digestion process enables the biological stabilization of sewage sludge and the production of biogas, which is composed of CH₄ (60%) and CO₂ (40%), with traces of further substances (such as H₂S, N₂, and H₂). With regard to the treatment of secondary sludge, biogas production rate is around 28m³/(10³ inhab*d). Biogas has a wide range of applications, including the heating of the digesters themselves as well as the generation of mechanical energy and/or electricity. In Table 11 are reported all the data necessary to calculate the energy obtained from biogas, and in Table 12 is reported the energy required for the digestion operation, both in kWh/d per functional unit. Equations (9) and (10) show the formulas used to calculate, respectively, the energy obtained from the biogas and required to operate the digester:

$$\text{Energy obtained from biogas [kWh/d per F.U.]} = \text{CH}_4\text{-production [m}^3\text{/d]} * \text{CF [kWh/m}^3\text{]} \quad (9)$$

where the production of CH₄ and CF (conversion factor) are reported in Table 13. Regarding the calculation of methane production, this is calculated by taking 60% of the biogas production from the total number of inhabitants to be served.

Table 11. Energy from biogas [kWh/d per F.U.].

Parameters	Value	Unit of Measurement
Biogas production per habitant	0.028	m ³ /inhab*d
Total biogas production	1400	m ³ /d
CH ₄ in biogas	60	%
Total CH ₄ production	840	m ³ /d
Conversion factor (CF)	10.7	kWh/m ³
Energy from biogas	0.37	kWh/d per F.U.

Table 12. Energy necessary for digester operation [kWh/d per F.U.].

Parameters	Value	Unit of Measurement
Dewatered sludge	5400	kg/d
Final sludge temperature	35	°C
Sludge inlet temperature	10	°C
Heat required for digester	157.5	J/d
Specific heat sludge	4200	J/(kg*°C)
Conversion factor	2.8 × 10 ⁻⁸	kWh/J
Energy required for digester operation	6.5 × 10 ⁻³	kWh/d per F.U.

An estimate of the amount of heat required to heat the sludge can be made using the following approach:

$$Q \text{ [J/d]} = \text{specific heat sludge [J/kg}^\circ\text{C]} * (\text{Final sludge temperature [}^\circ\text{C]} - \text{Sludge inlet temperature [}^\circ\text{C]}) * \text{sludge quantity [kg/d]} \quad (10)$$

The product between the heat required for the digester and the conversion factor in Table 12 gives the energy required for digester operation.

The energy used within the plant for each section is shown in Figure 10. The negative value in reference to the anaerobic digester represents the energy produced by the biogas and used to feed a part of the energy demand of the plant itself (Figure 10).

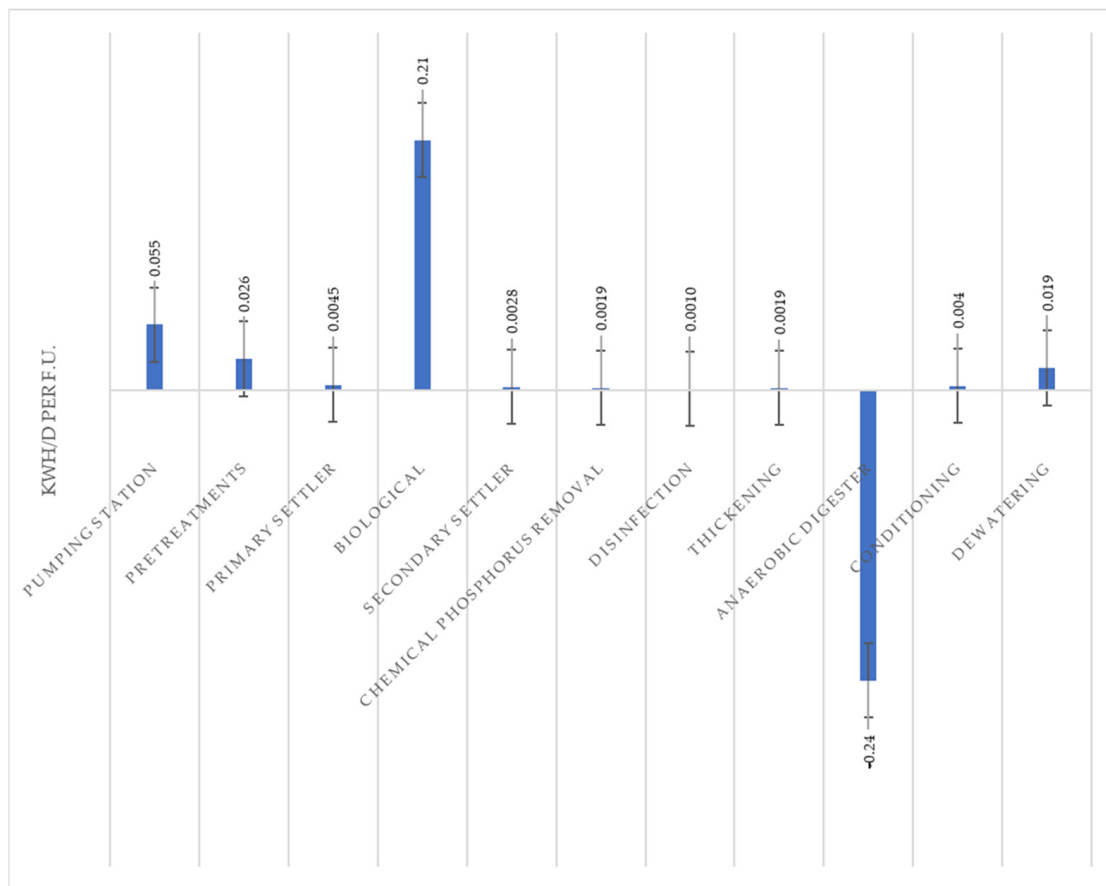


Figure 10. Energy consumption [kWh/d per F.U.]—scenario C.

Figure 11 shows the values of CO₂ emissions in the third scenario. A distinction must be made between two types of CO₂: approximately 40% of the CO₂ in biogas is considered biogenic, i.e., of biological origin and therefore not impacting, as opposed to CO₂ from the use of fossil fuels. For this reason, the only contribution of CO₂ in terms of environmental impact is from the combustion of methane. From the chemical reaction, it is obtained stoichiometrically that 2.75 kg CO₂ is formed from 1 kg CH₄. Considering the net energy shown in Figure 10, given the difference between the energy obtained from the biogas and the energy required to operate the digester, and considering an efficiency of 65% that takes into account the yield coefficient, any losses, and energy for the flare and for heating, we obtain an available energy of 0.24 kWh/day. In order to calculate the avoided impact, the CO₂ emission value is first determined by considering the conversion factor relating to the use of energy from fossil fuels, and then it is compared with the CO₂ emission following the use of energy from biogas:

- In the first case, a value of 92.5 g CO₂ per F.U. is obtained, calculated as follows:

$$\text{CO}_2 \text{ [g/d per F.U.]} = \text{EF}_{\text{EP}} \cdot \text{E}_{\text{AD}} \quad (11)$$

where EF_{EP} is the emission factor equal to 380 gCO₂/kWh (IPCC) as already mentioned in Paragraph 2.5 and E_{AD} is the energy related to the anaerobic digester equal to 0.24 kWh/d per F.U.;

- While the second is calculated from the quantity in kg resulting from the stoichiometry of the chemical reaction, i.e., 1,214,000 gCO₂, which, when compared to the functional unit, is equal to the following:

$$\text{CO}_2 \text{ [g/d per F.U.]} = (1,214,000 \text{ [gCO}_2\text{)}) / \text{Q}_A \text{ [m}^3 \text{/d]} = 50.6 \text{ gCO}_2 \text{/d per F.U.} \quad (12)$$

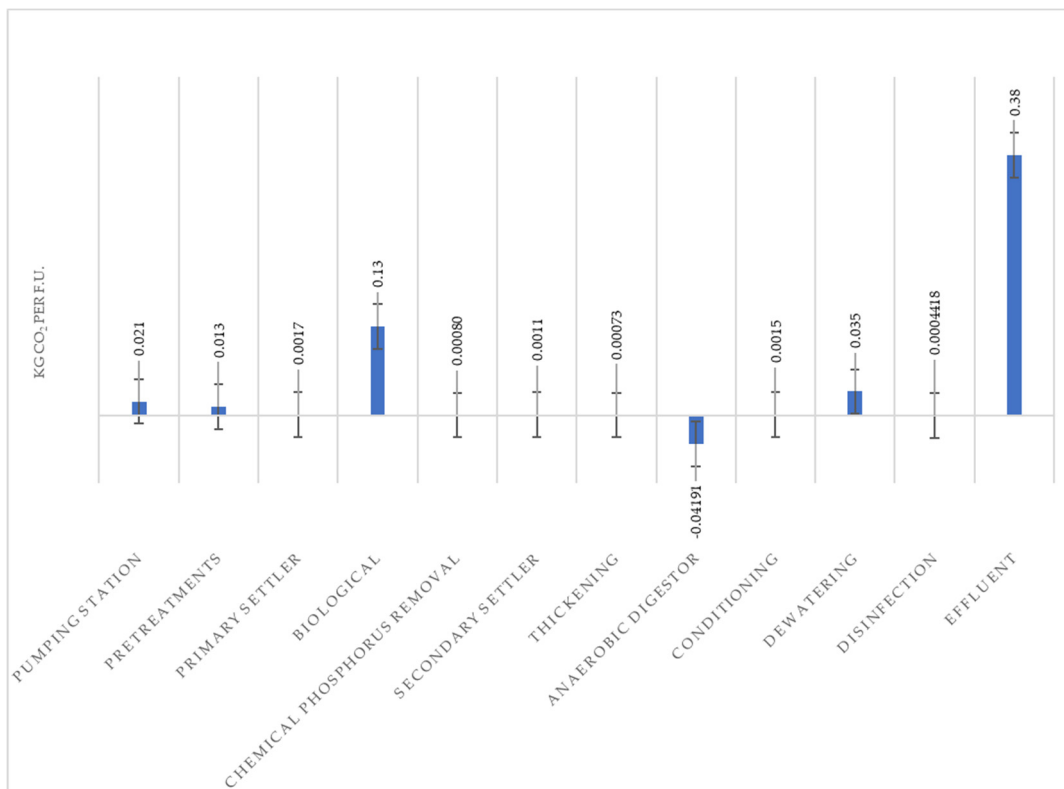


Figure 11. CO₂ Emissions related to energy consumption, transportation and biological reactions [%]—scenario C.

To support this last calculation obtained stoichiometrically, a conversion factor from the IPCC 2006 of (195 gCO₂/kWh) was used to calculate CO₂ emissions using energy from biogas (Equation (9)), obtaining a value of 47 gCO₂ per F.U. comparable with the result of Equation (12).

The avoided impact is determined as the difference between the CO₂ emission value calculated from biogas energy and the amount of CO₂ produced through fossil energy. The value obtained is calculated using Equation (13):

$$\text{CO}_2 [\text{g/d per F.U.}] = 92.5 [\text{gCO}_2/\text{d per F.U.}] - 50.6 [\text{gCO}_2/\text{d per F.U.}] = 41.9 \text{ gCO}_2/\text{d per F.U.} \quad (13)$$

In order to have an operating plant that can be considered almost completely self-sufficient, a photovoltaic plant can be added to supply the remaining part of the energy required by the plant. The residual needed energy is as follows:

$$\begin{aligned} \text{Energy}_{\text{residual}} [\text{kWh/d per F.U.}] &= \text{Energy}_{\text{plant}} - \text{Energy}_{\text{AD}} = 0.33 [\text{kWh/d per F.U.}] \\ &- 0.24 [\text{kWh/d per F.U.}] = 0.082 [\text{kWh/d per F.U.}] \end{aligned} \quad (14)$$

The photovoltaic panels chosen with the highest efficiency (i.e., ratio of solar energy converted to electricity) of around 20%, are monocrystalline panels. The PVGIS 5.2 (Photovoltaic Geographical Information System) from the EU Science Hub is a shareware software that was used for sizing the photovoltaic system. The location chosen to perform the calculation is Rieti (central Italy). Given the need to supply energy to the plant throughout the year, it was decided to refer to the month with the lowest irradiation, December. According to [43], the average sunshine equivalent hours per day in Rieti in December are 1.39 h. The data from the cited study express the monthly average daily global solar radiation on a horizontal plane with a spatial resolution of about 1 km × 1 km. These maps are estimated from the satellite images of cloud cover acquired by the European agency EUMETSAT; they are published on ENEA's Climate Archive website, where monthly average values are

also given for about 1600 Italian locations. The maps used for the calculation are for the 2006–2020 average. Based on this, peak kW is calculated as follows:

$$kW_p = [Energy_{plant} [kWh/d]/(equivalent\ hours\ of\ sunshine [h])]*(1/\rho) [adimensional] \tag{15}$$

where the coefficient ρ represents the balance of the system, which is a factor that expresses as a percentage the energy losses that occur in the system due to various factors, such as the coupling between the various PV modules, connections to the converter(s), losses in the switchgear, conductors, etc., and which in this case was assumed to be 0.8. A system loss of 20% is considered within the PVGIS program (Table 13). The result obtained is shown in Figure 12 and in Table 14.

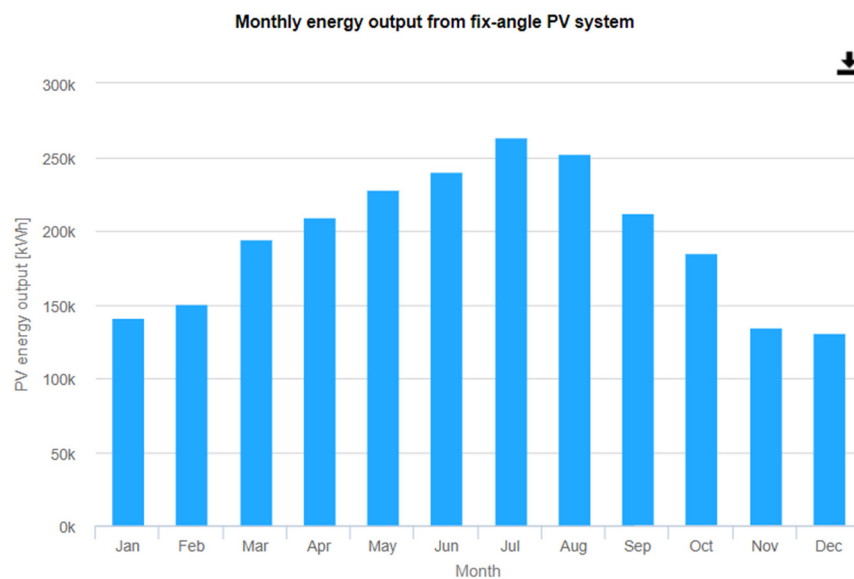


Figure 12. Simulation outputs—monthly energy output from fix-angle PV system.

Table 13. Provided inputs related to Figure 12.

Provided Inputs	
Location [Lat/Lon]	42,416–12,885
Horizon	Calculated
Database used	PVGIS–SARAH2
PV technology	Crystalline silicon
PV installed [kW _p]	1759
System loss [%]	20

Table 14. Simulation outputs related to Figure 12.

Simulation Outputs	
Slope angle [°]	35
Azimuth angle [°]	0
Yearly PV energy production [kWh]	2,341,794.21
Yearly in-plane irradiation [kWh/m ²]	1823.76
Year-to-year variability [kWh]	117,659.33
Changes in output due to:	
• Angle of incidence [%]	−2.72
• Spectral effects [%]	1.13
• Temperature and low irradiance [%]	−7.24
Total loss [%]	−27

To ensure the complete coverage of the energy required by the PV system even at night or in the absence of solar irradiation, it is necessary to consider sizing batteries for energy storage. According to [43], in December the average number of consecutive days of bad weather in Rieti is 10 days. The analysis carried out shows that the lowest battery capacity sufficient to ensure the continuity of electricity supply is about 18 MWh.

As far as the space occupied by the plant is concerned, according to the study [44] assuming 350 W, this results in a power density of 1 MW per hectare. The result of the analysis carried out using PVGIS was a plant with a capacity of approximately 2 MW (Tables 15 and 16). Thus, the required amount of land is just under 2 hectares.

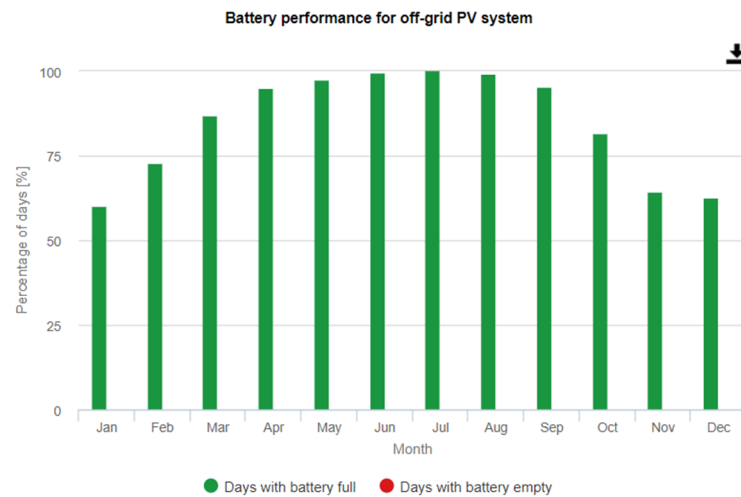


Figure 13. Simulation outputs—battery performance for off-grid PV system (In green are the days when the battery is always full, and in red when it is empty. As can be seen from the graph, since there are no histograms shown in red, the battery is never empty).

Table 15. Provided inputs related to Figure 13.

Provided Inputs	
Location [Lat/Lon]	42,416–12,885
Horizon	Calculated
Database used	PVGIS-SARAH2
PV installed [W_p]	1,759,000
Battery capacity [Wh]	17,500,000
Discharge cutoff limit [%]	40
Consumption per day [Wh]	1,960,000
Slope angle [$^\circ$]	35
Azimuth angle [$^\circ$]	0

Table 16. Simulation outputs related to Figure 13.

Simulation Outputs	
Percentage days with full battery [%]	84.75
Percentage days with empty battery [%]	0.03
Average energy not captured [Wh]	4,745,862.64
Average energy missing [Wh]	281,797.43

The anaerobic digester reduces the amount of CO_2 released into the atmosphere, as seen by the graph of climate change's negative impact (Figure 14). The emission of kg CO_2 equivalent from the bioreactor and effluent remains unchanged. Impacts related to potential acidification (PA) and potential eutrophication (PE) also remain unchanged compared to scenario A.

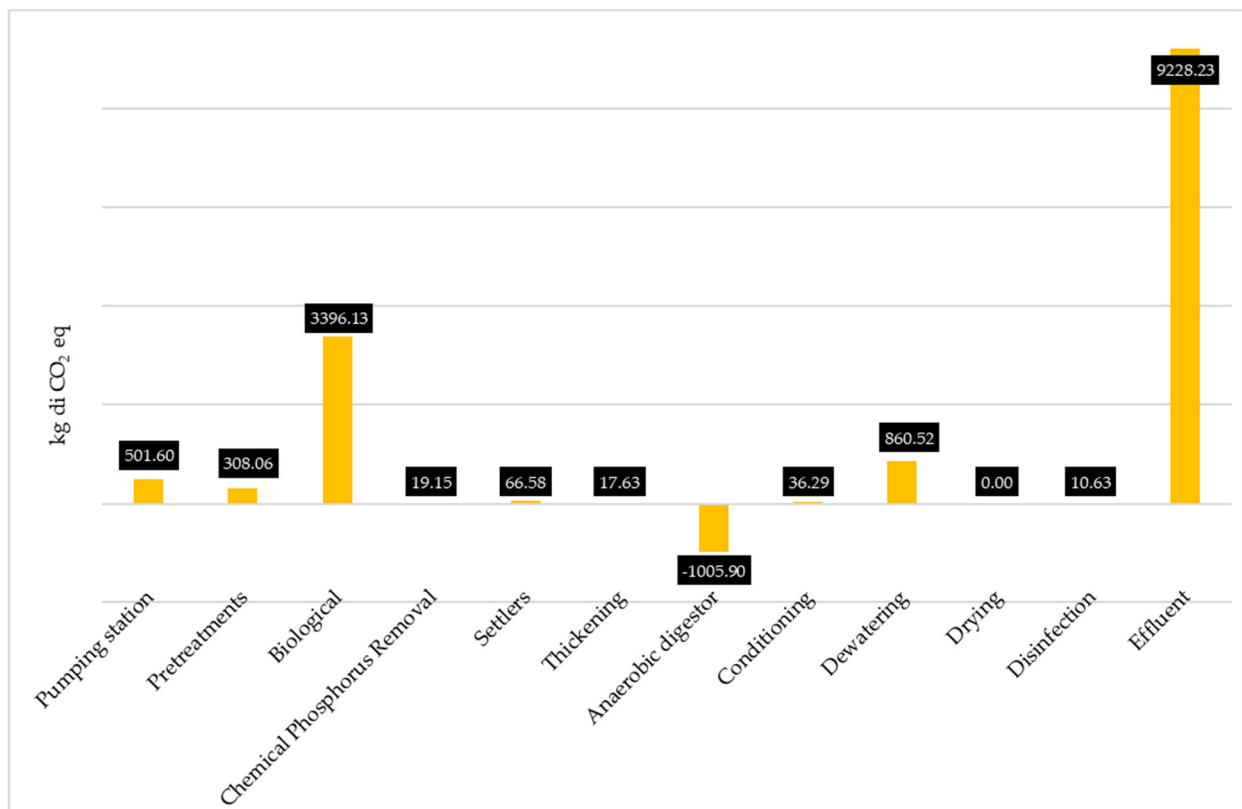


Figure 14. Global warming potential (GWP) [kgCO₂ equivalent/d]—scenario C.

3.4. Comparison between Scenarios A, B, and C

Table 17 shows the comparison between the three scenarios conducted in this study and the data in the existing literature. Regarding GWP, the obtained results are in accordance with the literature studies; nevertheless, they show lower values for the remaining two categories, PA and PE. In scenario B, the study conducted by Ioannou-Ttofa et al. [29] reports that 97% of the contribution of kg CO₂ equivalent is due to the energy consumption related to the lift pump, the blowers in the pre-aeration tank, and the blowers and backwash pump in the MBR module. The functional unit used corresponds to the one in the present study. Banti et al. [22] show different results to the previous ones, probably due to the different analysis methodologies used. The values of these studies are shown in Table 17. In scenario C, Pasqualino et al. [12] (Table 17) use the same functional unit and system boundaries used in the LCA conducted in this study. Pasciocco et al. [45] (Table 13) consider three different water treatment plants located in central Italy, thus having a geographical location corresponding to that of the plant under analysis. The plant used for comparison with this scenario is WWTP3, which is the only one to use an anaerobic digester. Since the LCIA results are presented in both high and low seasons (HSs and LSs), an average between the two values is considered.

The last stage of the LCA methodology is the interpretation of the results (ISO 14044:2006), in which the most incisive impacts revealed during the study are highlighted. After data input and the construction of an LCA, the different impacts were identified according to the three scenarios analyzed: the first related to a conventional water treatment plant, the second with the implementation of an MBR and finally the third with an anaerobic digester used for the stabilization of the sludges within the conventional plant. The study was based on the functional unit of 1 m³ of influent. The assessment of the impact of the environmental categories considered, i.e., greenhouse effect, acidification, and eutrophication, showed that in all three cases the effluent has the greatest impact in terms of CO₂ equivalent due to the presence of N₂O in the flow. As it is known, this substance has a high conversion factor (298 times greater than that of CO₂ as reported by CML 2001). Direct

emissions of N₂O also occur as a result of micro-organism reactions inside the biological reactor, in which there is also the greatest energy consumption due to the presence of highly energy-intensive electromechanical components.

Table 17. Study results and comparable values in the existing literature related to GWP [kgCO₂ equivalent/d], PA [kg SO₂ equivalent/d], and PE [kg PO₄⁻ equivalent/d]—scenario A, B, and C.

Literature	GWP [kgCO ₂ eq/d]	PA [kg SO ₂ eq/d]	PE [kg PO ₄ ⁻ eq/d]
Present work—Scenario A	6.02×10^{-1}	7.6×10^{-5}	2.82×10^{-3}
(Tsangas et al. [19])	5.73×10^{-1}	3.64×10^{-3}	1.40×10^{-3}
(Li et al. [5])	6.60×10^{-1}	6.34×10^{-3}	4.12×10^{-2}
(Banti et al. [22])	2.68×10^1	1.15×10^{-2}	4.77×10^{-3}
Present work—Scenario B	6.66×10^{-1}	7.6×10^{-5}	2.82×10^{-3}
(Ioannou—Ttofa et al. [29])	4.65×10^1	\	\
(Banti et al. [22])	4.96×10^1	1.98×10^{-3}	8.60×10^{-4}
Present work—Scenario C	5.53×10^{-1}	7.6×10^{-5}	2.82×10^{-3}
(Pasciucco et al. [45])	8.755×10^{-1}	2.05×10^{-3}	1.55×10^{-2}
(Pasqualino et al. [12])	1.19×10^{-1}	1.69×10^{-3}	1.37×10^{-3}

The potential eutrophication category is characterized by two main aspects: effluent discharge and transport. The discharge-related impact is due to the presence of residual P_{TOT} in the effluent.

Road transport makes the most significant contribution to potential acidification. In fact, emissions related to transport discharges include chemicals such as NO_x, SO₂, and NH₃, which are involved in the acidification phenomenon. As seen in the case of eutrophication, the greatest transport-related load occurs at dewatering, which takes into account the transport of dewatered sludge to the two disposal centers.

Analyzing the results obtained in the three scenarios and comparing them with each other, several considerations emerge as follows:

- Emissions for the GWP category related to biological processes, transport, and effluent do not vary significantly between the considered solutions;
- Among the three scenarios, the acidification and eutrophication categories maintain unchanged values. This is rather obvious because these environmental impacts do not depend on the type of technological solution adopted.

Since emissions from biological processes, transport, and effluent remain practically unchanged in the three scenarios, it is preferable to focus on the environmental loads associated with energy consumption only.

As Figure 15 clearly shows, daily CO₂ emissions are significantly lower in scenario C than in the other two solutions. This reduction is attributable to both lower energy consumption of the equipment in use and to the partial use of energy from renewable sources, such as biogas. In the cases of scenarios A and B, on the other hand, the plant is powered entirely through the national electricity grid.

The adoption of technology under scenario C results in a daily avoided impact of 3935.16 kg of equivalent CO₂ compared to scenario B and 2209.77 kg of equivalent CO₂ compared to scenario A. Projecting these savings over a one-year timeframe results in 1,436,334.758 kg of equivalent CO₂ and 806,567.4078 kg of equivalent CO₂ of avoided impacts, respectively. Figure 15 underlines the long-term effectiveness of the technology proposed by scenario C for minimizing the environmental impact of greenhouse gas emissions.

Substances like pharmaceuticals and toxic compounds have not been considered because they were not present (just traces of pharmaceuticals) in the main flow incoming to the studied plant.

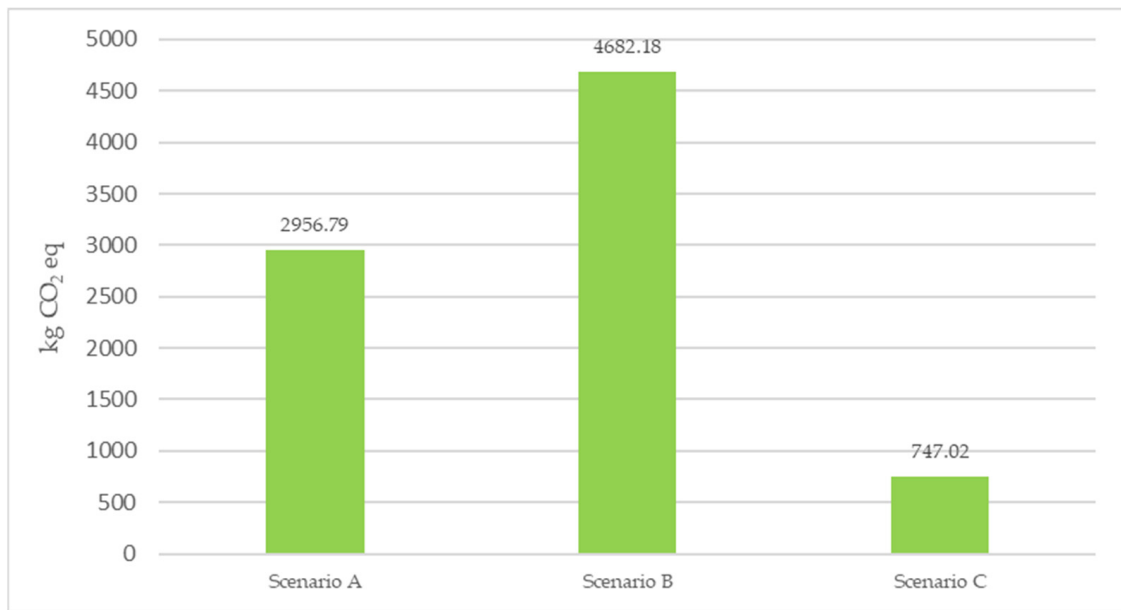


Figure 15. Comparison of GWP in the three different scenarios on a daily basis (related to energy consumption) [kg CO₂ eq].

3.5. Sludge Disposal and Management in the Three Scenarios

Sludge is one of the main by-products leaving the plant, therefore it deserves to be analyzed deeply in a specific further LCA study. To ensure the completeness of the study, a short description of the impacts caused by the most used technologies for the sludge disposal is reported.

The most common sludge disposal methods are landfilling, incineration, composting, and land use. Composting is generally carried out by mixing a portion of sludge from WWTP with solid waste, so it was not considered in the study due to the lack of information about the solid waste portion. The analysis was then carried out qualitatively (based on the literature) on the three main technologies that can be used: landfilling, incineration, and land use. The reported values obtained from other authors should be added to the impacts obtained, in particular for the GWP evaluation.

According to the values presented in Table 18, the worst impact is found when unstabilized sludges are carried to the landfill disposal system due to methane production and for biological activity, incineration has a rather high impact if there is not energy recovery, while land use seems to have the lowest impact in terms of GWP and could then be coupled with effective WWTP management. So, in scenarios A and B, because the sludges are not stabilized, the use of landfill as a final disposal system should have a significant impact on the GWP value. A lower impact could be found in scenario C, where the sludges go through a stabilization process that significantly reduces methane production and biological activities overall. The stabilization process does not influence the GWP expectations for the incineration, while for land use as final disposal, the impact should be greater for the biological activity on the carbonaceous substrate present in the sludges.

Table 18. Comparison between different sludge disposal (landfilling, incineration, and land use) according to [46].

Landfilling	Incineration	Land Use
kg CO ₂ eq./t DS 4322	kg CO ₂ eq./t DS 3124	kg CO ₂ eq./t DS 489

4. Conclusions

The European Community's new guidelines represent a significant step towards the promotion of sustainable and environmentally conscious practices. In the "Green Paper on Integrated Product Policy" COM 2001/68/EC, the European Union officially recognizes the validity and importance of the Life Cycle Assessment (LCA) tool. This endorsement underlines the commitment to a more holistic approach to assessing the environmental impact of products and services.

The new directives not only recognize the importance of LCA, but actively push member countries to implement this tool in service production and processes. The primary objective is to reduce not only atmospheric emissions, but also water and soil pollution while promoting the adoption of innovative and sustainable technologies to limit the use of non-renewable sources.

In the context of this study, the LCA analysis proved to be a particularly suitable tool for evaluating and comparing three distinct scenarios related to wastewater treatment. This methodology makes it possible to assess the emissions produced within pre-determined system boundaries, thus providing a complete picture of the environmental implications of each technology considered.

The comparison of wastewater treatment technologies plays a crucial role in this context, as the sustainable management of water resources is of paramount importance in addressing today's environmental challenges. Through LCA analysis, the environmental impact of each option can be accurately assessed, enabling an informed and sustainability-oriented choice.

Analyzing the presented scenarios, it is possible to affirm that scenario B, while it is expected to give good removal efficiencies with the use of MBR technology, has high impacts due to high energy consumption to power the used technology. The treatment technology under scenario C involves careful resource management and the introduction of treatment technologies that allow for a decrease in the consumption of non-renewable energy sources, in favor of renewable ones. This makes it possible to use LCA as a decision maker support in the design of new treatment plants. A further step can interest the impact associated with the practical realization of a wastewater plant, where the design choice involving materials and technologies can be improved for the sustainability point of view by means of an LCA analysis.

The use of LCA applied to the management of a WWTP can then be considered a powerful tool to make real-time ratings on the efficiency of the technologies used in the plant or to make sustainable choices on the design of the different treatments to be used for water purification. Even if the sludge treatment and disposal are considered, the LCA approach can be an important help for decision makers, as shown by the fact that a complete process, including digestion followed by a land use disposal, can be more sustainable than other technologies.

This article is going to be used as decision maker support in the analyzed WWTP revamping process. The use of LCA was necessary for the great attention given to DNSH (Do No Significant Harm) in Europe. The LCA methodology, used in this study as an analysis tool for assessing the impacts associated with a WWTP, can be used to enlarge the future research. LCA can be applied to sludge treatment and disposal. LCA application can be used to correctly address disposal choices based on the different impacts linked to composting, landfilling, incineration, and other technologies as briefly shown in this work. A further study of great interest, already implemented and in the final phase, is the application of LCA to the construction steps of a WWTP, with a focus on the plant's capacity and the used materials.

Author Contributions: Conceptualization, P.V. and L.C.; methodology, P.V. and L.C.; software, P.V. and L.C.; validation, P.V. and L.C.; formal analysis, F.T. investigation, L.C., S.B. and R.R.; resources, P.V.; data curation, L.C., F.T., G.M., F.S. and M.A.; writing—original draft preparation, L.C. writing—review and editing, P.V., L.C. and F.T. visualization, L.C.; supervision, P.V.; project administration, P.V.; funding acquisition, P.V. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Data Availability Statement: Data are contained within this paper.

Acknowledgments: We acknowledge APS for their availability in support this research.

Conflicts of Interest: Authors Simona Bongirolami and Roberto Romano were employed by the company Acqua Pubblica Sabina S.p.a. The remaining authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

List of Abbreviations

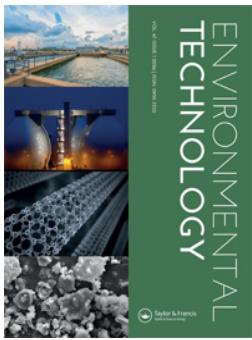
BOD ₅	Biochemical Oxygen Demand
CF	Conversion Factor
CML	Centrum voor Milieukunde, Leiden
COD	Chemical Oxygen Demand
COD _I	Influent concentration of COD
COD _E	Effluent concentration of COD
D	Per capita net water supply
DNSH	Do No Significant Harm
DS	Dried Sludge
EF	Emission factor
EF _{Eff}	Emission factor for outlet flow
EF _{plant}	Emission factor (from IPCC)
EIA	Environmental impact assessment
Eq.	Equivalent
EU	European Union
F _{IND-COM}	Industrial and commercial protein production factor
F _{NPR}	Nitrogen fraction in proteins
F.U.	Functional unit
GWP	Global warming potential
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
MBR	Membrane BioReactor
n	Number of machineries
N _R	Nitrogen removed with sludge
P	Number of inhabitant equivalent
PA	Potential acidification
PE	Potential eutrophication
PV	Photovoltaic
PVGIS	Photovoltaic Geographical Information System
P _{TOT}	Total Phosphorus
Protein	Per capita protein consumption
Q _A	Average flow rate
Φ	Sewer inflow coefficient
t	Hours of machinery work
TKN	Total Nitrogen Kjeldahl
TSS	Total Suspended Solids
WWTP	Wastewater treatment plant
U	Utilization factor of the plant

References

- Ruggerio, C.A. Sustainability and Sustainable Development: A Review of Principles and Definitions. *Sci. Total Environ.* **2021**, *786*, 147481. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Patel, K.; Singh, S.K. A Life Cycle Approach to Environmental Assessment of Wastewater and Sludge Treatment Processes. *Water Environ. J.* **2022**, *36*, 412–424. [[CrossRef](#)]
- IEA—International Energy Agency. *World Energy Outlook 2016—Excerpt—Water-Energy Nexus*; IEA: Paris, France, 2016.
- European Commission. *The European Green Deal*; European Union: Brussels, Belgium, 2020.
- Li, Y.; Xu, Y.; Fu, Z.; Li, W.; Zheng, L.; Li, M. Assessment of Energy Use and Environmental Impacts of Wastewater Treatment Plants in the Entire Life Cycle: A System Meta-Analysis. *Environ. Res.* **2021**, *198*, 110458. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Sappa, G.; Iacurto, S.; Ponzi, A.; Tatti, F.; Torretta, V.; Viotti, P. The LCA Methodology for Ceramic Tiles Production by Addition of MSWI BA. *Resources* **2019**, *8*, 93. [[CrossRef](#)]
- Mancini, G.; Luciano, A.; Bolzonella, D.; Fatone, F.; Viotti, P.; Fino, D. A Water-Waste-Energy Nexus Approach to Bridge the Sustainability Gap in Landfill-Based Waste Management Regions. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2021**, *137*, 110441. [[CrossRef](#)]
- Viotti, P.; Tatti, F.; Rossi, A.; Luciano, A.; Marzeddu, S.; Mancini, G.; Boni, M.R. An Eco-Balanced and Integrated Approach for a More-Sustainable MSW Management. *Waste Biomass Valorization* **2020**, *11*, 5139–5150. [[CrossRef](#)]
- Batuecas, E.; Tommasi, T.; Battista, F.; Negro, V.; Sonetti, G.; Viotti, P.; Fino, D.; Mancini, G. Life Cycle Assessment of Waste Disposal from Olive Oil Production: Anaerobic Digestion and Conventional Disposal on Soil. *J. Environ. Manag.* **2019**, *237*, 94–102. [[CrossRef](#)]
- Allami, D.M.; Sorour, M.T.; Moustafa, M.; Elreedy, A.; Fayed, M. Life Cycle Assessment of a Domestic Wastewater Treatment Plant Simulated with Alternative Operational Designs. *Sustainability* **2023**, *15*, 9033. [[CrossRef](#)]
- Tabesh, M.; Feizee Masooleh, M.; Roghani, B.; Motevallian, S.S. Life-Cycle Assessment (LCA) of Wastewater Treatment Plants: A Case Study of Tehran, Iran. *Int. J. Civ. Eng.* **2019**, *17*, 1155–1169. [[CrossRef](#)]
- Pasqualino, J.C.; Meneses, M.; Abella, M.; Castells, F. LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43*, 3300–3307. [[CrossRef](#)]
- Zhang, Q.H.; Wang, X.C.; Xiong, J.Q.; Chen, R.; Cao, B. Application of Life Cycle Assessment for an Evaluation of Wastewater Treatment and Reuse Project—Case Study of Xi’an, China. *Bioresour. Technol.* **2010**, *101*, 1421–1425. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Li, Y.; Luo, X.; Huang, X.; Wang, D.; Zhang, W. Life Cycle Assessment of a Municipal Wastewater Treatment Plant: A Case Study in Suzhou, China. *J. Clean. Prod.* **2013**, *57*, 221–227. [[CrossRef](#)]
- Amores, M.J.; Meneses, M.; Pasqualino, J.; Antón, A.; Castells, F. Environmental Assessment of Urban Water Cycle on Mediterranean Conditions by LCA Approach. *J. Clean. Prod.* **2013**, *43*, 84–92. [[CrossRef](#)]
- Gallego-Schmid, A.; Tarpani, R.R.Z. Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment in Developing Countries: A Review. *Water Res.* **2019**, *153*, 63–79. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- ISO 14040:1997; Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework. ISO: Geneva, Switzerland, 1997.
- ISO 14044:2006; Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines Management Environnemental-Analyse Du Cycle de Vie-Exigences et Lignes Directrices ITeh Standard Preview. ISO: Geneva, Switzerland, 2006.
- Tsangas, M.; Papamichael, I.; Banti, D.; Samaras, P.; Zorpas, A.A. LCA of Municipal Wastewater Treatment. *Chemosphere* **2023**, *341*, 139952. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Corominas, L.; Byrne, D.M.; Guest, J.S.; Hospido, A.; Roux, P.; Shaw, A.; Short, M.D. The Application of Life Cycle Assessment (LCA) to Wastewater Treatment: A Best Practice Guide and Critical Review. *Water Res.* **2020**, *184*, 116058. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Buyukkamaci, N. Life Cycle Assessment Applications in Wastewater Treatment. In *Ecological Technologies for Industrial Wastewater Management: Petrochemicals, Metals, Semi-Conductors, and Paper Industries*; Apple Academic Press: Palm Bay, FL, USA, 2015; pp. 263–268. ISBN 9781771882866.
- Banti, D.C.; Tsangas, M.; Samaras, P.; Zorpas, A. LCA of a Membrane Bioreactor Compared to Activated Sludge System for Municipal Wastewater Treatment. *Membranes* **2020**, *10*, 421. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Adibimanesh, B.; Polesek-Karczewska, S.; Bagherzadeh, F.; Szczuko, P.; Shafighfard, T. Energy Consumption Optimization in Wastewater Treatment Plants: Machine Learning for Monitoring Incineration of Sewage Sludge. *Sustain. Energy Technol. Assess.* **2023**, *56*, 103040. [[CrossRef](#)]
- Aghabalaei, V.; Nayeb, H.; Mardani, S.; Tabeshnia, M.; Baghdadi, M. Minimizing Greenhouse Gases Emissions and Energy Consumption from Wastewater Treatment Plants via Rational Design and Engineering Strategies: A Case Study in Mashhad, Iran. *Energy Rep.* **2023**, *9*, 2310–2320. [[CrossRef](#)]
- Ferrentino, R.; Langone, M.; Fiori, L.; Andreottola, G. Full-Scale Sewage Sludge Reduction Technologies: A Review with a Focus on Energy Consumption. *Water* **2023**, *15*, 615. [[CrossRef](#)]
- Pesqueira, J.F.J.R.; Pereira, M.F.R.; Silva, A.M.T. Environmental Impact Assessment of Advanced Urban Wastewater Treatment Technologies for the Removal of Priority Substances and Contaminants of Emerging Concern: A Review. *J. Clean. Prod.* **2020**, *261*, 121078. [[CrossRef](#)]
- McNamara, G.; Fitzsimons, L.; Horrigan, M.; Phelan, T.; Delaure, Y.; Corcoran, B.; Doherty, E.; Clifford, E. Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Plants in Ireland. *J. Sustain. Dev. Energy Water Environ. Syst.* **2016**, *4*, 216–233. [[CrossRef](#)]
- Machado, A.P.; Urbano, L.; Brito, A.G.; Janknecht, P.; Salas, J.J.; Nogueira, R. Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Options for Small and Decentralized Communities. *Water Sci. Technol.* **2007**, *56*, 15–22. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

29. Ioannou-Ttota, L.; Foteinis, S.; Chatzisyneon, E.; Fatta-Kassinos, D. The Environmental Footprint of a Membrane Bioreactor Treatment Process through Life Cycle Analysis. *Sci. Total Environ.* **2016**, *568*, 306–318. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
30. Fang, L.L.; Valverde-Pérez, B.; Damgaard, A.; Plósz, B.G.; Rygaard, M. Life Cycle Assessment as Development and Decision Support Tool for Wastewater Resource Recovery Technology. *Water Res.* **2016**, *88*, 538–549. [[CrossRef](#)]
31. Piao, W.; Kim, Y.; Kim, H.; Kim, M.; Kim, C. Life Cycle Assessment and Economic Efficiency Analysis of Integrated Management of Wastewater Treatment Plants. *J. Clean. Prod.* **2016**, *113*, 325–337. [[CrossRef](#)]
32. Hai, F.I.; Yamamoto, K.; Lee, C.-H. *Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse*; IWA Publishing: London, UK, 2019; ISBN 9781780400655.
33. Mahmood, S.; Rahman Hemdi, A.; Zameri, M.; Saman, M.; Yusof, N.M. Sustainability Assessment of Membrane System for Wastewater Treatment: A Review and Further Research. In Proceedings of the 20th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, Singapore, 17–19 April 2013.
34. Raghuvanshi, S.; Bhakar, V.; Sowmya, C.; Sangwan, K.S. Waste Water Treatment Plant Life Cycle Assessment: Treatment Process to Reuse of Water. *Procedia CIRP* **2017**, *61*, 761–766. [[CrossRef](#)]
35. Santucci, V.G.; Baldassarre, G.; Mirolli, M. Intrinsic Motivation Mechanisms for Competence Acquisition. In Proceedings of the 2012 IEEE International Conference on Development and Learning and Epigenetic Robotics (ICDL), San Diego, CA, USA, 7–9 November 2012.
36. Parkin, G.F.; Owen, W.F. Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. *J. Environ. Eng.* **1986**, *112*, 867–920. [[CrossRef](#)]
37. Osorio, F.; Torres, J.C. Biogas Purification from Anaerobic Digestion in a Wastewater Treatment Plant for Biofuel Production. *Renew. Energy* **2009**, *34*, 2164–2171. [[CrossRef](#)]
38. Bartram, D.; Short, M.D.; Ebie, Y.; Farkaš, J.; Gueguen, C.; Peters, G.M.; Zanzottera, N.M.; Karthik, M. Volume 5: Waste—Chapter 6 Wastewater Treatment and Discharge. In *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*; IPCC: Geneva, Switzerland, 2019; pp. 6.1–6.28.
39. Yoshida, H.; Mønster, J.; Scheutz, C. Plant-Integrated Measurement of Greenhouse Gas Emissions from a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Water Res.* **2014**, *61*, 108–118. [[CrossRef](#)]
40. Doorn, M.; Treatment, W.; Guidelines, I.; Irving, W.; Greenhouse, N.; Inventories, G. Chapter 6 Wastewater Treatment and Discharge. In *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*; IPCC: Geneva, Switzerland, 2006.
41. Boiocchi, R.; Viotti, P.; Lancione, D.; Stracqualursi, N.; Torretta, V.; Ragazzi, M.; Ionescu, G.; Rada Elena, C. A Study on the Carbon Footprint Contributions from a Large Wastewater Treatment Plant. *Energy Rep.* **2023**, *9*, 274–286. [[CrossRef](#)]
42. Çankaya, S.; Pekey, B. Evaluating the Environmental and Economic Performance of Biological and Advanced Biological Wastewater Treatment Plants by Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. *Environ. Monit. Assess.* **2024**, *196*, 373. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
43. Petrarca, S.; Cogliani, E.; Spinelli, F. *La Radiazione Solare Globale Al Suolo in Italia*; ENEA: Stockholm, Sweden, 2000.
44. MITE. *Linee Guida in Materia di Impianti Agrivoltaici*; Ministero Della Transizione Ecologica—Dipartimento per L'energia: Roma, Italy, 2022; 39p.
45. Pasciucco, F.; Pecorini, I.; Iannelli, R. A Comparative LCA of Three WWTPs in a Tourist Area: Effects of Seasonal Loading Rate Variations. *Sci. Total Environ.* **2023**, *863*, 160841. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
46. Zhao, G.; Liu, W.; Xu, J.; Huang, X.; Lin, X.; Huang, J.; Li, G. Greenhouse Gas Emission Mitigation of Large-Scale Wastewater Treatment Plants (WWTPs): Optimization of Sludge Treatment and Disposal. *Pol. J. Environ. Stud.* **2021**, *30*, 955–964. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.



Life Cycle Assessment application to treatment and disposal of sludge from a wastewater treatment plant

Paolo Viotti, Fabio Tatti & Lavinia Croce

To cite this article: Paolo Viotti, Fabio Tatti & Lavinia Croce (26 Dec 2025): Life Cycle Assessment application to treatment and disposal of sludge from a wastewater treatment plant, Environmental Technology, DOI: [10.1080/09593330.2025.2606938](https://doi.org/10.1080/09593330.2025.2606938)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/09593330.2025.2606938>



Published online: 26 Dec 2025.



Submit your article to this journal [↗](#)



Article views: 27



View related articles [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)



Life Cycle Assessment application to treatment and disposal of sludge from a wastewater treatment plant

Paolo Viotti^a, Fabio Tatti^b and Lavinia Croce^a

^aDepartment of Civil, Construction and Environmental Engineering, Sapienza University of Rome, Rome, Italy; ^bItalian Institute for Environmental Protection and Research, ISPRA, Rome, Italy

ABSTRACT

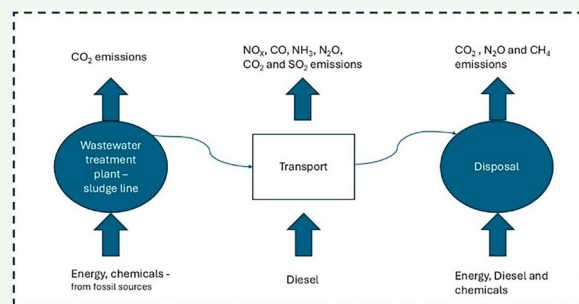
The following study uses Life Cycle Assessment as a tool to determine the impacts generated by the treatment of sludge from municipal wastewater treatment plants (EWC 190805). In this paper, four scenarios of technologies used for sludge disposal are presented: scenario A considers dewatered and undigested sludge sent to landfill; in scenario B the sludge undergoes a stabilization process for use on land; scenario C considers incineration of the dried sludge; and in scenario D the sludge undergoes the same treatment as in scenario B but for final use as compost. The system boundaries include transport to the various disposal centers, using functional units equal to one ton of dried sludge. House made software was used to calculate the impacts, using input data from an existing plant located in central Italy. The environmental categories analyzed were global warming potential, acidification potential and eutrophication potential. The results per functional unit indicate that land application has the lowest GWP impact, while incineration without recovery produces the highest. The analysis was then extended to the national level with data from the ISPRA database. Research using LCA can be useful for decision-makers and stakeholders on strategies to improve environmental performance on the topic.

ARTICLE HISTORY

Received 9 July 2025
Accepted 15 December 2025

KEYWORDS

Life Cycle Assessment; wastewater treatment plant; sludge disposal; carbon dioxide emissions; sustainability



Abbreviations: ACEA: Municipal Energy and Environment Company; AP: acidification potential; CH: cogeneration efficiency of combined heat and power generation in incineration; CML: Centrum voor Milieukunde, Leiden; D: daily kilometers; DNSH: do no significant harm; DS: dried sludge; E: energy; EF: emission factor; EP: eutrophication potential; Eq.: equivalent; EU: European Union; EWC: European Waste Catalogue; F.U.: functional unit; GHG: greenhouse gas; GWP: global warming potential; IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change; ISO: International Organization for Standardization; ISPRA: The Italian Institute for Environmental Protection and Research; ISTAT: Italian National Statistics Institute; LCA: Life Cycle Assessment; LCI: Life Cycle Inventory; LCIA: Life Cycle Impact Assessment; n: number of machines; P: power machine; PE: pollutant emission; t: time of machine work

1. Introduction

Wastewater treatment plants (WWTPs) play a crucial role in safeguarding public health and environmental integrity by treating wastewater before its discharge into natural water bodies. However, the operations of these

facilities, as well as the management of resulting by-products, such as sludge [1], can have significant environmental impacts. Understanding and quantifying these impacts is essential for a sustainable wastewater management practices ensuring at the same time the

protection of the environment. In recent years, there has been a growing emphasis on assessing the environmental performance of WWTPs and their associated processes through methodologies such as Life Cycle Assessment (LCA) [2]. LCA is an effective tool for the quantitative assessment of environmental impacts, from process selection to even determining possible policy choices [3]. Several authors have used the LCA methodology in their studies to assess impacts in different environmental categories [4–13].

The definition of impacts from wastewater treatment plants falls within the European sustainability goals as stated in the European Directive of 10 April 2024: *'this Directive should contribute to the progressive reduction of greenhouse gas (GHG) emissions from urban wastewater collection and treatment activities, notably by further reducing nitrogen emissions but also by promoting energy efficiency and production of renewable energies, and thus should contribute to the 2050 objective of Climate Neutrality established under Regulation (EU) 2021/1119 of the European Parliament and of the Council'* [14].

Integrated municipal wastewater management planning plays therefore a crucial role in reducing the potential impacts that these highly energy-intensive systems present. Approaches using more efficient technologies aimed at the reduction of waste, appropriate control on the insufflation of oxygen into the tank through the application of numerical models could bring more environmentally sustainable choices like also, a detailed study of the possible methods of final disposal of waste products exiting the plant such as sludges. Future trends in sludge treatment include anaerobic digestion combined with biomethane upgrading, phosphorus recovery, biochar production, the elimination of micropollutants such as PFAS and microplastics, the implementation of LCA-based strategies for technology selection and, finally, integration with district heating networks. Several other recent studies have analyzed the same topic using the LCA methodology [15–19].

The following study aims to define the impacts generated by the management and disposal of sludge from wastewater treatment (EWC 190805). According to data provided by ISPRA (Italian Institute for Environmental Protection and Research), the amount of sludge produced in Italy has increased by 6.48% from 2016 to 2020, although ISTAT data reveal a decrease in the resident population (with a percentage decrease of –2.23% over the same time frame). This increase is therefore due to enhanced restrictions of legal limits for wastewater outlets that bring a greater amount of sludge managed. Considering this growth trend, the

greater impact that water treatment sludge can have on the surrounding environment is evident. In addition to the increase in the amount of sludge, emissions from the treatment and disposal of sludge represent an important part of the wastewater treatment processes of the plants themselves. In fact, according to Zhao's study [20] on two wastewater treatment plants in eastern China found that sludge treatment and disposal account for most of the total GHG emissions 76% and 65%, respectively. Among the disposal methods analyzed, landfilling had the highest emissions (4,322 kg CO_{2eq}/ton DS – dried sludge), followed by incineration (3,124 kg) and land use (489 kg). Another study reported that sludge treatment contributes to 45% of total WWTP emissions (2.56 Mt CO_{2eq} out of 5.64 Mt) [21]. To date, several studies have analyzed the sludge management impact [22–29] and more generally wastewater treatment processes [30–32].

In Italy, from 2016 to 2020, ISPRA data show that most sludge underwent biological treatment (anaerobic digestion without biogas recovery), resulting in compounds or mixtures that were subsequently disposed of in landfills. To study which are the impacts for different methods of sludge disposal, and thus assess which of several scenarios may be the least impactful and therefore most sustainable can be important in a sustainable approach. According to Zhou [33], in fact, decreasing landfilling and increasing anaerobic digestion as a treatment within the sludge line of the wastewater treatment plant (in addition to the use of clean energy) results in a significant reduction in greenhouse gas emissions, along with also reducing other environmental categories, such as acidification and terrestrial ecotoxicity.

Both on-site and off-site emissions will be analyzed in the following article with the addition of transport emissions. Also, Ying-Chu Chen and Jeff Kuo [34] defined both on-site and off-site GHG emissions from sewage sludge management by analyzing five sewage sludge management scenarios: landfilling, incineration, brick reuse, concrete reuse, and reuse as fertilizer. The results showed that, as far as treatment is concerned, dewatering emits the least amount of greenhouse gases, followed by flue gas drying and direct heating. Also, regarding disposal, brick production is the most favorable among the three reuse scenarios for GHG reduction, while sludge incineration produced the highest GHG emissions.

Cartes et al. [35] used LCA to compare lime stabilization and advanced anaerobic digestion, showing that the latter had lower environmental impacts across all evaluated categories. Liu et al. [36] analyzed six sludge treatment and disposal scenarios, concluding that

mono-incineration is the least impactful due to energy recovery, while landfill is the worst because of high methane emissions. Using flue gas or steam for sludge drying could further reduce emissions.

Zhao et al. [37] also carried out a study on the reduction of greenhouse gas emissions from the management and disposal of water treatment sludge. He found that producing building materials from dewatered sludge and land application after anaerobic digestion are among the least impactful methods. Solid products from biological or thermochemical processes may also support carbon sequestration.

Yang et al. [38] compared two sludge incineration methods in China, and in a later study [26], analyzed emissions from land application. Results showed an increase in biogenic CO₂ and N₂O, with N₂O being the main greenhouse gas emitted.

This study assesses the environmental impacts of sewage sludge management using LCA, based on data from a wastewater treatment plant in central Italy (10,000 PE) and scaled up to the national level using ISPRA data. Global warming (GWP), eutrophication (EP), and acidification (AP) potentials were evaluated. GWP is mainly influenced by electricity consumption and transport, while EP and AP are primarily transport-related. Four scenarios were compared: (A) landfill disposal; (B) aerobic stabilization and land application; (C) drying and incineration with energy recovery; and (D) composting after stabilization. Transport was included in all cases. The main innovation is the national-scale assessment of sludge management impacts and the comparison of alternative disposal strategies.

This study provides one of the first LCA evaluations of sewage sludge management based on real operational data from an Italian wastewater treatment plant and scaled up to the national level using ISPRA statistics. By combining site-specific data with a country-level assessment, it offers a realistic quantification of environmental impacts and highlights the key role of energy use and transport in driving overall emissions.

2. Materials and methods

The present study uses the LCA method to evaluate the environmental impact coming from the management and the disposal of sludge from wastewater treatment plant. LCA is a management tool with prospects for development where cradle-to-grave assessments of product or process impacts are conducted [39–41]. It is a method for estimating environmental impacts due to a product's life cycle, often summarized in potential global warming, potential eutrophication, potential acidification, stratospheric ozone depletion,

tropospheric ozone creation (smog), toxicological stress on human health and ecosystems, resource depletion, water use, land use, noise, and others [42]. For this reason, LCA can be used for decision-making and supporting stakeholders [43].

According to UNI EN ISO 14040:2006 [44] and UNI EN ISO 14044:2006 [45], LCA consists of four main steps: defining the purpose and scope, life cycle inventory analysis, assessment of environmental impacts and finally interpretation of the results. The first step involves defining the system boundaries, functional unit and environmental impact categories analyzed. The second step is called by the acronym LCI, and it defines the data related to the inputs and outputs of the considered system. The processing of the data makes it possible to move on to the LCIA, in which the inputs and outputs of the system are converted into potential environmental impacts through specific conversion factors. Finally, the last stage concerns the interpretation of the results so that conclusions can be made about them and can be of support for any project decisions or stakeholders.

The importance of the use of the LCA method lies in its comparative nature, thus allowing the comparison of different products or processes of equal function to arrive at possible process alternatives with the aim of performing an improvement analysis [43].

2.1. Goal and scope definition

The present study aims to demonstrate how LCA can be used as a tool to determine environmental impacts and thus to direct technological or design choices for an optimization and reduction of emissions themselves. The data come from an existing plant located in central Italy with a population equivalent of 10,000 and the results of the analysis were then extended to national level values according to the ISPRA database. The environmental categories considered are global warming potential (GWP), eutrophication potential (EP) and acidification potential (AP) as most relevant based on the pollutants emitted by the treatment, disposal, and transport considered in this study [46] (generated by energy use, combustion-related emissions, and nitrogen- and sulphur-based emissions) Other categories were not included due to data limitations and to avoid introducing high uncertainty into the national-scale assessment.

GWP results to be the most impacted because of the use of electricity from fossil sources for the treatment of the sludge in the wastewater treatment plant, as well as result of emissions from vehicles transporting the same to disposal centers. The additional two environmental

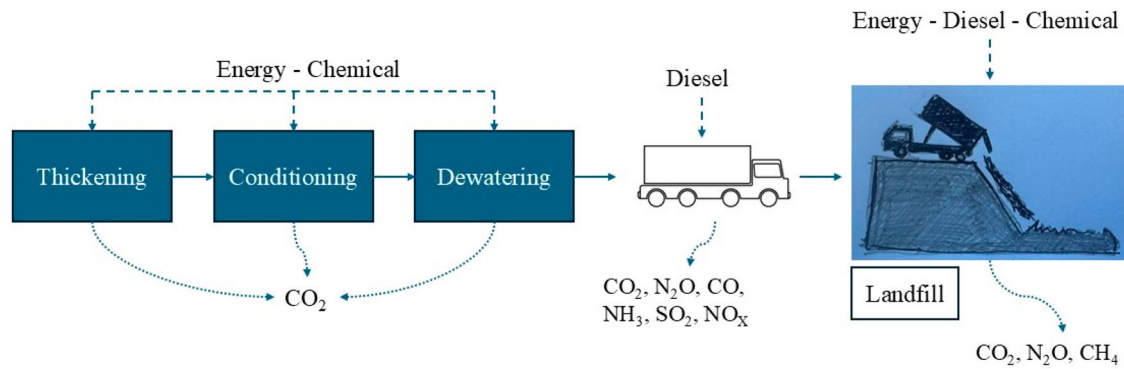


Figure 1. Flow chart – Scenario A.

categories considered (EP and AP), however, are purely due to transportation. Four different scenarios were considered in the study to be compared through LCA. Scenario A (Figure 1) has sludge thickening, conditioning and finally dewatering as treatment processes and once treated it is disposed of in landfills. Scenario B (Figure 2), on the other hand, involves pre- and post-stabilization sludge thickening, aerobic digestion, and finally dewatering of the sludge for later use on land. Scenario C (Figure 3) which considers a thickening stage, then conditioning, dewatering and finally drying. In scenario C, the sludge is sent to incineration with energy recovery. Finally, scenario D (Figure 4) in which sludge is treated as in scenario B, with subsequent use as compost. In all the four scenarios transport was included in the analysis. A specific in house developed software was used for the study called InfraLCA.

2.2. Functional unit (F.U.)

The functional unit assumes a crucial role in LCA studies since it allows it to serve as a basis for making comparisons between the different scenarios analyzed as well as for different LCA studies [3,45]. According to Weidema [47], the functional unit is a 'quantified description of the performance of the product systems, for use as a reference unit'.

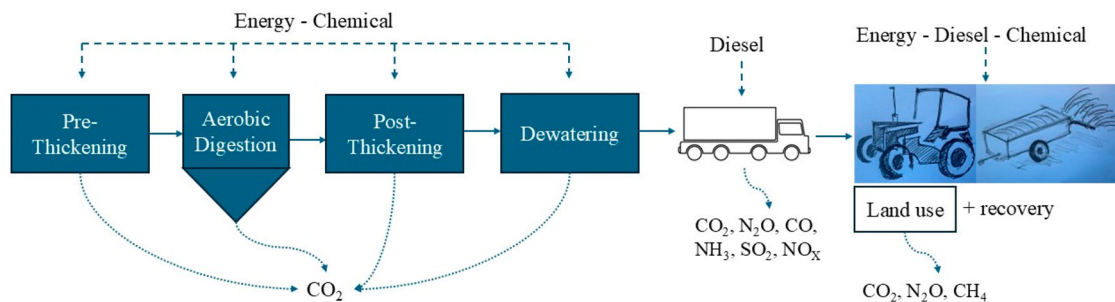


Figure 2. Flow chart – Scenario B.

To study the environmental impact of sewage sludge treatment and disposal, several functional units can be chosen, such as the average flow rate at the plant inlet, the number of population equivalent managed by the plant and the mass of sludge managed. In this study, reference was made to *one ton* of dewatered sludge leaving the wastewater treatment plant, since several other authors have used the same method with satisfactory results [26,34,36]. The time frame chosen is equal to one day.

2.3. System boundaries

The definition of system boundaries is extremely important in order to make comparisons between different scenarios [43,48]. It makes it possible to include or exclude possible analyses and to understand what the results of the analysis refer to. In general, system boundaries should be chosen in such a way that any expansion of the boundaries will not lead to decisive changes to the study.

In this case, the system boundaries include the sludge treatment in the water purification plant, and thus in general the sludge line, the transport of the dewatered sludge to be disposed of, and finally the emissions due to the disposal itself (Figure 5).

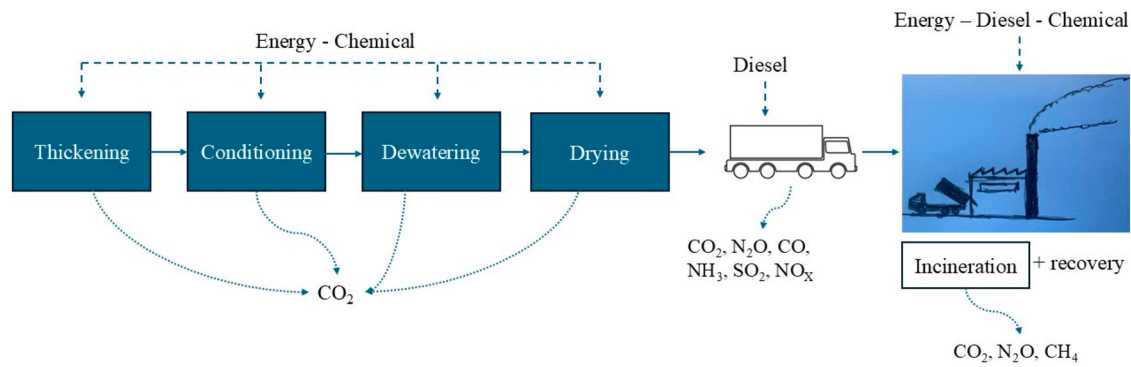


Figure 3. Flow chart – Scenario C.

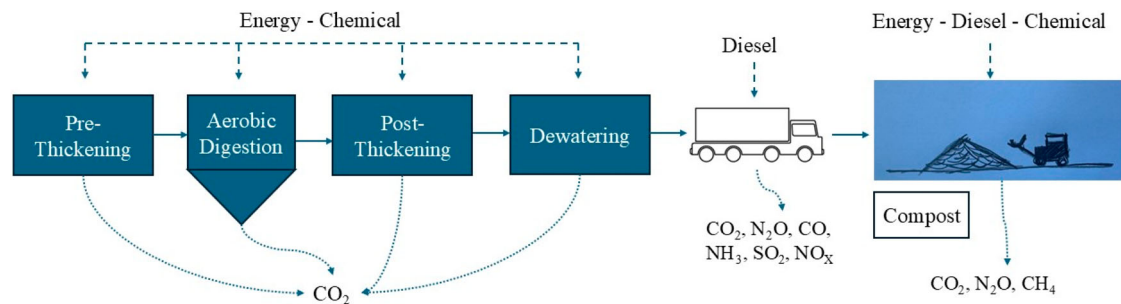


Figure 4. Flow chart – Scenario D.

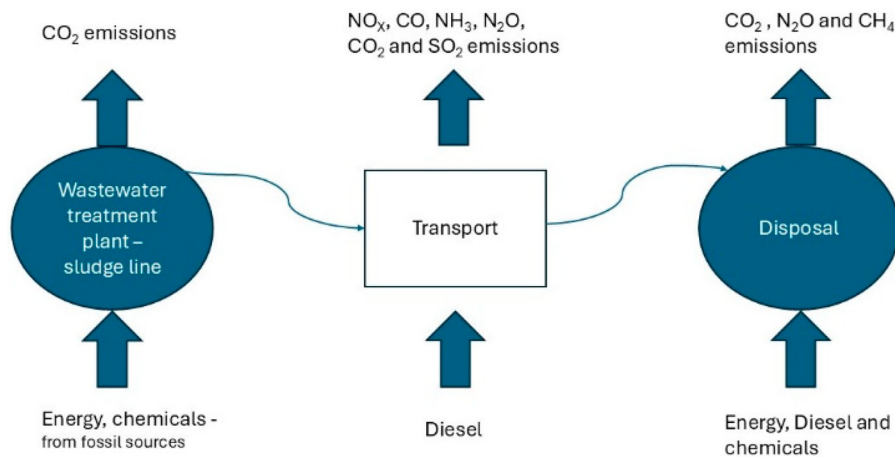


Figure 5. System boundaries

2.4. Life cycle inventory (LCI)

The life cycle inventory (LCI) phase represents the collection and analysis of data associated with the process or product, according to the chosen boundaries. For this reason, it is extremely important to choose the boundaries of the system itself appropriately. Based on this, the flows into and out of the system will be defined, whether they relate to energy or matter. Generally, the application of LCA considers the study of the

impact of a process or product from the cradle to the grave, whereby the definition of the input data starts with the extraction of raw materials, then moves on to production and use, and finally to the disposal of the product itself. What is evaluated at the output are the consumption of resources and the emission of pollutants into the environment.

In this study, the input differs according to the phase (treatment, transport and disposal) considered: for the sludge treatment part, the input concerns the use of

energy from non-renewable sources; for the transport part, the use of fuel is considered; finally, contaminant emissions due to possible degradation of organic matter are counted for disposal. The output, on the other hand, concerns the emissions of carbon dioxide associated with the use of energy, and other substances emitted into the air, such as nitrogen and sulphur oxides, emitted by the vehicles used for transport from the plant to disposal. According to the IPCC [49], the share of carbon dioxide from the degradation of organic matter is considered biogenic and therefore not impactful. Nevertheless, according to Liu [50], fossil carbon accounts for 3–10% of the total carbon in mixed sludge and therefore not negligible in calculating greenhouse gas emissions. The characteristics of the sludge under study are those of a sludge from civil sewage (carbon 25–35%, nitrogen 4–5%, phosphorus 2–3%, oxygen 20–25% and smaller percentages of other elements [51]). Data on the sludge treatment phase, and thus on the operation of the sludge line, were provided by a water company in central Italy, where the plant in question is located. Specifically, from the power output of the machinery, the energy E associated with it was calculated according to formula (1) [10]:

$$E \left[\frac{\text{kWh}}{\text{d}} \right] = P \left[\frac{\text{kW}}{\text{d}} \right] * t [\text{h}] * n [\text{dimensionless}] \quad (1)$$

in which P [kW/d] represents the machine power, t [h] is the time of the machine work and finally n [dimensionless] is the number of the machineries used. From the energy, it is possible to calculate the related emissions, according to formula (2):

$$\text{CO}_2 \left[\frac{\text{g}}{\text{d}} \right] = E \left[\frac{\text{kWh}}{\text{d}} \right] * \text{EF} \left[\frac{\text{gCO}_2}{\text{kWh}} \right] \quad (2)$$

where EF [gCO₂/kWh] is the emission factor referred to the national energy production in Italy equal to 380 [gCO₂/kWh] (Ecoinvent v 3.8) [10].

As for transport emission factors, these come from a vehicle emission inventory provided by ISPRA and updated to 2021. For the calculation of the pollutant emissions (PE), formula (3) was considered:

$$\text{PE} \left[\frac{\text{g}}{\text{d}} \right] = D \left[\frac{\text{km}}{\text{d}} \right] * \text{EF} \left[\frac{\text{gCO}_2}{\text{km}} \right] \quad (3)$$

in which D represents the daily kilometers traveled by the vehicle based on the daily quantity of sludge to be transported, considering both the outward and return journey of the vehicle at a distance of 100 km from the sludge treatment plant to the disposal and chemical reagent supply center. The selected vehicles are diesel vehicles weighing between 20 and 28 tons.

The pollutants considered are NO_x, CO, NH₃, SO₂, N₂O and CO₂.

Finally, the impacts are given using the conversion factors from the OpenLCA software using the CML 2001 method, according to formula (4):

$$\text{PE}_{\text{eq}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{d}} \right] = \sum_i \text{PE}_i \left[\frac{\text{kg}}{\text{d}} \right] * \text{EF}_i [\text{dimensionless}] \quad (4)$$

The conversion factors are specific to the environmental impact category considered, which in this case are GWP, AP and EP with their corresponding pollutant indices (CO₂, SO₂, PO₄ respectively). In formula (4), subscript 'i' indicates the relevant pollutant being considered to which is attached the conversion factor according to the environmental category being considered.

2.5. Life cycle impact assessment (LCIA)

Impact analysis allows the quantification and highlighting of environmental effects due to the release of pollutants into the environment as a result of the implementation of a process or product throughout its life span. There are several environmental categories to consider, but in this study, only three categories are analyzed as they are considered the most relevant to the release of pollutants in these processes: global warming potential, eutrophication potential and finally acidification potential. Of these, GWP is the most impactful given the high CO₂ production in the various stages of the plant and transportation phase, while the other two impact categories are mostly to be attributed to transportation alone. Within each impact category, an index pollutant is used as reference for all other pollutants. For the calculation of impacts, therefore, reference is made to conversion factors from Ecoinvent database and specifically using the CML method (Centrum voor Milieukunde, Leiden, The Netherlands) 2001. Through the conversion factors, impacts can be calculated as the multiplication between them and the related pollutant emissions (Formula 4).

3. Results

3.1. This scenario A

Scenario A considers the study of impacts in terms of GWP, AP and EP generated by the treatment of wastewater sludge and its disposal in landfills (Figure 1). The sludge line involves thickening of the sludge, conditioning and finally dewatering. The impacts related to this pre-treatment phase are due to the use of energy from fossil sources for the treatment of the sludge, while as

far as CO₂ emissions due to the degradation of organic matter are considered biogenic and therefore not impacting [52]. The sludge leaving the plant is then transported to the disposal site, i.e. the landfill. Emissions from vehicles transporting sludge and supplying chemicals for the pre-treatments are taken into account, as well as emissions from the dumping of sludge in the landfill.

The CO_{2eq.} emissions obtained from the LCA application for the sludge treatment in scenario A are shown in Figure 6, only the applied processes before the disposal are considered in this result as well as the emissions from transport to the disposal system are kept separated from the plant sections.

The results show that the section that has the higher impacts is the sludge dewatering process (Figure 6 and Table 1), this is due to the high energy requirement (57.58%), the second impact comes from transports with an influence of 32.73%. The number of electromechanical components in the sludge line sections considered and their energy demand are shown in Table 1.

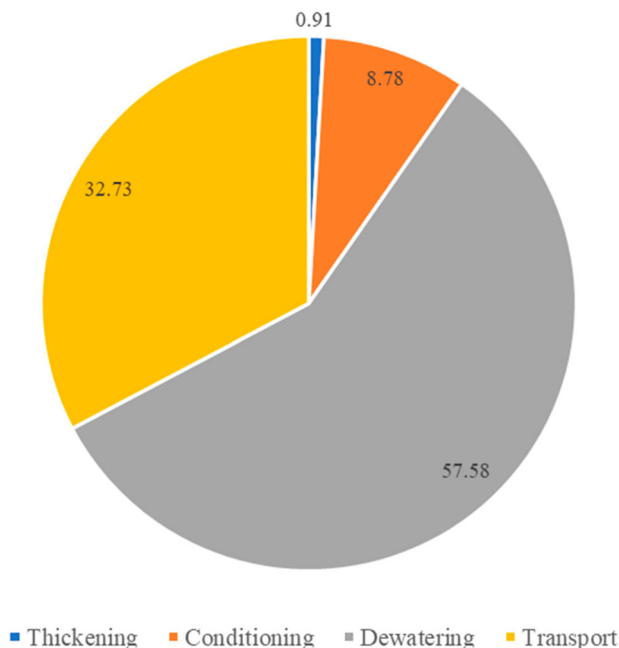


Figure 6. CO_{2eq.} emissions (%) from sludge transport and treatment in WWTP – Scenario A.

Table 1. Number of electromechanical components and their energy demand [kWh/F.U.] – Scenario A.

Plant sections	kWh/d per F.U.
Thickening	7.8×10^2
Conditioning	7.5×10^3
Dewatering	4.9×10^4
Total	5.7×10^4

Transport emissions in scenario A are shown in Table 2 and are due to the transport of sludge from the final section of the plant to disposal and to the chemical supply for the sludge conditioning phase.

In scenario A, the sludge leaving the treatment plant is sent to a landfill, it is important to underline that the sludge does not go under any treatment if not the necessary to increase the solid content. Emissions from transport associated are considered. The emissions from the sludge disposed in landfill are mainly from methane, carbon dioxide and nitrous oxide. The latter is, however, considered negligible given the small amount produced, and carbon dioxide is also to be disregarded as it is biogenic and therefore has no impact [34]. The preponderant part of the emissions comes from methane production. The emissions and material requirement for the landfill are shown in Table 3.

The values shown in Table 3, converted to impact, correspond to 1,554.68 kg CO_{2eq.}/F.U. Total emissions will be given by the sum of emissions from sludge treatment and emissions from landfill disposal. The total is therefore equal to 1,721.66 kg CO_{2eq.}/ F.U. Only the GWP is referred to as the other two environmental categories remain unchanged as there are no emissions of contaminants that fall into these categories, except in relation to transport only.

The comparison between the values of the three environmental categories for scenario A is shown in Table 4. As can be seen, the GWP value is four orders higher than the other two environmental categories. The analysis will therefore focus on the comparison of impacts in terms of CO_{2eq.}

In support of the results obtained, comparison data for methodologies similar to scenario A regarding GWP impacts are shown in Table 5.

3.2. Scenario B

In scenario B, the sludge is initially subjected to thickening, followed by aerobic digestion, then dewatered, and finally transported for use on land (Figure 2). Sewage sludge is an important resource that could be used as a fertilizer in soils due to its high organic content (such as carbon, nitrogen, phosphorous, copper, zinc, potassium, sulphur and others [55]) eliminating chemical compounds prepared to answer to the same scope. It is anyway important to treat the sludges before disposal as they could result to be rich in pathogens and organic pollutants [56]. For this reason, the use of sludge on land has stringent restrictions at the legislative level. Based on the treatments the sludge undergoes as shown in the flow diagram in Figure 2, the

Table 2. Transport emissions [kg/d per F.U.] – Scenario A.

NO _x	CO	NH ₃	SO ₂	N ₂ O	CO ₂	Unit of Measurement
6.8 × 10 ⁻¹	1.3 × 10 ⁻¹	1.9 × 10 ⁻⁴	2.4 × 10 ⁻⁴	2.0 × 10 ⁻³	5.3 × 10 ¹	kg/d per F.U.

carbon dioxide emissions (excluding disposal phase) are shown in [Figure 7](#).

In scenario B, the sludge is digested aerobically, which results in a high energy expenditure and consequently high CO₂ production. After the digestion treatment the sludges go under the dewatering process. In this case, transport impacts only 4%, compared to 32.73% of scenario A. The difference is because in scenario B there is no sludge conditioning section and therefore no transport of the chemical reagents is necessary, and the transport activity regards only of the dewatered sludge. On the other hand, the amount of CO₂ emitted for sludge stabilization is two orders of magnitude higher than the CO₂ linked to transport, while in scenario A the gap was limited to one order of magnitude. The emissions shown in [Figure 7](#) are due to energy consumption in the sludge treatment phase within the plant, the electromechanical components of which and their power output are shown in [Table 6](#).

[Table 7](#) shows the values of vehicle emissions regarding only sludge transport from dewatering to disposal.

In this second scenario, sludge is used on the soil to increase soil fertility, as it is rich in organic nutrients. In contrast to scenario A, in this case, CO₂ emissions are reduced as a result of carbon sequestration on the soil and of the replacement of commercial fertilizers. This recovery allows a reduction in emissions of 256.52 kg CO_{2eq}/F.U., through the following formulas (5–7) [57]:

$$\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ sequestered} \left[-\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] = \text{DS mass} \left[\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] \cdot \text{estimated CO}_{2\text{eq}} \text{ sequestered} \left[\frac{\text{ton CO}_{2\text{eq}}}{\text{ton DS}} \right] \quad (5)$$

in which the DS mass is equal to 0.583 ton DS and the estimated CO_{2eq} sequestered has a default value of 0.25 tons CO_{2eq}/F.U. [57]. The reduction of CO₂ emission for replacing commercial fertilizers is obtained by means

Table 3. Landfill emissions and material requirement used for the GWP impact evaluation [34].

Parameters	Values	Unit of measurement
CH ₄	60.6	kg CH ₄ /F.U.
CO ₂	0	kg CO ₂ /F.U.
N ₂ O	0	kg N ₂ O/F.U.
Energy	70	kWh/F.U.
Oil	3.1	Lt oil/F.U.
Polymer	5.65	kg polymer/F.U.

of formulas 6 and 7:

$$\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ reduction} \left[-\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] = \text{DS mass} \left[\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] \cdot \text{total N [\%]} \cdot \text{N fertilizer credit} \left[-\frac{\text{ton CO}_{2\text{eq}}}{\text{ton N}} \right] \quad (6)$$

where the percentage of total N has a default value of 4% and N fertilizer credit is equal to -4,00 ton CO_{2eq}/ton N [57].

$$\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ reduction} \left[-\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] = \text{DS mass} \left[\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] \cdot \text{total P [\%]} \cdot \text{P fertilizer credit} \left[-\frac{\text{ton CO}_{2\text{eq}}}{\text{ton P}} \right] \quad (7)$$

where the percentage of total P has a default value of 1.5% and P fertilizer credit is equal to -2,00 ton CO_{2eq}/ton P [57]. What is shown in formulas 5–7 represents the amount of CO₂ emissions that can be removed from the total, which is calculated from the data in [Table 8](#).

Therefore, considering the total carbon dioxide emissions ([Table 8](#)) minus the CO₂ removed according to formulas 5–7 it results in a net total of 37.37 kg CO_{2eq}/F.U. Thus, the total emissions including treatment and disposal amount to 656.81 kg CO₂/F.U. [Table 9](#) shows the comparison of this value with literature data considering similar methods of sludge treatment and disposal.

3.3. Scenario C

In scenario C, the sludge is sent to incineration after treatment including thickening, conditioning, dewatering and finally drying, as shown in [Figure 3](#). The section for removing water from the sludge in the drying process is the most energy-intensive part of the process and therefore results in high carbon dioxide emissions ([Figure 8](#)), followed by dewatering.

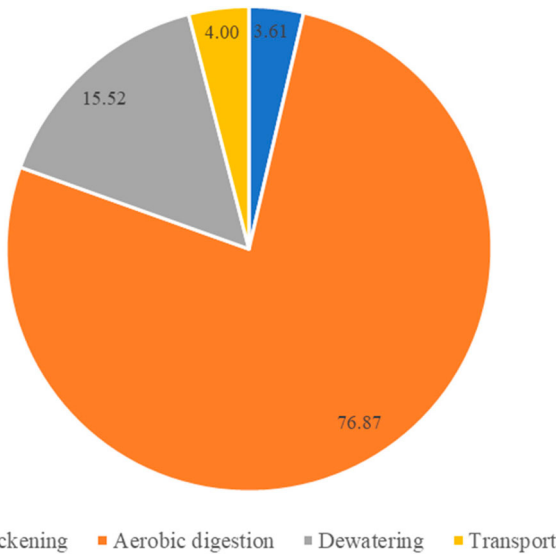
The carbon dioxide emissions shown in [Figure 8](#) are mainly related to the energy demand (excluding transport) per plant section, with values shown in [Table 10](#).

Table 4. Environmental impact categories values – Scenario A.

Environmental category	Values	Unit of measurement
GWP	1,721.66	kg CO ₂ /F.U.
AP	0.48	kg SO ₂ /F.U.
EP	0.09	kg PO ₄ /F.U.

Table 5. Comparison of results in scenario A with data from literature.

Sludge treatment and disposal method	ton CO _{2eq} /ton DS
Scenario A	1.72
Deep dewatering + safe landfill [53]	1.58
Thickening + filter pressing + landfilling [20]	4.32
Deep dewatering + emergency landfill [54]	2.16

**Figure 7.** CO_{2eq} emissions (%) from sludge transport and treatment in WWTP – Scenario B.**Table 6.** Number of electromechanical components and their energy demand [kWh/F.U.] – Scenario B.

Plant sections	kWh/d per F.U.
Thickening	1.1×10^4
Aerobic Digestion	2.4×10^5
Dewatering	4.9×10^4
Total	3.1×10^5

Regarding transportation, the emissions are the same as those reported for scenario A in Table 1. The values taken as reference for disposal in incineration are shown in Table 11.

In the case of complete combustion, the amount of methane produced is zero. Since complete combustion is difficult to achieve, the assumption of incomplete combustion with methane formation equal to the value shown in Table 11 was considered. The CO₂ produced, on the other hand, is equal to 0 in its contribution to GWP because it is considered biogenic and therefore has no impact [34]. As in scenario B, a reduction in

emissions as a result of energy and material recovery was also considered (Formula (8)) [22]:

$$\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ reduction} \left[-\frac{\text{kg}}{\text{d}} \right] = \text{DS mass} \left[\frac{\text{ton}}{\text{d}} \right] \quad (8)$$

$$* \text{CH} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{ton}} \right] * \text{EF} \left[\frac{\text{kgCO}_{2\text{eq}}}{\text{kWh}} \right]$$

where CH is the cogeneration efficiency of combined heat and power generation equal to 2,467 kWh/ton [22]. Thanks to energy and material recovery, there is a reduction in emissions of 546.54 kg CO_{2eq}/F.U. with a net total of 64.05 kg CO_{2eq}/F.U.

To sum up, the total emissions in the overall scenario C considering recovery in the incineration phase is 1,186.62 kg CO₂/F.U., while in the case of no recovery there is an amount of 1,733.16 kg CO₂/F.U. Also Zhao [20], considering thickening, centrifugal dewatering, drying and incineration as treatment and disposal for sludges, found a comparable value of 1.46 ton CO_{2eq}/ton DS.

3.4. Scenario D

The treatment carried out on the sludge in scenario D is the same as in scenario B, i.e. it undergoes a pre and post aerobic digestion thickening and is finally dewatered (Figure 4). The energy consumption is therefore shown in Table 6 and the related CO₂ emissions, together with transport, are shown in Figure 7. Once treated, the sludge is sent for composting, usually combined with other compostable organic substances that increase its fertilizing elements content. For the calculation of emissions from this type of disposal, reference is made to the values in Table 8. The total amount of CO₂ emissions is therefore 913.33 kg CO₂/F.U. The large difference in the GWP impact between two processes which could be similar is substantially linked to the procedures of treatment at which the two materials are subjected to. In the composting procedure there is no CO₂ sequestration because the material is treated in specific plants not allowing contact with soil, furthermore the final use face a fragmented distribution that at end generally involves small part of soil. The characteristics of the two materials are furthermore strongly different, indeed the land-use sludge has a higher water content to be well distributed on the soil while the compost present a form of powdered material that limits its percolation in the first centimeters of

Table 7. Transport Emissions [kg/d per F.U.] – Scenario B.

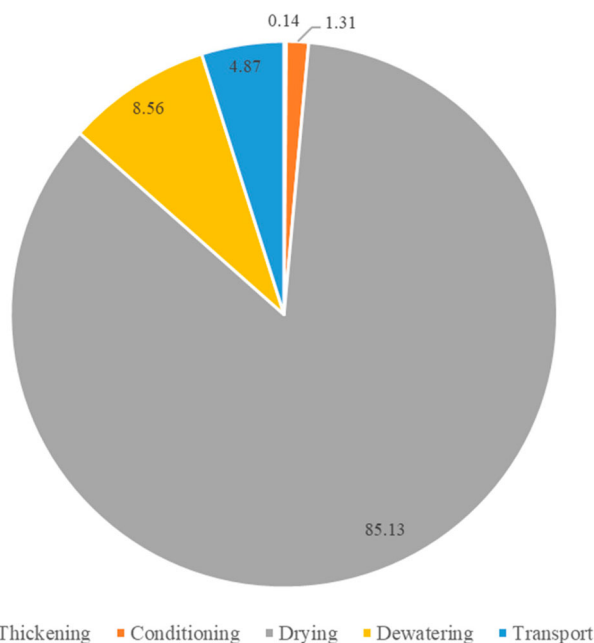
NO _x	CO	NH ₃	SO ₂	N ₂ O	CO ₂	Unit of measurement
3.1×10^{-1}	6.1×10^{-2}	8.8×10^{-5}	1.1×10^{-4}	9.1×10^{-4}	2.4×10^1	kg/d per F.U.

Table 8. Land use emissions and material requirement used for the GWP impact evaluation.

Parameters	Values	Unit of measurement
CH ₄	5 [58]	kg CH ₄ /F.U.
CO ₂	17.2 [59,60]	kg CO ₂ /F.U.
N ₂ O	0.29 [61]	kg N ₂ O/F.U.
Energy	120 [34]	kWh/F.U.
Oil	29.75 [34]	Lt Oil/F.U.
NaOH	4.5 [34]	kg NaOH/F.U.
NaClO	3.2 [34]	kg NaClO/F.U.
H ₂ SO ₄	2.1 [34]	kg H ₂ SO ₄ /F.U.
HCl	1.2 [34]	kg HCl/F.U.

Table 9. Comparison of results in scenario B with data from literature.

Sludge treatment and disposal method	ton CO _{2eq} /ton DS
Scenario B	0.66
Anaerobic digestion + land application [53]	0.53
Thickening + anaerobic digestion + centrifugal dewatering + drying + land application [20]	0.76
Anaerobic digestion + land use [54]	0.57

**Figure 8.** CO_{2eq} emissions (%) from sludge transport and treatment in WWTP – Scenario C.

the soils. Literature comparisons with the results obtained are shown in Table 12.

4. Discussion

4.1. Comparison between scenarios A, B, C and D

By comparing the scenarios, considering the sum of treatment and disposal emissions, it is possible to analyze which one of the different disposal methods is the most impactful. Figure 9 shows how scenario C,

Table 10. Number of electromechanical components and their energy demand [kWh/F.U.] – Scenario C.

Plant sections	kWh/d per F.U.
Thickening	7.3×10^2
Conditioning	7.5×10^3
Dewatering	4.9×10^4
Drying	4.9×10^4
Total	5.7×10^4

Table 11. Incineration emissions and material requirement used for the GWP impact evaluation [34].

Parameters	Values	Unit of measurement
CH ₄	9.7	kg CH ₄ /F.U.
CO ₂	0	kg CO ₂ /F.U.
N ₂ O	0.645	kg N ₂ O/F.U.
Energy	200	kWh/F.U.
Oil	0	Lt Oil/F.U.
NaOH	45.4	kg NaOH/F.U.

Table 12. Comparison of results in scenario D with data from literature.

Sludge treatment and disposal method	ton CO _{2eq} /ton DS
Scenario D	0.91
Aerobic composting + land application [53]	0.52
Centrifugal dewatering + transportation + composting + transportation + fertilizer for urban greening [36]	0.51

where incineration without recovery is used, produces the highest amount of emissions, followed by scenario A where landfill is used as final disposal and at the end scenario B with land use could be considered the more suitable for going towards a reduction of the impacts, for the functional units of one ton of dry sludge.

The CO₂ emissions for scenario C without energy and material recovery and for scenario A are very similar (difference of 0.67%). In the first case, i.e. incineration without recovery, the emissions are purely due to the high energy consumption (Table 11), whereas in the case of landfilling it is mainly due to methane emissions, being the coefficient 25 times higher than CO₂ (assumed as 1) in GWP. Remaining in functional unit, switching from landfill to incineration with recovery it results in a percentage reduction of about 31% of emissions, while switching from landfill to composting and land use results in a reduction of about 47% and 62% of emissions, respectively.

4.2. National DS disposal systems

The analysis was extended by considering the results obtained from the different scenarios of sludge disposed transferring them to the national level, according to the values reported by the ISPRA database (Table 13). The

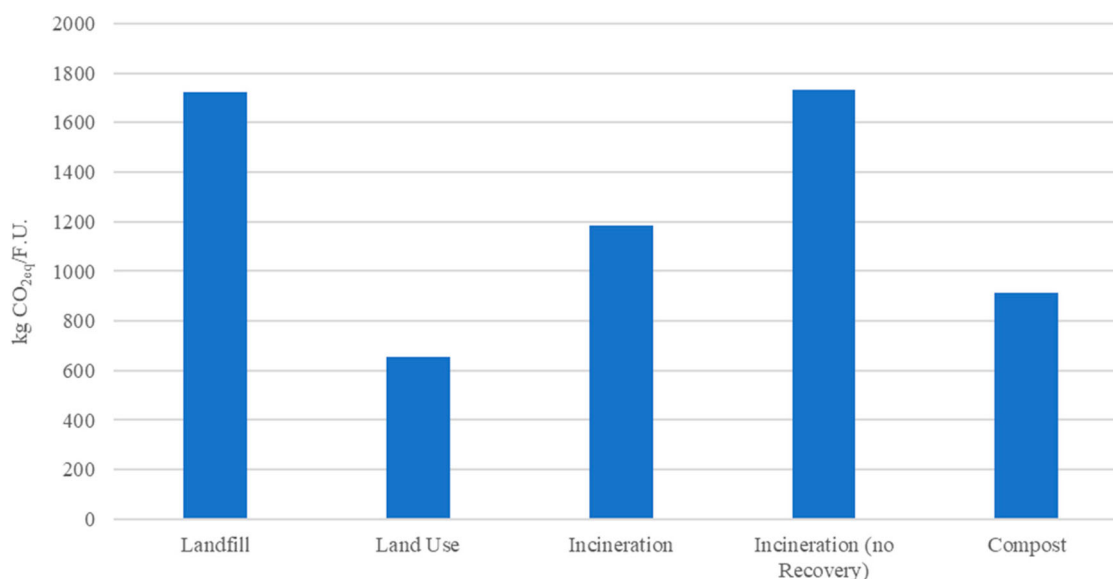


Figure 9. Comparison GWP values [kg CO₂eq/F.U.] between scenario A, B, C and D.

data refers to the amounts of recovered/disposed sludges from wastewater treatment plants in Italy between 2016 and 2020.

The meaning of the disposal/recovery operations are reported in Table 14.

In the case of the treatments and disposal methods examined in this study, the quantities to be considered are D1 for scenario A (landfill), D9 and D10 added together for scenario C (the case of incineration without energy and material recovery), R1 for the

quantity of sludge sent to incineration with recovery, R3 for scenario D (compost) and finally R10 for scenario B (i.e. land use). Although the largest quantity of sludge is managed under D8 (Table 13), this could not be considered in the analysis due to the uncertainties for a final disposal in landfill without, however, excluding use in other forms of treatment.

Applying the results of the analysis in the four different scenarios using the national quantities of sludge disposed yields the values shown in Table 15.

Table 13. Management of sludge quantities (ton) in Italy (year 2016-2020) – ISPRA.

Year	Quantity of EWC 190805 per management operation (ton)												Total (Ton)
	D1	D8	D9	D10	D13	D14	R1	R3	R5	R10	R12	R13/D15 to 31/12/2019	
2020	253,462	1,014,869	178,515	119,184	62,638	3,954	25,593	995,563	3,056	87,367	232,593	72,801	3,049,595
2019	231,839	1,028,890	261,247	135,147	90,824	2,140	26,895	875,373	215	90,323	296,163	91,421	3,130,477
2018	261,323	950,666	244,888	137,159	41,493	7,066	24,440	820,121	1,348	75,867	245,449	105,644	2,915,464
2017	341,516	828,152	187,652	119,752	27,921	661	23,466	990,109	3,830	84,892	314,869	51,083	2,973,903
2016	377,573	890,072	147,085	95,435	42,460	786	23,633	792,734	1,160	120,916	337,238	94,997	2,924,089

Table 14. Definition of the disposal/recovery operations that are applied to sewage sludge in Italy.

Disposal/Recovery operations	Definition
D1	Deposit on or in the soil (e.g. landfill)
D8	Biological treatment not specified elsewhere in this annex which results in compounds or mixtures which are discarded by means of any of the processes listed in D1 to D12
D9	Physical-chemical treatment not specified elsewhere in this Annex which results in final compounds or mixtures which are discarded by means of any of the operations numbered D1 to D12 (e.g. evaporation, drying, calcination, etc.)
D10	Incineration on land
D13	Blending or mixing prior to submission to any of the operations numbered D1 to D12
D14	Repackaging prior to submission to any of the operations numbered D1 to D13
R1	Use mainly as a fuel or other means to produce energy
R3	Recycling/reclamation of organic substances which are not used as solvents (including composting operations and other biological transformations)
R5	Recycling/reclamation of other inorganic substances
R10	Land treatment resulting in benefit to agriculture or ecological improvement
R12	Exchange of waste for submission to any of the operations numbered R1 to R11

Table 15. CO₂ emissions (ton) calculated according to scenarios A, B, C and D and applied to sludge quantities in Italy.

Year	Landfill (D1)	Land Use (R10)	Incineration with recovery (R1)	Incineration without recovery (D9 + D10)	Compost (R3)	Unit of measurement
2016	650,051.86	79,418.51	28,043.36	420,325.41	724,025.59	ton CO ₂
2017	587,974.01	55,757.68	27,845.19	532,779.61	904,293.56	ton CO ₂
2018	449,909.03	49,829.10	29,000.96	662,147.70	749,038.88	ton CO ₂
2019	399,147.64	59,324.80	31,914.11	687,013.32	799,502.04	ton CO ₂
2020	436,375.07	57,383.28	30,369.13	515,959.32	909,274.85	ton CO ₂

Considering the values of the quantities of sludge disposed of in the year 2020, the emission trends in the five hypotheses of disposal methods are shown in Figure 10. The analysis shows both the case with energy and material recovery, and the case in which recovery is not considered.

The trend shown in Figure 10 is different when compared to what is shown in Figure 9. In fact, in Figure 10, the impact regarding disposal by 'land use' is higher than the one due 'incineration'. This is due to the larger amount of dewatered sludge sent to land use in 2020 than the amount of sludge sent to incineration in the same year. Regarding landfilling, this method is the most impactful due to both the very high emissions (Figure 10) and the high amount of sludge disposed according to ISPRA data in 2020 (Table 13).

4.3. Alternative scenarios with national DS disposal values

According to the European guidelines about sustainability could be useful to analyze possible scenarios

involving different displacement of the sludges amounts sent to the described disposal system. For example, the quantity sent in 2020 to landfilling sent to the incineration with recovery system could give an increase in the impacts or not? Same consideration could be done in case of land use and compost disposal systems. So, the quantities treated in landfill in the year 2020 were added to the quantities in the same year sent to incineration (with recovery), land use and finally to composting for verifying the relative impacts in the different configuration of disposal system uses. The result is shown in Figure 11.

In this case, the impacts due to the disposal in incineration of dewatered sludge are again higher than for land use, in line with the trend shown in Figure 9. The same result occurs in the case where half of the quantity sent to landfill is added to incineration and land use, instead of the whole (Figure 12).

It is interesting to see how, depending on the amount of DS, incineration or land use can result more impactful. The discriminator between the two disposal systems is defined by the ratio of the emission factors. So up to a

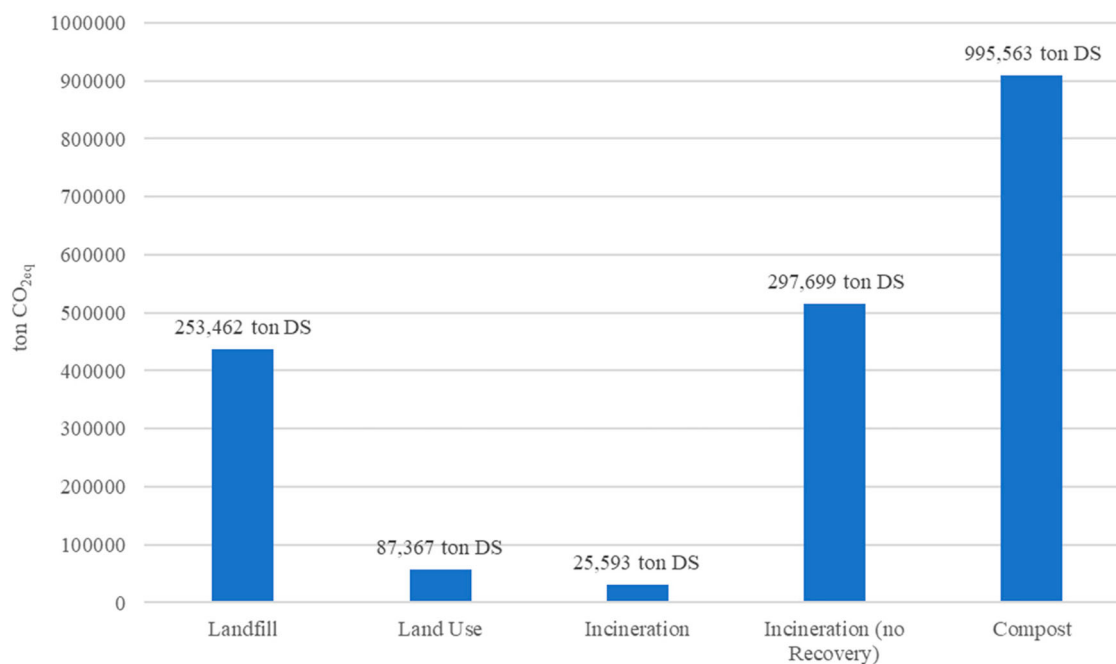


Figure 10. Comparison of CO₂ emissions calculated according to scenarios A, B, C and D and applied to sludge quantities in Italy – year 2020.

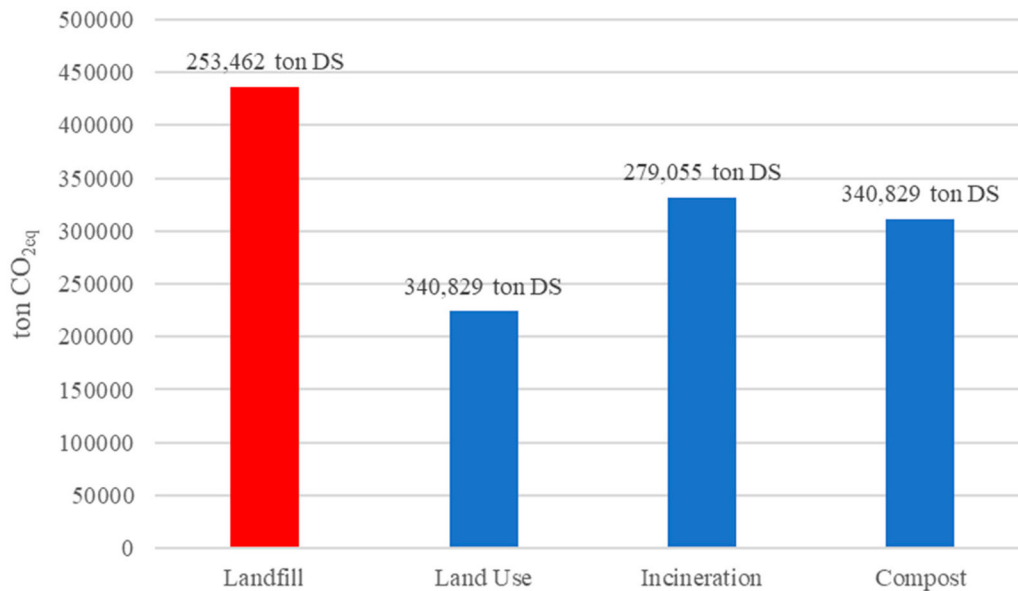


Figure 11. Comparison of CO₂ emissions related to the quantity of sludge managed in landfill (D1 - 253,462 ton DS) added to the quantities of sludge disposed of in incineration (R1), land use (R10) and composting (R3) – year 2020.

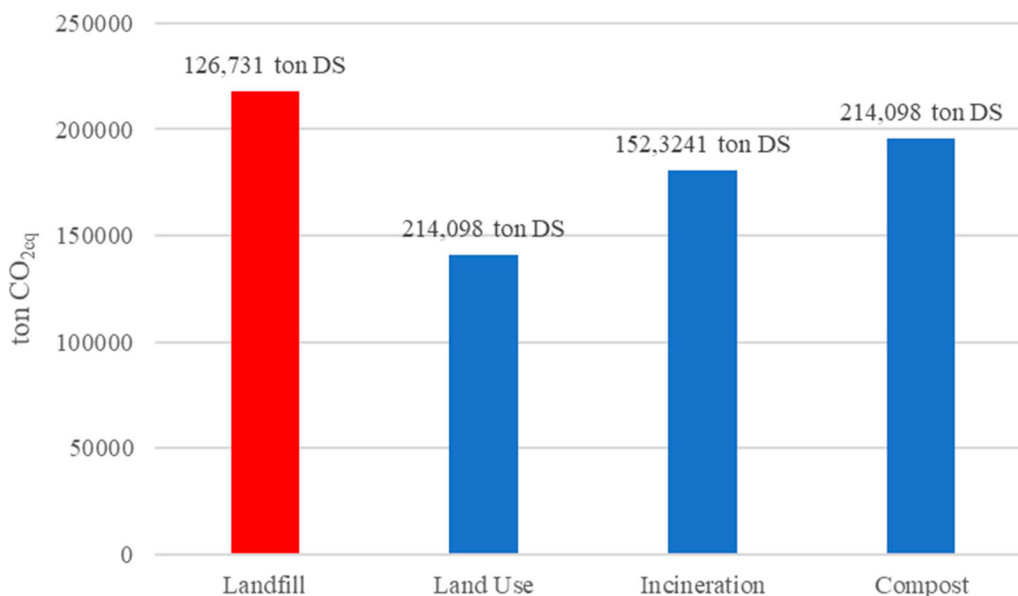


Figure 12. Comparison of CO₂ emissions related to the quantity of 50% of sludge managed in landfill (D1) shifted and added to the quantities of sludge disposed with the incineration (R1), land use (R10) and composting (R3) – year 2020.

certain point in the quantity treated, incineration can also be considered environmentally interesting, subject to the economic and social implications.

5. Conclusions

Wastewater treatment plants are highly energy-intensive systems and therefore high carbon dioxide emissions are associated with them. The treatment of sludge is part of this system, and it represents a waste

that generally is simply disposed with consequent environmental impact. To reduce the impacts associated with sludge disposal methods is increasingly a challenge in today's world [14] given the focus on sustainability issues and increasingly stringent regulations also with regard to water treatment plants.

The management of wastewater sludge aims to protect the environment and human health while promoting resource recovery. In this perspective, circular economy practices allow sludge to be transformed into

a source of materials and energy. Evaluating sustainability and environmental impacts is therefore essential to support stakeholders and institutions in achieving the objectives of the European Green Deal. LCA represents a key tool to guide design and management choices toward impact reduction, particularly for energy-intensive systems such as wastewater treatment plants and sludge disposal processes.

The present study analyzed the case of four different sludge treatment scenarios using real data from a water treatment plant in Italy. The scenarios are based on the treatments according to the type of disposal available and largely used (landfill, land use, incineration and composting). Transport is considered within the system boundaries. The chosen functional unit is one ton of dewatered sludge.

The environmental impact categories chosen are global warming potential (GWP), acidification potential (AP) and eutrophication potential (EP). The last two resulted significantly lower in terms of impact values if compared with GWP, since they depend almost exclusively on transport, which cannot be compared with CO₂ emissions from processing for energy consumption and CH₄ or N₂O emissions from disposal. The most relevant impact category has been shown to be GWP, which has therefore received more attention in the study.

Results show that scenario C without recovery is the most impactful in terms of CO_{2eq} (GWP) with 1,733.16 kg CO₂/F.U., followed by scenario A with 1,721.16 kg CO₂/F.U., introduction of energy recovery in scenario C leads to a production of 1,186.62 kg CO₂/F.U. reducing the impacts of 30% without considering the non-use of non-renewable resources. Finally, scenarios D and B with 913.33 kg CO₂/F.U. and 656.81 kg CO₂/F.U. respectively can be considered the practices that could bring lower impacts.

Evidenced the environmental potential impacts due to the reference treatment plant the further step was to extend the results of scenarios A,B,C and D applied to the national values of sludge handled and disposed using the same treatments and disposal methods considered for the reference plant, thus analyzing the impact of sludge management and disposal in Italy.

The evaluation of alternative scenarios, shifting the quantities of sludge managed in landfills to other possible forms of disposal, is important in order to assess how sludge quantities can be managed differently and which are the environmental responses to these changes (Figures 10 and 11). According to ISPRA data, landfilling is the most widely adopted method in Italy even though it is not the optimal

one from an environmental sustainability point of view. The presented study showed that incineration without recovery as well as landfill, shown in Figure 9, can be considered obsolete systems that do not meet national requirements. The land-use disposal method, on the other hand, is the one with the lowest amount of emissions, as much of the CO₂ produced is considered biogenic apart from its distribution on land.

In the future, LCA studies can be applied in smaller territorial areas to better account for local specificities. Further research based on LCA approach should focus on new technologies for recovering sludge and its components, like nitrogen and phosphorus.

Acknowledgements

We acknowledge ACEA Infrastructure for their availability in support this research.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

The author(s) reported there is no funding associated with the work featured in this article.

Author contributions

Conceptualization: [Lavinia Croce, Paolo Viotti]; Methodology: [Lavinia Croce, Paolo Viotti]; Formal analysis and investigation: [Lavinia Croce, Paolo Viotti, Fabio Tatti]; Writing – original draft preparation: [Lavinia Croce, Paolo Viotti]; Writing – review and editing: [Fabio Tatti]; Funding acquisition: [Paolo Viotti]; Supervision: [Paolo Viotti].

Data availability statement

Data are available upon request.

References

- [1] Peccia J, Westerhoff P. We should expect more out of our sewage sludge. *Environ Sci Technol*. 2015;49:8271–8276. doi:10.1021/acs.est.5b01931
- [2] Corominas L, Byrne DM, Guest JS, et al. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: a best practice guide and critical review. *Water Res*. 2020;184:116058. doi:10.1016/j.watres.2020.116058
- [3] Yoshida H, Christensen TH, Scheutz C. Life cycle assessment of sewage sludge management: a review. *Waste Manag Res*. 2013;31:1083–1101. doi:10.1177/0734242X13504446

- [4] Sappa G, Iacurto S, Ponzi A, et al. The LCA methodology for ceramic tiles production by addition of MSWI BA. *Resources*. 2019;8(2):93. doi:10.3390/resources8020093
- [5] Mancini G, Luciano A, Bolzonella D, et al. A water-waste-energy nexus approach to bridge the sustainability gap in landfill-based waste management regions. *Renew Sustain Energy Rev*. 2021;137:110441. doi:10.1016/j.rser.2020.110441
- [6] Viotti P, Tatti F, Rossi A, et al. An eco-balanced and integrated approach for a more-sustainable MSW management. *Waste Biomass Valoriz*. 2020;11:5139–5150. doi:10.1007/s12649-020-01091-5
- [7] Batuecas E, Tommasi T, Battista F, et al. Life cycle assessment of waste disposal from olive oil production: anaerobic digestion and conventional disposal on soil. *J Environ Manage*. 2019;237:94–102. doi:10.1016/j.jenvman.2019.02.021
- [8] Allami DM, Sorour MT, Moustafa M, et al. Life cycle assessment of a domestic wastewater treatment plant simulated with alternative operational designs. *Sustainability*. 2023;15(11):9033. doi:10.3390/su15119033.
- [9] Tabesh M, Feizee Masooleh M, Roghani B, et al. Life-cycle assessment (LCA) of wastewater treatment plants: a case study of Tehran, Iran. *Int J Civ Eng*. 2019;17:1155–1169. doi:10.1007/s40999-018-0375-z
- [10] Viotti P, Tatti F, Bongiolami S, et al. A life cycle assessment methodology applied to a wastewater treatment plant. *Water (Basel)*. 2024;16:1177. doi:10.3390/W16081177
- [11] Teoh SK, Li LY. Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective. *J Clean Prod*. 2020;247:119495. doi:10.1016/j.jclepro.2019.119495
- [12] Szulc P, Kasprzak J, Dymaczewski Z, et al. Life cycle assessment of municipal wastewater treatment processes regarding energy production from the sludge line. *Energies*. 2021;14:1–29. doi:10.3390/en14020356
- [13] Mayer F, Bhandari R, Gäth SA. Life cycle assessment of prospective sewage sludge treatment paths in Germany. *J Environ Manage*. 2021;290:112557. doi:10.1016/j.jenvman.2021.112557
- [14] European Parliament. Urban wastewater treatment C/2024/1204. *Off J Eur Union*. 2023;C:1–95.
- [15] Roldán M, Bouzas A, Seco A, et al. An integral approach to sludge handling in a WWTP operated for EBPR aiming phosphorus recovery: simulation of alternatives, LCA and LCC analyses. *Water Res* 2020;175. doi:10.1016/j.watres.2020.115647
- [16] Alibekov A, Almagambetov E, Lee W. Revealing the hidden burden: a life cycle assessment (LCA) of water treatment sludge disposal. *Water Res X*. 2026;30:100461. doi:10.1016/j.wroa.2025.100461
- [17] Sabet H, Moghaddam SS, Ehteshami M. A comparative life cycle assessment (LCA) analysis of innovative methods employing cutting-edge technology to improve sludge reduction directly in wastewater handling units. *J Water Process Eng*. 2023;51:103354. doi:10.1016/j.jwpe.2022.103354
- [18] Neumann P, Riquelme C, Cartes J, et al. Relevance of sludge management practices and substance modeling in LCA for decision-making: a case study in Chile. *J Environ Manage*. 2022;324:116357. doi:10.1016/j.jenvman.2022.116357
- [19] Awad H, Mossad M, Mahanna H, et al. Performance and life cycle assessment of moving-bed biofilm and integrated fixed-film reactors to upgrade activated sludge systems. *J Clean Prod*. 2024;449:141624. doi:10.1016/j.jclepro.2024.141624
- [20] Zhao G, Liu W, Xu J, et al. Greenhouse gas emission mitigation of large-scale wastewater treatment plants (WWTPs): optimization of sludge treatment and disposal. *Pol J Environ Stud*. 2021;30:955–964. doi:10.15244/pjoes/119097
- [21] Hu W, Tian J, Chen L. Greenhouse gas emission by centralized wastewater treatment plants in Chinese industrial parks: inventory and mitigation measures. *J Clean Prod*. 2019;225:883–897. doi:10.1016/j.jclepro.2019.03.311
- [22] Wu L, Li J, Feng C, et al. Comparison of carbon emissions in different sludge treatment pathways - a case study of Jiaying, China. *E3S Web Conf*. 2023;406:2–6. doi:10.1051/e3sconf/202340603029
- [23] Arjona BT, Ph D. Analysis of drying technologies for wastewater treatment plant sludge as an alternative source of energy. *Third International Latin American and Caribbean Conference for Engineering and Technology (LACCEI) "Advances in Engineering and Technology: A Global Perspective"*. 2005, p. 1–7.
- [24] Gikas P. Towards energy positive wastewater treatment plants. *J Environ Manage*. 2017;203:621–629. doi:10.1016/j.jenvman.2016.05.061
- [25] Liu J, Jiang L, Zhang X, et al. Sewage sludge application stimulated soil N₂O emissions with a low heavy metal pollution risk in eucalyptus plantations. *J Environ Manage*. 2023;339:117933. doi:10.1016/j.jenvman.2023.117933
- [26] Nakakubo T, Tokai A, Ohno K. Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery. *J Clean Prod*. 2012;32:157–172. doi:10.1016/j.jclepro.2012.03.026
- [27] Yoshida H, Mønster J, Scheutz C. Plant-Integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Water Res*. 2014;61:108–118. doi:10.1016/j.watres.2014.05.014
- [28] Buonocore E, Mellino S, De Angelis G, et al. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecol Indic*. 2018;94:13–23. doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.047
- [29] Ding A, Zhang R, Ngo HH, et al. Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal based on nutrient and energy recovery: a review. *Sci Total Environ*. 2021;769:144451. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144451
- [30] Copelli S, Torretta V, Raboni M, et al. Improving biotreatment efficiency of hot waste air streams: experimental upgrade of a full plant. *Chem Eng Trans*. 2012;30:49–54. doi:10.3303/CET1230009
- [31] Boni MR, Marzeddu S, Tatti F, et al. Experimental and numerical study of biochar fixed bed column for the adsorption of arsenic from aqueous solutions. *Water (Switzerland)*. 2021;13:1–12. doi:10.3390/w13070915
- [32] Luciano A, Viotti P, Mancini G, et al. An integrated wastewater treatment system using a BAS reactor with biomass attached to tubular supports. *J Environ Manage*. 2012;113:51–60. doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.034

- [33] Zhou X, Yang J, Zhao X, et al. Towards the carbon neutrality of sludge treatment and disposal in China: a nationwide analysis based on life cycle assessment and scenario discovery. *Environ Int.* 2023;174:107927. doi:10.1016/j.envint.2023.107927
- [34] Chen YC, Kuo J. Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study of Taiwan. *J Clean Prod.* 2016;129:196–201. doi:10.1016/j.jclepro.2016.04.084
- [35] Cartes J, Neumann P, Hospido A, et al. Life cycle assessment of management alternatives for sludge from sewage treatment plants in Chile: does advanced anaerobic digestion improve environmental performance compared to current practices? *J Mater Cycles Waste Manage.* 2018;20:1530–1540. doi:10.1007/s10163-018-0714-9
- [36] Liu B, Wei Q, Zhang B, et al. Life cycle GHG emissions of sewage sludge treatment and disposal options in Tai lake watershed, China. *Sci Total Environ.* 2013;447:361–369. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.01.019
- [37] Zhao Y, Yang Z, Niu J, et al. Systematical analysis of sludge treatment and disposal technologies for carbon footprint reduction. *J Environ Sci (China).* 2023;128:224–249. doi:10.1016/j.jes.2022.07.038
- [38] Yang H, Guo Y, Fang N, et al. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions of typical sewage sludge incineration treatment route based on two case studies in China. *Environ Res.* 2023;231:115959. doi:10.1016/j.envres.2023.115959
- [39] Su Q, Dai H, Chen H, et al. General equilibrium analysis of the cobenefits and trade-offs of carbon mitigation on local industrial water use and pollutants discharge in China. *Environ Sci Technol.* 2019;53:1715–1724. doi:10.1021/acs.est.8b05763
- [40] Chen Z, Huang L. Application review of LCA (life cycle assessment) in circular economy: from the perspective of PSS (product service system). *Procedia CIRP.* 2019;83:210–217. doi:10.1016/j.procir.2019.04.141
- [41] Gurreri L, Calanni Rindina M, Luciano A, et al. Microalgae production in an industrial-scale photobioreactors plant: a comprehensive life cycle assessment. *Sustain Chem Pharm.* 2024;39:101598. doi:10.1016/j.scp.2024.101598
- [42] Rebitzer G, Ekvall T, Frischknecht R, et al. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environ Int.* 2004;30:701–720. doi:10.1016/j.envint.2003.11.005
- [43] Tillman AM. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environ Impact Assess Rev.* 2000;20:113–123. doi:10.1016/S0195-9255(99)00035-9
- [44] Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework. 1404.
- [45] Standard I, Preview TS. ISO 14044 Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines Management Environnemental-Analyse Du Cycle de Vie-Exigences et Lignes Directrices ITeH STANDARD PREVIEW. 1404, 2006.
- [46] Sánchez A, Artola A, Font X, et al. Greenhouse gas emissions from organic waste composting; 2015; Vol. 13; ISBN 9783319119069.
- [47] Weidema B, Wenzel H, Petersen C, et al. The product, functional unit and reference flows in LCA. *Environ News.* 2004;70:46.
- [48] Ekvall T, Weidema BP. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *Int J Life Cycle Assess.* 2004;9:161–171. doi:10.1007/BF02994190
- [49] Doorn M, Treatment W, Guidelines I, et al. Chapter 6 Wastewater treatment and discharge 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006.
- [50] Liu C, Oshita K, Takaoka M, et al. Behaviour of fossil and biogenic carbon in sewage sludge treatment processes and their impacts on greenhouse Gas emissions. *Chem Eng Trans.* 2021;89:97–102. doi:10.3303/CET2189017
- [51] Laboratorio SPL Collana Ambiente, L.R.R. I Fanghi Della Depurazione Nell'economia Circolare: Urge Una Visione d'insieme. *Acqua Rifiuti* N° 225; 2022.
- [52] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (Eds). Iges 2006, 5, p. 1–56.
- [53] Pan Y, Li P, Song K, et al. New model for evaluating greenhouse gas emissions from sludge treatment based on fossil and biogenic carbon migration. *J Clean Prod.* 2023;425:138845. doi:10.1016/j.jclepro.2023.138845
- [54] Xu Y, Liu R, Yang D, et al. Sludge treatment and resource recovery towards carbon neutrality in China: current status and future perspective. *Blue-Green Syst.* 2021;3:119–127. doi:10.2166/bgs.2021.115
- [55] Pilli S, Bhunia P, Yan S, et al. Methodology for the quantification of greenhouse gas emissions during land application of sewage sludge. *Greenh Gas Meas Manage.* 2014;4:178–200. doi:10.1080/20430779.2015.1012618
- [56] Delibacak S, Voronina L, Morachevskaya E, et al. Use of sewage sludge in agricultural soils: useful or harmful. *Eurasian J Soil Sci.* 2020;9:126–139. doi:10.18393/ejss.687052
- [57] Summary E. The biosolids emissions assessment model (BEAM): a method for determining greenhouse gas emissions from Canadian biosolids management practices; 2009.
- [58] Cochran VL, Schlentner SF, Mosier AR. CH₄ and N₂O flux in subarctic agricultural soils. In: *Soil management and Greenhouse effect.* Boca Raton (FL): CRC Press; 2018. p. 179–186. doi:10.1201/9780203739310
- [59] Niu D, Huang H, Dai XH, et al. Greenhouse gases emissions accounting for typical sewage sludge digestion with energy utilization and residue land application in China. *Waste Manage.* 2013;33:123–128. doi:10.1016/j.wasman.2012.06.024
- [60] Hong J, Hong J, Otaki M, et al. Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. *Waste Manage.* 2009;29:696–703. doi:10.1016/j.wasman.2008.03.026
- [61] Reverdy AL, Pradel M. Accounting GHG emissions from sludge treatment and disposal routes: methodological problems focused on sludge land spreading in agriculture. In: *15th International Conference Ramiran;* 2013 Jun; Versailles, France. p. 4.

Article

Comparative Life Cycle Assessment of Road Construction and Operation: Evaluating Environmental Sustainability

Paolo Viotti ¹, Fabio Tatti ², Stefano Terralavoro ³, Mauro Di Prete ³, Valerio Veraldi ³ and Lavinia Croce ^{1,*}

¹ Department of Civil, Construction and Environmental Engineering, Sapienza University of Rome, Via Eudossiana, 18, 00184 Rome, Italy; paolo.viotti@uniroma1.it

² Italian Institute for Environmental Protection and Research, ISPRA, Via Vitaliano Brancati, 48, 00144 Rome, Italy; fabio.tatti@isprambiente.it

³ Institute for Research and Engineering in Eco-Sustainability, I.R.I.D.E., Via Giacomo Trevis, 88, 00147 Rome, Italy; sterralavoro@istituto-iride.com (S.T.); mdiprete@istituto-iride.com (M.D.P.); vveraldi@istituto-iride.com (V.V.)

* Correspondence: lavinia.croce@uniroma1.it

Abstract

This study applies the Life Cycle Assessment (LCA) to evaluate the environmental impacts of different types of road construction, including at-grade sections, trenches, embankments, viaducts, and tunnels. The functional unit used is 100 m, and system boundaries consider raw material extraction, transport, construction, and operation based on a 30-year lifetime. Impact categories considered are Global Warming Potential (GWP), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Photochemical Ozone Creation Potential (POCP), and Human Toxicity Potential (HTP). Results show that tunnels generate the highest impacts during construction, particularly in terms of CO_{2eq} and SO_{2eq}, while operational impacts remain similar across all road types. A valuable consideration can be made on the “emissions equivalence” observed when the length of the at-grade road is approximately twice that of the tunnel, enhancing the importance of a “full view” of the impacts. In exploring mitigation strategies, the use of bottom ash from municipal solid waste incineration as an alternative material reduced GWP-related emissions by about 50%. While the existing literature tends to focus on individual types of infrastructure or specific materials, the following work proposes a systemic approach that links design choices to circular economy strategies, quantitatively demonstrating the potential for reducing environmental impacts using secondary materials.

Keywords: LCA; road construction; sustainability



Academic Editor: Paulo Santos

Received: 16 October 2025

Revised: 13 November 2025

Accepted: 18 November 2025

Published: 21 November 2025

Citation: Viotti, P.; Tatti, F.; Terralavoro, S.; Di Prete, M.; Veraldi, V.; Croce, L. Comparative Life Cycle Assessment of Road Construction and Operation: Evaluating Environmental Sustainability. *Sustainability* **2025**, *17*, 10438. <https://doi.org/10.3390/su172310438>

Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

This study is finalized to conduct a Life Cycle Assessment (LCA) of different types of road sections. This analysis will be developed in accordance with ISO 14040 [1] and ISO 14044 [2] standards. The emission impacts of the various road sections will be compared considering the phases from raw material extraction to construction and the operational phase; the decommissioning phase is not considered. Often, during the design phase, there are no alternatives in road layouts, but sometimes several solutions can be considered: a typical example is a tunnel, and as an alternative, a route at ground level, which will result longer in terms of development. In these cases, the cheapest or fastest solution is often chosen, and aspects related to the impact of construction and the impact of use of the road type in time are often overlooked. Finally, with the aim of optimizing the

use of resources in road construction, alternative building materials will be analyzed in order to identify solutions with a lower environmental impact. For the analysis, a software called InfraLCA v.1 (based on the ISO guidelines) was developed internally by the research group to be as specific as possible in pursuing the objectives of the study.

The main objective of this research fits within the context of the sustainability requirements outlined in the 2030 Agenda, with particular reference to target 9.1 to develop high-quality, reliable, sustainable, and resilient infrastructure, target 9.4 to improve infrastructure and sustainably reconfigure industries by 2030, and target 11.2 to provide access to safe, sustainable, and accessible transport systems for all and improve road safety. With respect to target 9.1, the comparative LCA results show how different roadway cross-sections can affect environmental performance. For example, the construction phase of a 100 m at-grade road releases an emission of 729 t CO_{2eq}, whereas for a 100 m tunnel the emissions reach 3914 t CO_{2eq}. This means that the same emissions of CO₂ for the construction of a tunnel are the same of those emitted for the realization of approximately 534 m of at-grade road. This quantification enables infrastructure planners to select configurations that are more environmentally efficient and resilient, promoting sustainable infrastructure design consistent with SDG 9.1.

Concerning target 9.4, the research demonstrates that substituting conventional raw materials with industrial by-products—specifically, bottom ash from municipal solid waste incineration—can lead to an approximate 50% reduction in CO₂, SO₂, and NO_x emissions during the construction phase. This measurable improvement illustrates how industrial symbiosis and material recycling can significantly enhance the environmental performance of the construction sector, contributing directly to the sustainable reconfiguration of industrial processes envisioned by SDG 9.4.

Finally, in relation to target 11.2, the study integrates both short-term (construction) and long-term (operation) emissions over a 30-year lifetime. This shows that overall CO₂ emissions balance between road types can be obtained with different lengths of the route allowing the possibility to choose the road route according to environmental and sustainable considerations. This integrated, life-cycle perspective demonstrates how sustainable infrastructure planning can optimize both mobility efficiency and environmental impact over time, supporting the transition toward safe, accessible, and low-emission transport systems as promoted by SDG 11.2.

The impact categories considered in the analysis are Global Warming Potential (GWP), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Photochemical Ozone Creation Potential (POCP), and Human Toxicity Potential (HTP). These environmental categories were selected as they are the most relevant in terms of the pollutants emitted as well as they are the most considered in several articles on similar topics [3–6]. The functional unit is chosen equal to 100 m of road infrastructure, and the system boundaries include all construction phases—from raw material extraction and transport to the operation of the road—assuming a useful life of 30 years. Road construction, not only in terms of defining its impact, but also in relation to economic growth and models for monitoring construction, has been addressed by several authors [7–12].

The following study is based on the application of the LCA methodology, which is widely used in many studies [4,13–15] and on different topics [16–18]. One example is Trunzo's study [19], which shows that life cycle assessment reveals that almost half of the environmental impact of a provincial road occurs during the construction phase. The use of eco-friendly design, low-impact materials, and recycled resources can significantly reduce this impact. However, Trunzo's analysis describes a single case study, without standardized comparative evaluation or exploration of alternative materials, whereas this study develops a parametric comparative model based on a homogeneous functional

unit (100 m), allowing direct comparisons and introducing mitigation strategies based on the circular economy. The study of Ulla-Maija Mroueh [20] found that material production and transport are the main sources of environmental impact in road construction. Bitumen and cement production, material crushing, and transport are the most energy-intensive stages. However, it does not analyze the complete life cycle or compare different types of road sections (cut, embankment, tunnel, viaduct, etc.). On the contrary, this study updates the approach by introducing a more comprehensive LCA model (“cradle-to-operation”), with broader system boundaries and comparative analysis between different types of infrastructure. Furthermore, the link between road morphology and impacts is quantified. Using secondary materials like coal ash or crushed concrete can reduce the use of natural resources, even if their leaching behavior should be carefully assessed. The LCA study performed by Jullien [21] shows that maintenance accounts for about one-third of the total environmental impact over a 30-year road life. Both construction and maintenance significantly affect environmental indicators, highlighting the need for full life-cycle-based design to reduce environmental loads. The study anyway does not include different geometric configurations of infrastructure (e.g., tunnels vs. at-grade roads) nor does it evaluate useful life and operational emissions in an integrated manner. In contrast, our study adds a quantitative comparison between road morphologies and a combined construction-use analysis over 30 years, showing for the first time an environmental equivalence threshold (around 194%) between tunnels and at-grade roads. The LCA case study at Heathrow Terminal-5 by Huang [5] shows that hot mix asphalt and bitumen production are the most energy-intensive processes. Using recycled materials like glass, IBA (Incinerator Bottom Ash), and RAP (Recycled Asphalt Pavement) the impacts can be reduced. However, the comparison between recycled and traditional materials is limited to surface paving and, without extending the analysis to the entire infrastructure characteristic of the road type. Again this article extends the application of alternative materials to the entire road realization, quantitatively demonstrating how the use of bottom ash affects not only the paving but also the overall CO₂ and SO_{2eq} balance of the infrastructure. The review of [22] highlights that using recycled construction and demolition (C&D) waste in pavements can reduce landfill use and environmental damage from natural aggregate extraction. LCA shows environmental benefits, supporting the use of C&D waste to promote sustainable and low-waste road construction.

A comparative analysis of different road sections has been little addressed in a systematic and multidisciplinary manner in the existing literature. From an innovative point of view, an integrated design methodology is proposed able to take global environmental impacts into account in a predictive manner in the road section/route definition phase. So this study is among the first to integrate construction and operational LCA of various road geometries using a consistent 100 m functional unit.

2. Materials and Methods

This study uses LCA methodology to determine the impacts associated with the construction and operation of various road types. This method is cutting-edge and highly relevant to the analysis, as it is a tool for analyzing the environmental implications of a product throughout all stages of its life cycle, i.e., raw material extraction, material processing, product assembly, use, and end-of-life scenario [23,24]. LCA follows international guidelines (ISO 14040 and ISO 14044), which guarantee scientific rigor and comparability of results. It consists of four phases [25–27]: definition of the scope and boundaries of the system, which is extremely important for understanding the extent of the analysis; definition of the system inventory and therefore the inflows and outflows from the system itself; definition of the impacts based on the different environmental categories considered rele-

vant to the study carried out (a further strength of LCA is that it allows for multi-category quantification); and finally, interpretation of the results.

The use of LCA in this study not only allows for a quantitative assessment of environmental impacts but also identifies critical points in the process (hotspots) and compares different design or management alternatives. The application of this method in the field of road embankment construction is also innovative, as it provides scientific data and results in a field of research that has yet to be fully explored.

2.1. Goal and Scope Definition

This study stems from the need to quantify the benefits and potential impacts on the environment and humans associated with the entire life cycle, from the extraction and production of raw materials to the operational phase, of various types of road sections. This objective therefore includes quantifying the impact of various infrastructures, comparing traditional raw materials with alternative raw materials, and finally comparing the impact of different types of road sections with others of different lengths in order to determine which solutions are most cost-effective in terms of environmental emissions.

2.2. Functional Unit (F.U.)

The functional unit is an important choice in an LCA study, as the impacts refer to it. Several studies have considered a specific length of road, usually 1 km as the functional unit [28–31], while others have considered an area of road, usually 1 m² [32]. The following study considers 100 m of road section laid as a functional unit. This unit was chosen because tunnels or viaducts are very often less than 1 km long. In such cases, the procedure could not be easily applied to all routes. In any case the results can be considered directly proportional to the chosen length.

2.3. System Boundaries

The boundaries of the system determine the input and output flows and, consequently, the impacts considered. It is therefore extremely important to define these boundaries in an LCA study in order to understand exactly what the impact results refer to [33]. The system boundaries considered in this study include the extraction of raw materials as well as the processing and production of materials used for the construction of road embankments, to be referred to within the conversion factors considered (Figure 1). Transport for supply and waste disposal was also considered. Finally, in addition to construction, the operational phase was considered, assuming a useful life of 30 years for the road section.

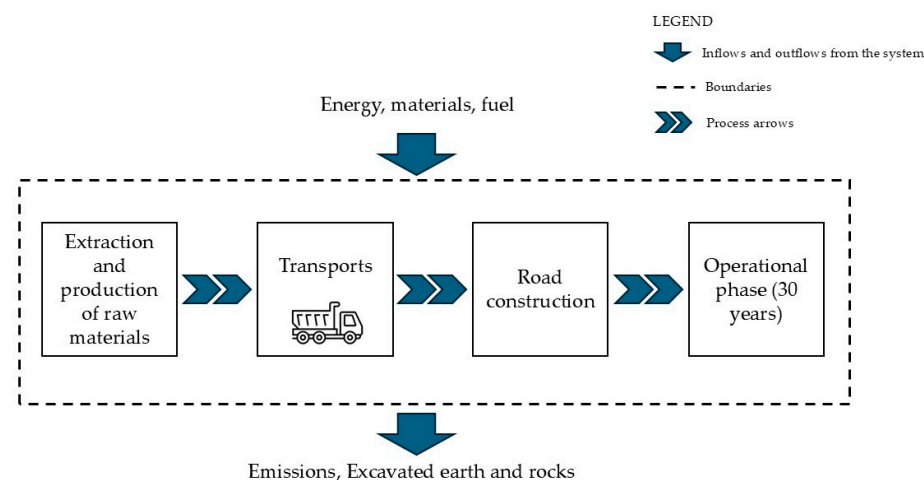


Figure 1. Boundaries of the system.

- Emissions from construction site vehicles: calculated based on the activities in terms of hours and type of vehicle, and using emission factors from tables A9-8 of the 1993 American Off-road Mobile Source Emission Factors Database;
- Raw material emissions: calculated based on the quantities of materials or raw materials. The conversion factor for concrete is equal to $290 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ (Ecoinvent, ICE Database v. 3.9, IPCC 2019) while for steel it indicates values of 1.65 kg CO_2 per kilogram of finished product [34];
- Operational traffic emissions: estimated using average emission factors obtained from the COPERT V calculation model, expressed in g/km per vehicle; in particular, estimates were made for particulate matter (PM_{10}) equal to $0.03 \text{ g}/\text{km} \times \text{vehicle}$, for nitrogen oxides (NO_x) equal to $0.41 \text{ g}/\text{km} \times \text{vehicle}$, for carbon monoxide (CO) at $0.66 \text{ g}/\text{km} \times \text{vehicle}$, for methane (CH_4) at $0.01 \text{ g}/\text{km} \times \text{vehicle}$, for sulfur oxides (SO_x) at $0.01 \text{ g}/\text{km} \times \text{vehicle}$, and for carbon dioxide (CO_2) at $229.17 \text{ g}/\text{km} \times \text{vehicle}$;
- Electricity consumption emissions: estimated using ISPRA emission factors [35], which indicate $400.4 \text{ g CO}_2/\text{kWh}$.

Table 2. Quantity of materials (m^3) to be delivered outside the construction site.

Road Section	Total Quantities (m^3)
Level road	1000
Raised	1000
Viaduct	25,000
High road trench (15 m)	64,875
Medium road trench (10 m)	38,250
Low road trench (5 m)	16,625
Tunnel	23,000

There are generally three types of road pavements, consisting of bituminous conglomerate (BC), granular mix (GM), concrete (for rigid pavements), and cement mix (CM). This study considers motorways as a type of road, therefore, traditional flexible paving is generally preferred, consisting of layers of bituminous conglomerate superimposed on others in granular mix resting on a sub-base with good bearing capacity. The standard dimensions of this type of road, with a basic two-plus-two lane configuration, are shown in Figure 2.

In this specific case, reference was made to an average configuration, i.e., with a resilient modulus of the subgrade equal to $90 \text{ N}/\text{mm}^2$ and several commercial vehicles passage equal to 10,000,000. The thicknesses used in this study are wearing course 6 cm; binder course 7 cm, base course 22 cm, and sub-base course 15 cm, as reported in Figure 3.

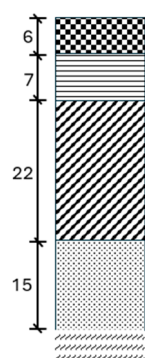


Figure 3. Road sub-layer thicknesses (cm) used in this study.

2.4.1. Road Sections

In this study, various road sections were analyzed, some of which were assumed with different elevations. In particular, the viaduct was divided into three altitude categories: “high”, characterized by a height of 30 m; “medium”, with a height of 20 m; and “low”, with a height of 10 m. Similarly, the road embankment and road trench sections were classified into three altitude levels: “high”, with a height of 15 m; “medium”, with a height of 10 m; and “low”, with a height of 5 m.

The sections used in the LCA study are shown in Figures 4–6, with the input data relevant for modeling in Tables 3–5: ground level section; high, medium, and low embankment sections; high, medium, and low cutting sections; high, medium, and low viaducts; natural–traditional tunnels.

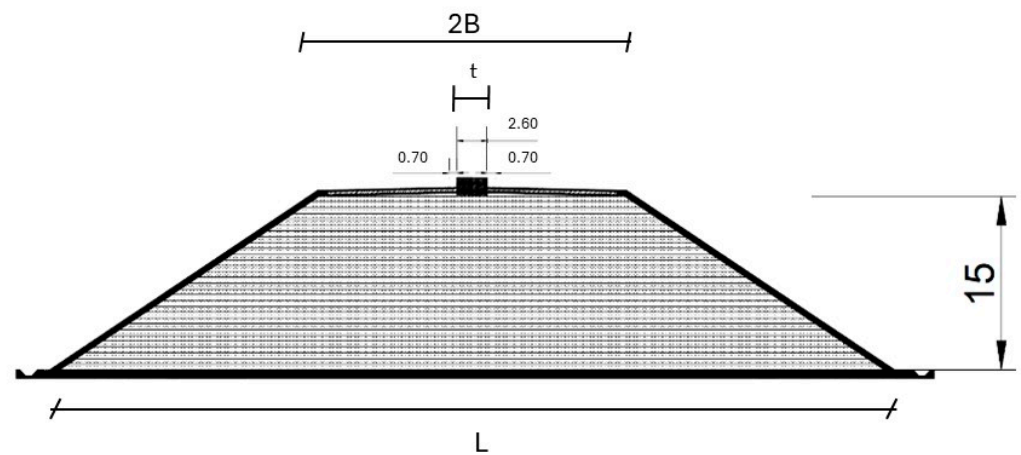


Figure 4. Modeled section of a high road embankment (m).

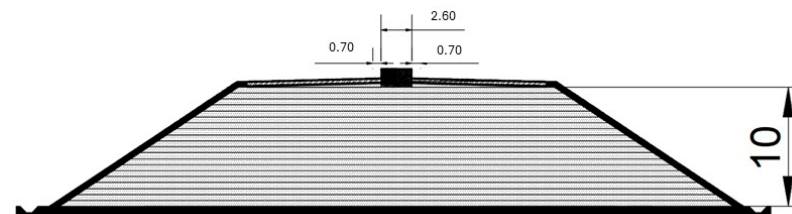


Figure 5. Modeled section of a medium road embankment (m).

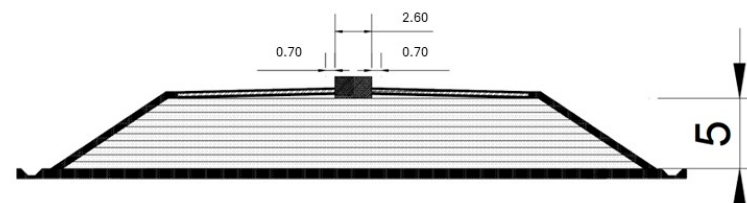


Figure 6. Modeled section of a low road embankment (m).

Table 3. Road superstructure data in relation to the road embankment.

Physical Size	Symbol and Unit of Measurement	Bituminous Conglomerate	Granular Mixture
Thickness	s (m)	0.35	0.15
Useful road width	2B-t (m)	22.4	22.4
Functional unit	f (m)	100	100
Road body layer	(m)	0.5	0.5
Volume (s × B × f)	V (m ³)	784.00	336.00

Table 4. Road body data in relation to the road embankment.

Type	H (m)	L (m)	2B (m)	C (m)	2B + c (m)	A (m ²)	V (m ³)	N Layers
High	15	75	25	1.5	26.5	761.3	76,125	30
Medium	10	60	25	1.5	26.5	432.5	43,250	20
Low	5	45	25	1.5	26.5	178.8	17,875	10

Table 5. Road superstructure data in relation to the road trench.

Physical Size	Symbol and Unit of Measurement	Bituminous Conglomerate	Granular Mixture
Thickness of the road package	s (m)	0.35	0.15
Useful road width	2B-t (m)	22.4	22.4
Functional unit	f (m)	100	100
Road body layer	(m)	0.5	0.5
Volume (s × B × f)	V (m ³)	784.00	336.00

Figures 7–9 show the data relating to the road trench. Tables 5 and 6 show the data relating to the construction of the road superstructure of the road trench and the excavation of the road trench itself.

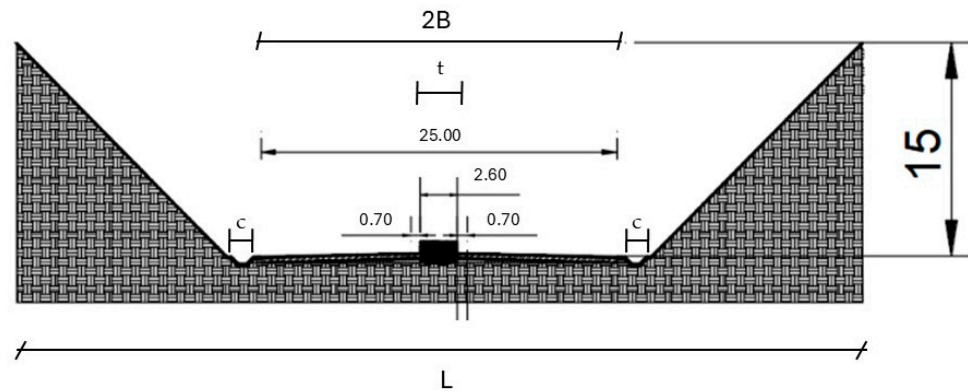


Figure 7. Modeled section of a high road trench (m).

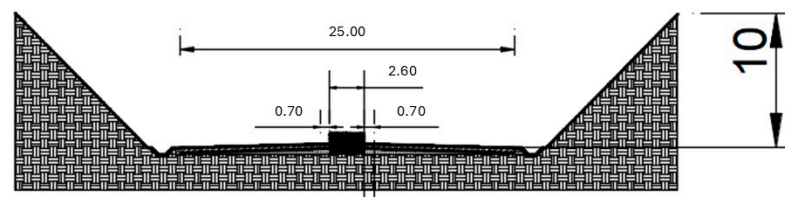


Figure 8. Modeled section of a medium road trench (m).

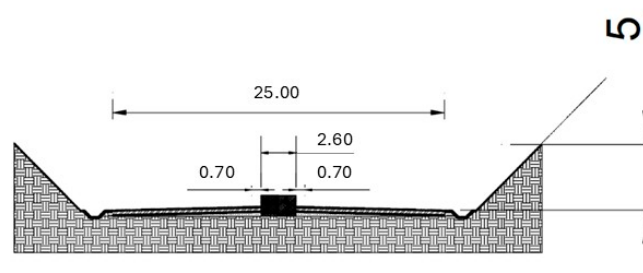
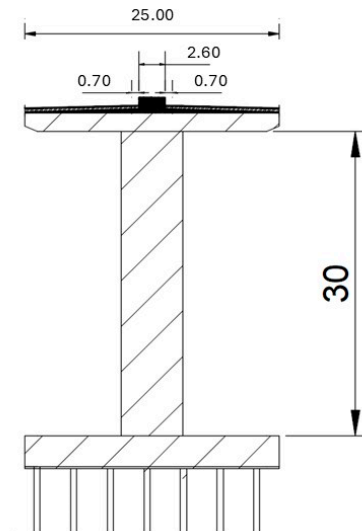


Figure 9. Modeled section of a low road trench (m).

Table 6. Data relating to the excavation of the road trench.

Type	h(m)	L(m)	2B(m)	A(m ²)	V(m ³)
High	15	60	26.5	648.8	64,875
Medium	10	50	26.5	382.5	38,250
Low	5	40	26.5	166.3	16,625

Figures 10–12 show the sections of the different types of viaducts considered with their relative measurements. Tables 7 and 8 show the data relating to the quantities of materials used to build the single viaduct and its characteristics, respectively.

**Figure 10.** Section of a high viaduct (m).**Table 7.** Road superstructure data in relation to the viaduct.

Physical Size	Symbol and Unit of Measurement	Bituminous Conglomerate	Granular Mixture
Thickness	s (m)	0.35	0.15
Road width	(m)		25.0
Useful road width	2B-t (m)	22.4	22.4
Functional unit	f (m)	100	100
Road body layer	(m)	0.5	0.5
Volume (s × B × f)	V (m ³)	784.0	336.0
Viaduct pile thickness	(m)	1.00	

Table 8. Data relating to the type of the viaduct.

Type	High	Medium	Low
Concrete (m ²)	220	280	340
Centre distance between pillars (m)		20	
Number of pillars for F.U.		65	
Excavation depth (m)		10	
Percentage of steel relative to concrete (%)		2.7	

Figure 13 shows the representation of a natural tunnel with traditional excavation, while Tables 9 and 10 show the quantities of material used to construct the tunnel and its characteristics.

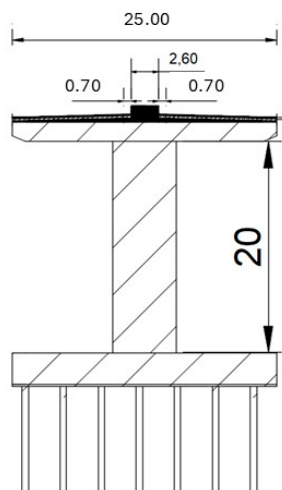


Figure 11. Section of a medium viaduct (m).

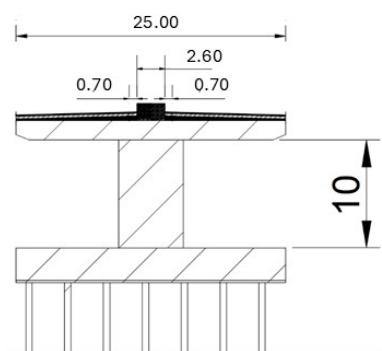


Figure 12. Section of a low viaduct (m).

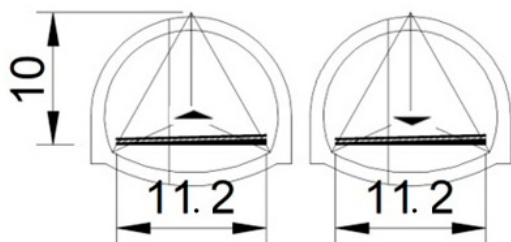


Figure 13. Modeled section of a natural tunnel in traditional excavation for the two directions—typical section of the intrados (m).

Table 9. Road superstructure data in relation to the tunnel.

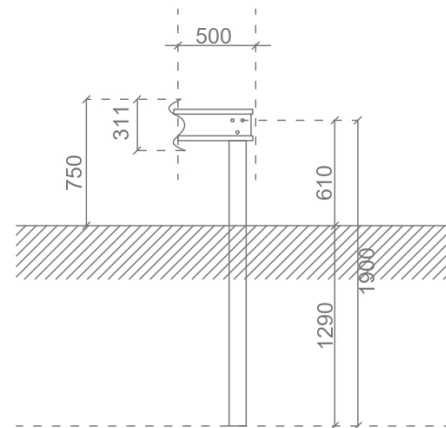
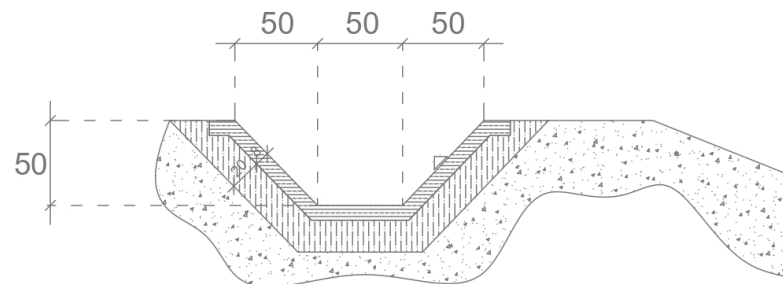
Physical Size	Symbol and Unit of Measurement	Bituminous Conglomerate	Granular Mixture
Thickness	s (m)	0.35	0.15
Useful road width	2B-t (m)	22.4	22.4
Functional unit	f (m)	100	100
Road body layer	(m)	0.5	0.5
Volume (s × B × f)	V (m ³)	784.0	336.0

When designing the various road sections, consideration was also given to the side gutters, two of which were placed on both side of the road and chosen with a “French-style” corrugation, and the guardrails, which were placed at the edges of the two carriageways, for a total of four.

Table 10. Data relating to the tunnel.

Physical Size	Values
Excavation for single tunnel (m ²)	110
Excavation for single tunnel (m ³)	11,000
Topsoil stripping (m)	1000
Topsoil stripping depth (m)	0.4
Number of tunnels	2

The sections of both elements were calculated based on technical data sheets, which are shown in Figures 14 and 15.

**Figure 14.** Guardrail section from technical data sheet (mm).**Figure 15.** Section of a French-style curb, from technical data sheet (cm).

The LCA study also considered the quantities of concrete and steel required for the installation of the aforementioned structures. The quantities of the various materials required to produce the road package section alone are therefore reported below (Table 11). Bituminous conglomerate, aggregates, steel, and concrete were considered. These quantities consider both the layers formed by asphalt concrete and aggregates and those composed of granular mix alone.

Table 11. Quantity of materials required to produce the road package per functional unit.

Materials	Quantities
Bituminous conglomerate (m ³)	784
Aggregates (m ³)	336
Steel (ton)	393
Concrete (ton)	176

The composition of the asphalt concrete and aggregates used is shown in Table 12.

Table 12. Composition of materials.

Materials	Bituminous Conglomerate		Granular Mixture	
	%	m ³	%	m ³
Bitumen	4	31,360	20	67,200
Filler	19.2	150,528	20	67,200
Crushed stone	19.2	150,528	20	67,200
Sand	19.2	150,528	20	67,200
Grit	19.2	150,528	20	67,200
Crushed stone	19.2	150,528	20	67,200
Total	100	784,000	100	336,000

It should be noted that a bitumen percentage of 4% was used, being the average range typically used in road paving construction between 4% and 6%.

2.4.2. Transport and Construction Equipment

The number and type of vehicles required at all stages of the life cycle analysis were provided by ANAS S.p.A. (the Italian state-owned company that manages and maintains the national road and motorway network), which supplied data on the vehicles required and actual daily production regarding the handling of materials by machinery, based on workers' shifts. By also assuming a percentage of vehicle utilization, it was possible to calculate the number of operating hours required for each machine to complete the road section in question.

Regarding the emission factors for each vehicle and for each pollutant studied, Tables A9-8 of the 1993 American Off-road Mobile Source Emission Factors Manual, which provide a methodology and emission factors for calculating emissions from off-road mobile sources such as tractors, dozers, graders, etc., were used as references. The use of this methodology requires relatively detailed knowledge of the types of equipment that may be used as part of a proposed project. The composite off-road emission factors were derived based on equipment category (tractor, dozer, bulldozer, etc.), average fleet composition for each year through 2020, and vehicle population (number) in each equipment category by rated power and load factor. Daily emissions are calculated as reported in Formula (1).

$$E = n \times H \times EF \quad (1)$$

where E is the emission in pounds per day; n is the number of pieces of equipment in a specified equipment category; H are the hours per day of equipment operation; EF is the off-road mobile source emission factor for equipment category or equipment category based on power in pounds per hour. In this specific case, emission factors for the year 2024 were used.

2.4.3. Phase 1: Extraction and Production of Materials

For the extraction of raw materials, i.e., basic components of steel, concrete, asphalt concrete, aggregates, and earth and rocks (the latter exclusively for the supply of the road embankment section), a medium-power excavator with 175 hp and a productivity of 90 m³/h (calculated assuming a bucket capacity of 0.5 m³) was considered. Based on these assumptions, the total number of hours of excavator operation required to extract the raw materials needed to construct the following road sections is shown in Table 13.

The estimation of emissions to produce materials was limited to the quantification of carbon dioxide equivalent by various databases. Table 14 shows the emission indicator values for bituminous conglomerate and aggregates.

Table 13. Hours of excavator operation required to extract the raw materials for each road section.

Road Section	Hour (h)
Flat surface, road embankment, and road trench	14
High viaduct	33
Medium viaduct	30
Low viaduct	26
Tunnel	129

Table 14. Emission indicators for the production of raw materials from various databases.

Road Section	Palate	Ecorce M	Aspect
Aggregate emission factor [kg CO _{2eq} /ton]	2.47	2.19	2.70
Bitumen emission factor [kg CO _{2eq} /ton]	183.96	191.38	202.70
Bituminous conglomerate emission factor [kg CO _{2eq} /ton]	16.80	23.97	19.56

Regarding the emission values considered for bituminous conglomerate and aggregates, the average value between those of Table 14 was chosen in the input data, as follows: bituminous conglomerate equal to 20.1 kg CO_{2eq}/ton and aggregates equal to 2.5 kg CO_{2eq}/ton.

2.4.4. Phase 2: Transport

To define emissions relating to the transport phase of materials, a few assumptions were made, seeking to consider situations that were as realistic as possible (Table 15).

Table 15. Assumption for defining emissions relating to the transport phase of materials.

General Assumption	Value
Truck power (hp)	250 ¹
Average truck speed (km/h)	50 ³
Truck capacity (m ³)	17 ¹
Type of street	Two-way
Distance from the raw material production site (km)	50 ²
Distance of construction sites for earth and rocks (km)	5 ²
Power supply	Diesel fuel ¹
Diesel fuel density (kg/L)	0.835

¹ Average values taken from the technical specifications of commercially available vehicles. ² Assumed values. ³ Values derived based on road characteristics.

Based on these assumptions, the number of trips required to transport all raw materials was calculated for each road section. From this, assuming the travelled distance, the total kilometers traveled by the truck were calculated, and then the number of hours required based on the assumed speed. The kilograms of diesel fuel required and the mass of pollutants due to emissions were then calculated.

2.4.5. Phase 3: Construction

In order to calculate the emissions of pollutants into the atmosphere during the entire construction phase of the different road sections, a package of equipment necessary for the operations was configured, depending on the section, for excavation works—earthworks—topsoil stripping; bituminous paving; construction of the elevation structure; construction of the foundation structure; pre-consolidation; first and second phase coatings; construction of road embankments. Reference was made to the packages provided by ANAS S.p.A (Rome, Italy). For each road section, therefore, the specific opera-

tions used for the road section, actual daily volume of material produced, percentage of use of each vehicle, and duration of work shift (8 h) were defined.

Regarding the actual daily production of material, reference was made to the theoretical daily production, which was corrected by various factors, considering the length of the week, unfavorable events, and any double shifts. These factors, derived from technical data used in Italy for road construction, are the corrective factor for a week length equal to 0.86, the correction factor for adverse events equal to 0.9, and the correction factor for double shifts equal to 0.81. Based on the amount of material to be processed, the total operating time of each piece of construction equipment for each construction phase was defined. For the tunnel, an estimate was made of the meters of work constructed in a day, which in this case was equal to 2 m/day (from experienced works of IRIDE). An hourly fuel consumption of 8 L/h was also assumed for the construction equipment in order to estimate the total quantity.

For the laying of the road surface, topsoil stripping is planned for each section under study, except for the road trench section and the viaduct. This operation consists of removing the active surface layer of the soil, which is richer in organic matter and vegetation, to work in a more inert area. This practice is carried out for the preparation and levelling of the soil and weed control. In this study, the excavation was assumed to be 0.40 m deep and as wide as the road—25 m. The total volume of soil to be removed will therefore be 1000 m³ per 100 m of road (functional unit).

The number of hours required to excavate this volume of soil was calculated using a medium-power excavator, 175 hp, with a productivity of 90 m³/h (calculated assuming a bucket capacity of 0.5 m³), obtained from a standard technical data sheet. The excavator must therefore operate for approximately 9 h to excavate 1000 m³ of soil in the road sections where the subgrade phase is planned.

2.4.6. Phase 4: Operational Phase

For the operational phase along the 100 m section of road, regardless of the type of road section, a useful life of the infrastructure of 30 years was considered. For the calculations, the maintenance phases were not considered; this was possible due to the long times between the maintenance periods of the paving (5–7 years for at-grade roads and 10–20 years for the remaining structures) that give not comparable values of CO₂ production with those of the construction and operational phase. To determine the Average Daily Traffic (ADT) for the infrastructure in question, data on annual traffic volumes on Italian motorways published by ANAS S.p.A. for the year 2023 were consulted. The analysis involved calculating the arithmetic mean of the Average Daily Traffic Volumes (ADTVs), obtained by dividing the annual traffic volumes by the number of days of measurement. This procedure was applied separately to light and heavy vehicle categories. Following the calculations described above, an ADT of 12,550 vehicles/day was defined, with a breakdown of 12,000 light vehicles (corresponding to 95.6% of total traffic) and 550 heavy vehicles (equal to 4.4% of total traffic). Keeping this percentage ratio between heavy and light vehicles constant, the analysis considered a 1% annual increase in ADT over the period established for the operational phase, i.e., 30 years.

A further analysis was also carried out to define the composition of the vehicle fleet in terms of fuel type, distinguishing between petrol vehicles, diesel vehicles, and electric vehicles (BEVs). In line with the transport sector's emission reduction targets, as outlined in the Integrated National Energy and Climate Plan (PNIEC), the growth in the share of electric vehicles (BEVs) over the useful life of the infrastructure was estimated. The projection was made by analyzing historical growth trends, assuming a linear trend. This

analysis showed an estimated increase in the share of electric vehicles of 21% over 30 years (Figures 16 and 17).

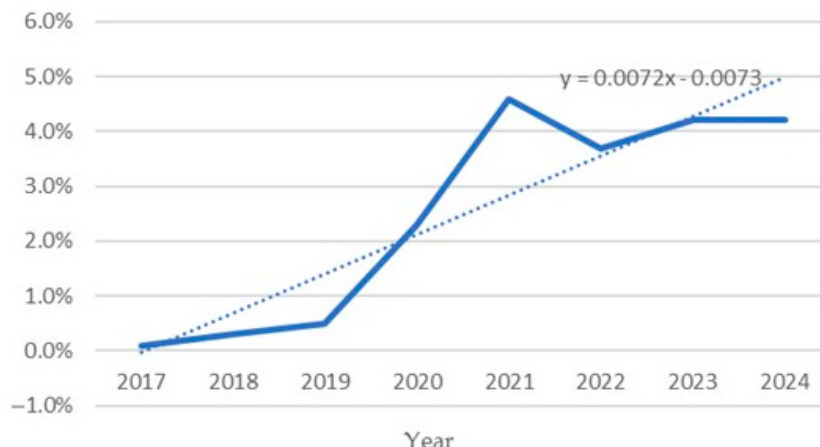


Figure 16. Percentage of electric cars in Italy 2017–2024 (the dotted line represents the interpolated data, while the solid line represents the actual data).

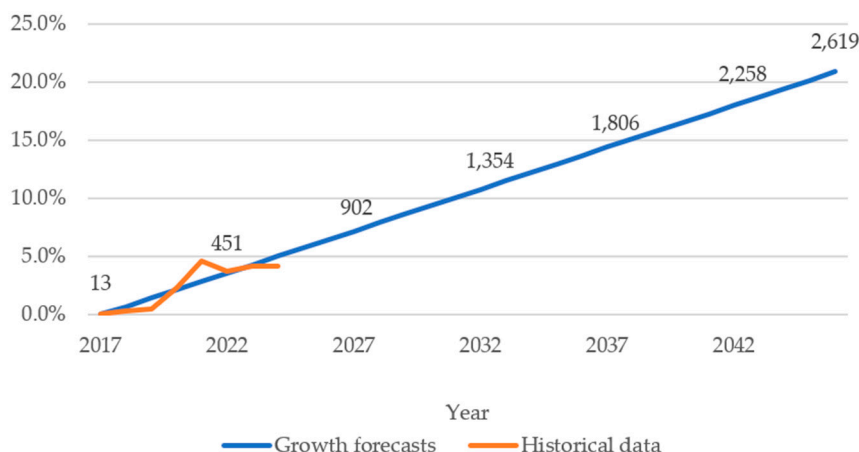


Figure 17. Forecasts for growth in the percentage of electric cars in Italy over 30 years (2017–2047) based on realistic data (2017–2024)—the data labels represent the number of electric vehicles present in that year.

This study therefore considered ADT to be constant throughout the useful life, a linear increase in electric cars based on historical data, and a number of diesel cars equal to 40% of petrol cars. The energy mix for producing one kWh in Italy was assumed to be constant at 0.2572 kgCO₂/kWh of electricity. For internal combustion engines, an emission factor in g/km × vehicle was associated, differentiated for light and heavy vehicles, from which the total emissions after 30 years of each pollutant studied were derived. Finally, fuel consumption for internal combustion engines was assumed to be 7 L/100 km for light vehicles and 30 L/100 km for heavy vehicles. A geometric mean was applied to obtain an equivalent consumption to be used for each petrol and diesel vehicle. This value was found to be 8 L/100 km. Table 16 shows the ADT data for light and heavy vehicles, while Table 17 shows the emission factors.

2.5. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

For the purposes of this study, impact factors imported from the international CML-IA Baseline database were used. Developed by the Centre for Environmental Sciences at Leiden University (CML), this methodology has established itself as an international benchmark. This methodology focuses on assessing environmental impacts at the “midpoint”, i.e.,

the intermediate points in the cause-effect chain between emissions and final impacts. This approach allows for greater transparency and a better understanding of the impact mechanisms. Furthermore, it is based on scientific data and established models, ensuring high reliability and robustness of results and finally, the CML-IA baseline is designed to be applied to a wide range of contexts and sectors, offering flexibility in the choice of parameters and indicators. For each environmental category, the CML-IA baseline provides characterization factors that enable the conversion of life cycle inventory (LCI) data into impact indicators. A “hierarchist” (H) approach was considered, i.e., with a time horizon of 100 years.

Table 16. Average Daily Traffic (ADT) on Italian motorways published by ANAS S.p.A. for the year 2023.

ADT		
Light-Vehicle	Heavy-Vehicle	Total
12,000	550	12,550

Table 17. Emission indicators to produce raw materials from various databases.

Emission Factor [g/km × Vehicle]		
Pollutant	Light-Vehicle	Heavy-Vehicle
CO	0.62	0.89
NO _x	0.36	0.73
SO _x	0.001	0.03
PM ₁₀	0.01	0.14
CO ₂	167.76	558.35
CH ₄	0.003	0.03

The impact categories considered in the analysis are Global Warming Potential (GWP—kgCO_{2eq}), Acidification Potential (AP—kgSO_{2eq}), Eutrophication Potential (EP—kgPO_{4eq}), Photochemical Ozone Creation Potential (POCP—kgC₂H_{4eq}), and Human Toxicity Potential (HTP—kg1,4-DB_{eq}).

3. Results

The results for the first three phases considered in the study are shown in Figures 18–22 for GWP, AP, EP, POCP, and HTP, respectively. With regard to Phase 4, which in terms of values is the same for all road sections, it has been considered separately from the other phases to graphically appreciate the various intervals, since the latter is approximately one order of magnitude higher than the other phases. The data relating to this last phase are shown in Table 18.

Table 18. Impact values of the different environmental categories chosen for the operational phase (Phase 4) considering an annual percentage increase of 1% in ADT.

GWP [Ton CO _{2eq}]	AP [kg SO _{2eq}]	EP [kg PO _{4eq}]	POCP [kg C ₂ H _{4eq}]	HTP (c, np) [kg 1,4-DB _{eq}]
3102.1	3000.5	771.0	436.3	31,296.1

From the data shown in the graphs above, it is possible to define the most significant value obtained from the point of view of environmental and human health impacts as that relating to GWP.

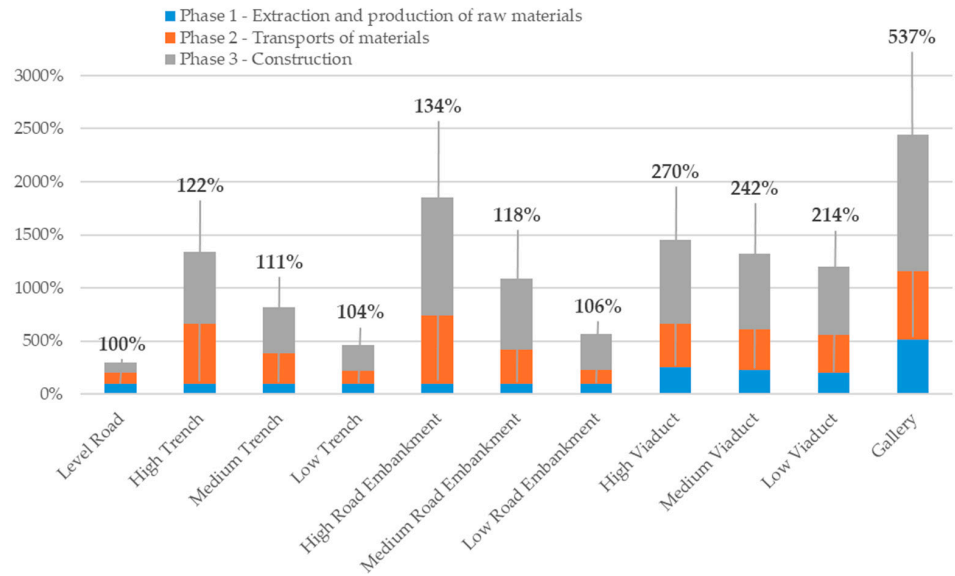


Figure 18. GWP [ton CO₂eq—100 years] regarding Phases 1, 2, and 3 normalized to the at-grade road (100%).

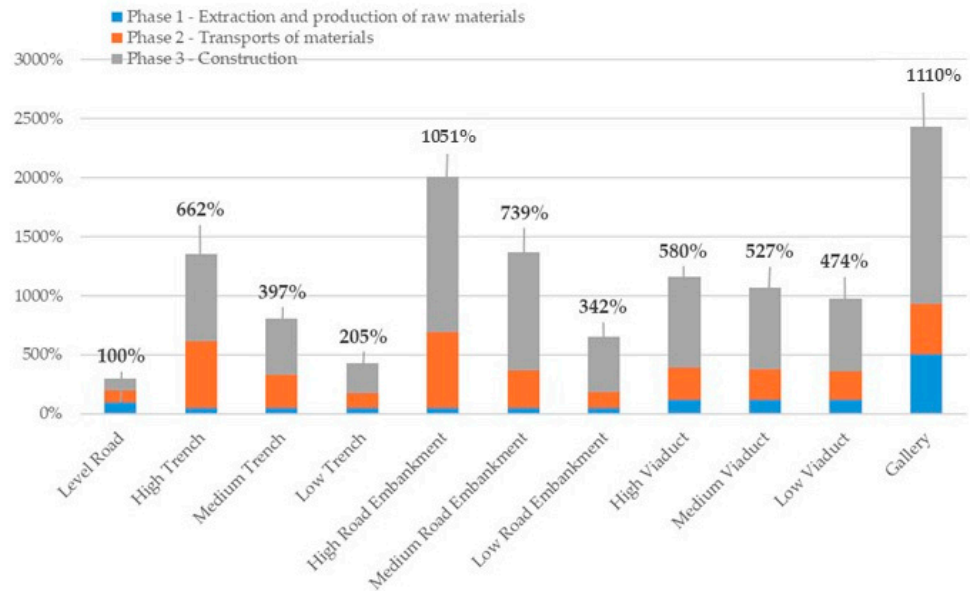


Figure 19. AP [kg SO₂eq] regarding Phases 1, 2, and 3 normalized to the at-grade road (100%).

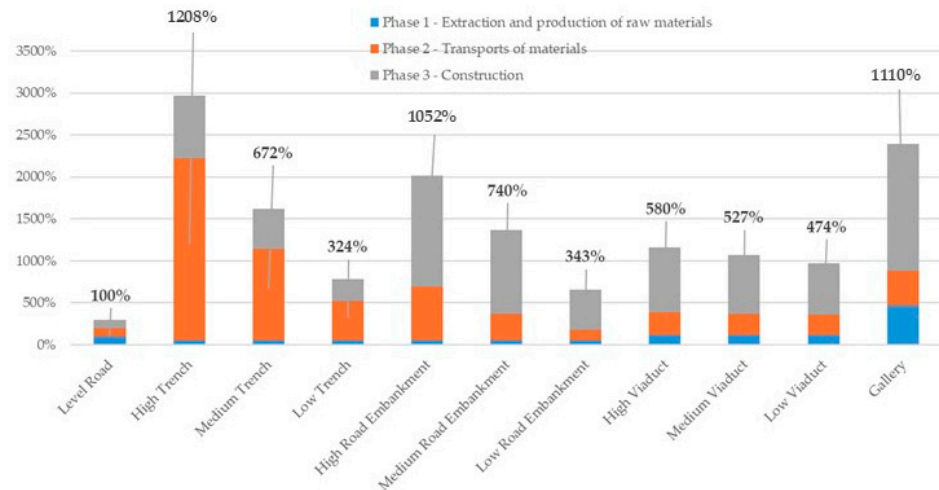


Figure 20. EP [kg PO₄eq] regarding Phases 1, 2, and 3 normalized to the at-grade road (100%).

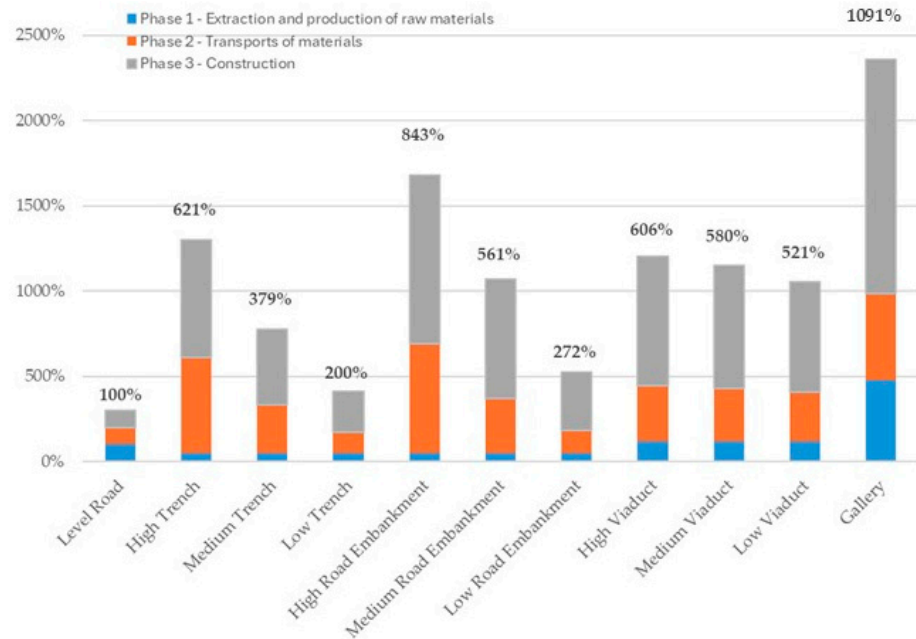


Figure 21. POCP [kg C₂H_{4eq}] regarding Phases 1, 2, and 3 normalized to the at-grade road (100%).

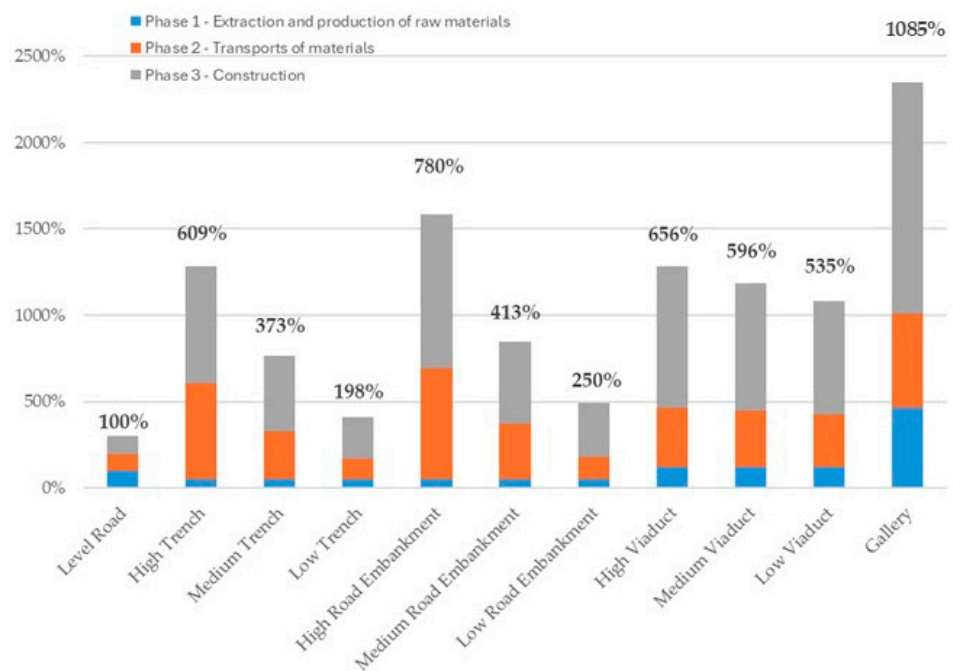


Figure 22. HTP (c, np) [kg 1,4-DB_{eq}] regarding Phases 1, 2, and 3 normalized to the at-grade road (100%).

4. Discussion

The contribution to climate change is not uniform across the different phases. The result, in terms of tons of CO_{2eq}, is summarized in Table 19.

Looking at the global warming values obtained, the phases with the greatest impact in terms of climate change are those related to the extraction and production of materials (Phase 1) and the operational phase (Phase 4). However, in the case of the extraction and production of materials, these emissions are not directly related to the construction and operation of the road sections studied, but rather to the extraction and processing of raw materials (i.e., steelworks and cement factories).

Table 19. GWP for different road sections.

Phase	Global Warming Potential (Ton CO _{2eq})										
	Level Road Ton CO _{2eq}	Road Trench (High) Ton CO _{2eq}	Road Trench (Medium) Ton CO _{2eq}	Road Trench (Low) Ton CO _{2eq}	Road Em-bankment (High) Ton CO _{2eq}	Road Em-bankment (Medium) Ton CO _{2eq}	Road Em-bankment (Low) Ton CO _{2eq}	Viaduct (High) Ton CO _{2eq}	Viaduct (Medium) Ton CO _{2eq}	Viaduct (Low) Ton CO _{2eq}	Gallery Ton CO _{2eq}
Extraction and production of materials	699.0	699.0	699.0	699.0	699.0	699.0	699.0	1779.2	1586.7	1400.5	3604.9
Transport of materials	12.1	67.7	34.0	14.8	77.7	38.5	15.9	49.0	46.3	43.6	77.1
Construction	18.0	122.4	78.7	43.2	199.4	120.8	60.1	142.7	128.6	114.5	232.0
Operational phase (30 year)						2676.7					

As regards the operational phase, it is possible to hypothesize that in the future, thanks to targeted measures to adapt transport methods, user habits could change and reductions in ADT could be achieved, bringing to a reduction CO₂ emissions. Furthermore, growing global interest in the development of “green” technologies could accelerate the transition to vehicles with less impact and greater sustainability in terms of emissions.

The comparison of the results obtained in this study with the data reported in the existing literature is here reported. The GWP values obtained for at-grade road sections (about 729 ton CO_{2eq}/F.U.) are higher than those reported by Moretti et al. (2018) [6] for urban and extra-urban roads (3500–5000 ton CO_{2eq}/km). This difference is mainly attributable to the more complex structural configuration of highway-type sections and the inclusion of operational emissions over a 30-year lifetime. Nevertheless, the relative reduction achieved through the use of bottom ash (about 50%) is consistent with the mitigation potential highlighted in Moretti’s findings.

Moreover, the results of this study are consistent with those reported by Trunzo et al. (2019) [19], who found GWP values between 3000 and 8000 ton CO_{2eq}/km for road infrastructures including tunnels and viaducts. The higher values obtained in this study (about 729 ton CO_{2eq}/F.U. for at-grade roads and 3914 ton CO_{2eq}/F.U. for tunnels) mainly reflect the more complex highway configuration and the inclusion of operational emissions. Both studies confirm that tunnels and viaducts generate several times higher impacts than at-grade roads, reinforcing the importance of design-stage environmental optimization.

Finally, with regard to the study conducted by Jullien et al. (2014) [21] comparing motorway pavement maintenance strategies, the following results are reported: the initial construction phase has an impact between 3000 and 4000 ton CO_{2eq}/km; the maintenance produces around 1000–1500 t CO_{2eq}/km. Therefore, considering construction alone, the values in this study are comparable to those reported by Jullien, although higher because the model proposed in this case study includes more complex structures and more materials (concrete, steel, earth).

4.1. Comparative CO₂ Impact

With further analysis, a detailed comparison was made between an at-grade road section and a tunnel, with the primary objective of quantifying the difference in CO₂ emissions between the two configurations. The preliminary results of the LCA, relating to the initial stages of the life cycle (from Phase 1 to Phase 3), show lower value in terms of emissions for the at-grade road section compared to the tunnel. Thus, 100 m of open road generates 729.0 ton CO_{2eq}, while the same length of tunnel produces 3914 ton CO_{2eq}. It follows that the emissions for the realization of 100 m of tunnel are equivalent to those

produced for the realization of 534 m of at-grade road, as shown in Figure 23 (the figure supports direct comparison of scenarios with the same associated emissions).

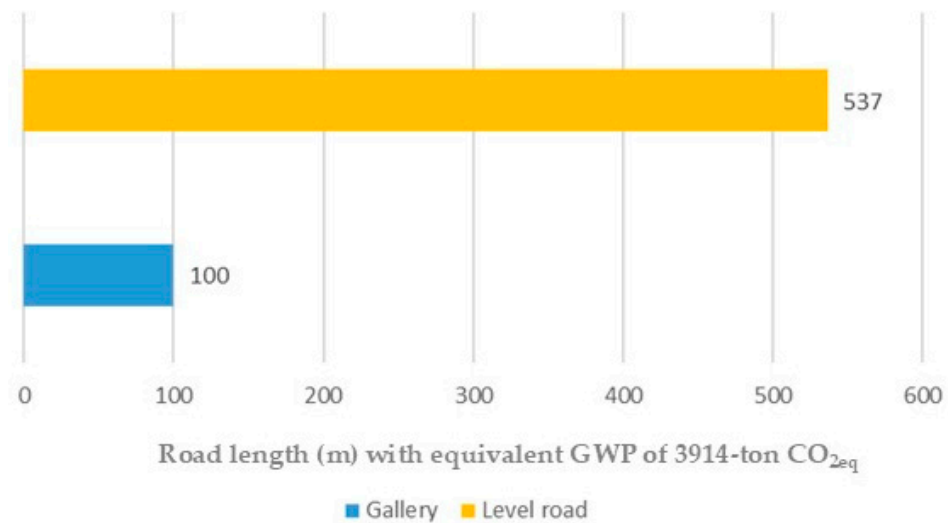


Figure 23. Comparison of tunnel length (100 m) and at-grade road length (537 m) with equivalent GWP of 3914 t CO_{2eq}.

It can therefore be concluded that in the short term, i.e., considering only the life cycle of the project up to its construction (Phase 3), the at-grade road section is preferable, with a reduction in emissions of up to 81.4% compared to the tunnel. However, it is also essential to consider the medium and long term, which in this case means considering the number of emissions at the end of the project's useful life, due to a longer road traveled by vehicles. This consideration can be forwarded using the simple concept that 100 m of tunnel could be substituted, in terms of impacts, with 537 m of at-grade road. This is a design evaluation easy to encounter in reality because a tunnel can be used to cross an obstacle with a lower length of the path while the at-grade road is necessarily designed with a longer distance to avoid the obstacle. So, the comparison could be faced considering two possible solutions: 100 m of tunnel or 537 m of at-grade road without considering slopes. The comparison of the impacts shows the initial advantage of the at-grade road in the construction, but as shown in Figure 23, the higher length of the at-grade road has, as a consequence, higher emissions in the work life.

In fact, an analysis that includes the 30-year operating phase (Phase 4) shows that a 537 m at-grade road emits almost three times (277%) the amount of CO₂ compared to a 100 m tunnel. Considering the above results, the equivalence of emissions between the two options occurs when the length of the at-grade road is approximately twice that of the tunnel (194%). A summary of the above is shown in Figure 24.

Another interesting aspect comes from the comparison between traditional concrete (Portland) with more environmentally sustainable types of it, such as those made with eco-cement. In this case, the conversion factor for concrete can be reduced by 50% (following information derived from producers), greatly reducing the impact associated with the use of traditional concrete. Figure 25 shows the results of the impacts relating the construction of the tunnel and the different types of viaducts (low, medium, high), considering the use of green concrete and low-impact steel obtained by recycling using an electric furnace (conversion factor of 0.5 kgCO₂/kg of steel [34]). The analysis was limited to road types for which concrete was mostly used. Considering a conversion factor of 50% for conventional concrete, the results show that the use of both sustainable materials reduces the impact by approximately 70% for all sections considered.

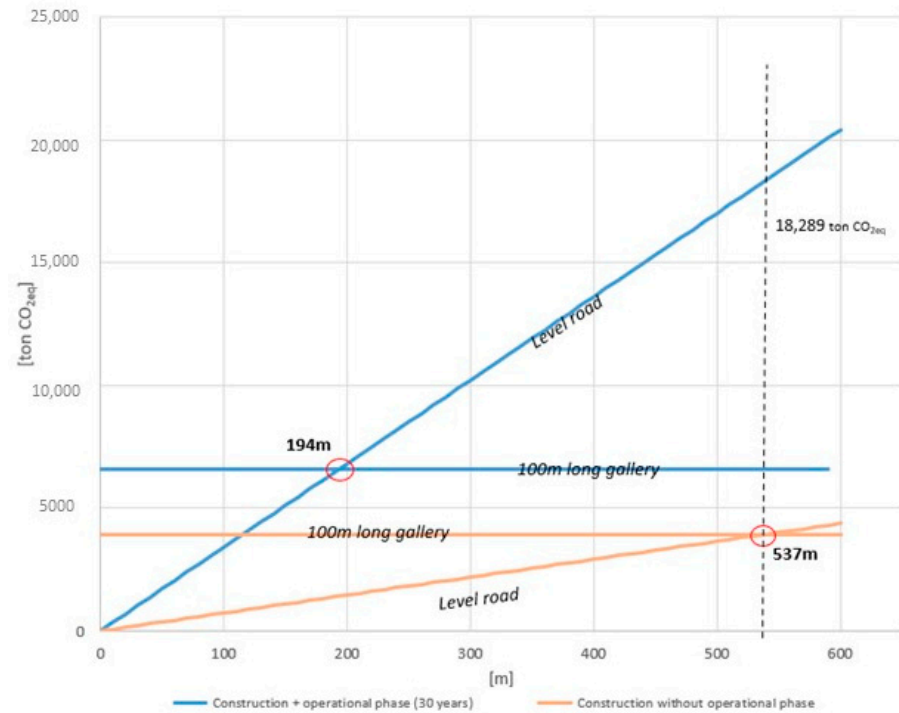


Figure 24. Comparison between CO₂eq emissions of an at-grade road and a tunnel with and without an operational phase.

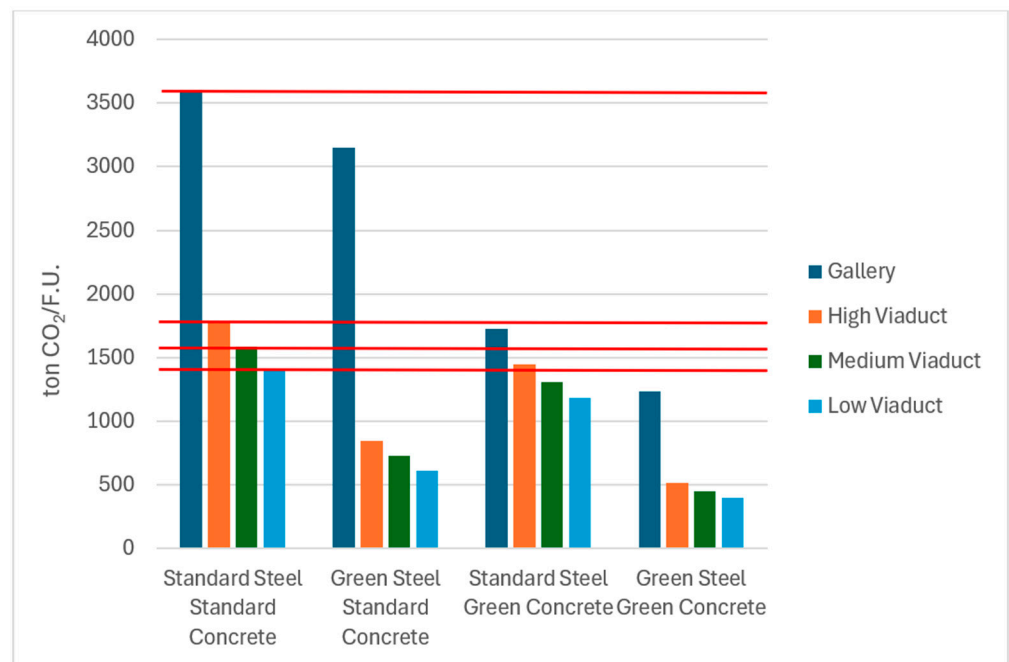


Figure 25. Comparison of carbon dioxide emissions (ton CO₂/F.U.) for the construction of tunnels and viaducts (low, medium, high) using green concrete and green steel.

4.2. Use of Alternative Materials

As part of the environmental impact assessment, with the aim of minimizing negative effects on the environment and local area in the short and long term, this study conducted an in-depth analysis of alternatives aimed at reducing pollutant emissions during the construction phases. Four different alternative solutions were analyzed in comparison with the Alternative 0 proposed in the following study:

- (1) Alternative 1 involves the partial replacement of traditional aggregates with recycled materials, specifically replacement of 10% of fine aggregates with recycled glass, both in the wearing course and in the base; replacement of 10% of fine aggregates with heavy ash from incineration, both in the wearing course and in the base; and replacement of 25% of the asphalt in the wearing course and binder course with recycled asphalt;
- (2) Alternative 2 considers heavy ashes from the incineration of solid urban waste;
- (3) Alternative 3 consists of polymer-modified bitumen;
- (4) Alternative 4 consists of recycled concrete.

The analysis focused on emissions of carbon dioxide (CO₂), sulfur dioxide (SO₂), and nitrogen oxides (NO_x) during the construction phase.

The comparison, as shown below, highlighted a modest reduction in emissions during the construction phase for Alternative 1 compared to Alternative 0: reduction in CO₂ emissions of approximately 2%; reduction in SO₂ emissions of approximately 6%; and reduction in NO_x emissions of approximately 9%. With reference to the raw material extraction and production phase (Phase 1 of the LCA), the emissions produced are shown in Table 20 and the related impact categories in Table 21. The emission factors used to calculate emissions are taken from the study by Huang et al. (2009) [5].

Table 20. Comparison of pollutants emissions between Alternative 0 and Alternative 1.

Pollutants (ton)	Alternative 0	Alternative 1
CO ₂	888	869
SO ₂	2370	2230
NO _x	4740	4310

Table 21. Comparison between the impact categories of Alternative 0 and Alternative 1.

Environmental Categories	Alternative 0	Alternative 1
GWP [ton CO _{2eq} —100 years]	699.0	684.0
AP [ton SO _{2eq}]	1436	1307
EP [ton PO _{4eq}]	0.369	0.336

The second alternative considers the replacement of coarse-grained aggregates in the road foundation layer with heavy ash derived from the incineration of municipal solid waste (MSW), which represents a promising secondary material for construction applications, yet its practical use is constrained by environmental and regulatory challenges. Potential leaching of heavy metals and soluble salts requires adequate treatments such as weathering, washing, or cement-based stabilization [36]. Moreover, the lack of harmonized End-of-Waste criteria limits its large-scale reuse [37]. Despite lower mechanical performance compared to natural aggregates, treated bottom ash can be safely employed in non-structural applications, offering clear benefits in terms of resource efficiency and circularity [38]. The comparative analysis focused on carbon dioxide (CO₂), sulfur dioxide (SO₂), and nitrogen oxide (NO_x) emissions during the construction phase.

The results show a significant percentage reduction in emissions in Alternative 2 compared to Case Study 0:

- CO₂: reduction of approximately 56%.
- SO₂: reduction of approximately 55%.
- NO_x: reduction of approximately 57%.

With reference to the extraction and production phase of raw materials (Phase 1 of the LCA), the emissions generated are shown in Table 22 using emission factors from the study by Olsson et al. (2006) [39] and the environmental impact categories were quantified as reported in Table 23.

Table 22. Comparison of pollutants emissions between Alternative 0 and Alternative 2.

Pollutants (Ton)	Alternative 0	Alternative 2
CO ₂	41	18
SO ₂	0.02	0.009
NO _X	0.35	0.15

Table 23. Comparison between the impact categories of Alternative 0 and Alternative 2.

Environmental Categories	Alternative 0	Alternative 2
GWP [ton CO _{2eq} —100 years]	699.0	306.9
AP [ton SO _{2eq}]	1436	0.616
EP [ton PO _{4eq}]	0.369	0.158

Alternative 3, based on the use of alternative construction materials, involves replacing 4% of the bituminous conglomerate in the wearing course with a polymer-modified bitumen, specifically styrene–butadiene–styrene (SBS) rubber. This configuration was compared, in terms of pollutant emissions, with road paving made with conventional materials (Alternative 0). The pollutants analyzed were carbon dioxide (CO₂), sulfur dioxide (SO₂), and nitrogen oxides (NO_X).

The comparison showed a quantitatively limited improvement, expressed in percentage terms, in emissions associated with the construction phases. In detail:

- CO₂ emissions in Alternative 3 were approximately 4% lower.
- SO₂ emissions in Alternative 3 were approximately 5% lower.
- NO_X emissions in Alternative 3 are approximately 5% lower.

In summary, considering the extraction and production phases of raw materials (Phase 1 of the Life Cycle Assessment—LCA) related to the construction of road paving, the emissions comparisons between Alternative 0 and Alternative 3 are shown in Table 24, while the environmental impact categories associated with these emissions are shown in Table 25. The emission factors used to calculate emissions are taken from the study by Araújo et al. (2014) [13].

Table 24. Comparison of pollutants emissions between Alternative 0 and Alternative 3.

Pollutants (Ton)	Alternative 0	Alternative 3
CO ₂	121.64	116.44
SO ₂	0.22	0.21
NO _X	0.62	0.59

Table 25. Comparison between the impact categories of Alternative 0 and Alternative 3.

Environmental Categories	Alternative 0	Alternative 3
GWP [ton CO _{2eq} —100 years]	699.0	669.1
AP [ton SO _{2eq}]	1436	1.367
EP [ton PO _{4eq}]	0.369	0.351

Regarding Alternative 4, the results show a significant increase in CO₂ and SO₂ emissions in Alternative 4, while there is a reduction in NO_x emissions. Specifically:

- CO₂: approximately 140% increase in Alternative 4;
- SO₂: approximately 70% increase in Alternative 4;
- NO_x: approximately 90% reduction in Alternative 4.

The increase in CO₂ and SO₂ emissions is attributable to the higher energy requirements for the primary crushing process of recycled cement. The results of emissions are reported in Table 26 for which the emission factors from the study by Chowdhury et al. (2010) were used [4].

Table 26. Comparison of pollutants emissions between Alternative 0 and Alternative 4.

Pollutants (Ton)	Alternative 0	Alternative 4
CO ₂	8487	20,315
SO ₂	0.029	0.05
NO _x	0.457	0.049

Considering the extraction and production phase of raw materials (Phase 1 of the LCA), the resulting environmental impact categories are reported in Table 27.

Table 27. Comparison between the impact categories of Alternative 0 and Alternative 4.

Environmental Categories	Alternative 0	Alternative 4
GWP [ton CO _{2eq} —100 years]	699.0	1673.1
AP [ton SO _{2eq}]	1436	0.180
EP [ton PO _{4eq}]	0.369	0.040

Analysis of the results obtained shows that all the alternatives examined involve a reduction in SO₂ emissions, CO₂ follow the same trend, except for Alternative 4 (use of recycled cement). The latter, in fact, results in an increase in CO₂ emissions of approximately 2.5 times and SO₂ emissions of more than 1.5 times compared to the traditional solution. On the other hand, NO_x emissions are reduced by approximately 50%. Alternative 2 (use of heavy ash from the incineration of solid urban waste) is the most advantageous solution, as it allows for a reduction of approximately 50% in the emissions of the pollutants considered in terms of ton and consequently same reduction in all environmental impact categories. Figures 26–28 show the results of the comparative analysis between the alternative materials for road paving, considering the three impact categories of GWP, AP, and EP.

In conclusion, based on the data presented, Alternative 2 can be considered the optimal solution for road paving, subject to further considerations not included in this study. However, the choice of the most suitable alternative may vary depending on specific environmental objectives. For example, Alternative 4, while involving a worsening of the GWP as a result of the greater energy consumption for crushing the material, results in a significant improvement in terms of the Acidification Potential of soils and water (AP) and the eutrophication of water bodies (EP).

Since each of the materials mentioned has specific advantages, limitations, and critical issues affecting various areas, the interest should not be focused just on emissions; Table 28 reports a summary of the main aspects relating to the analyzed materials.

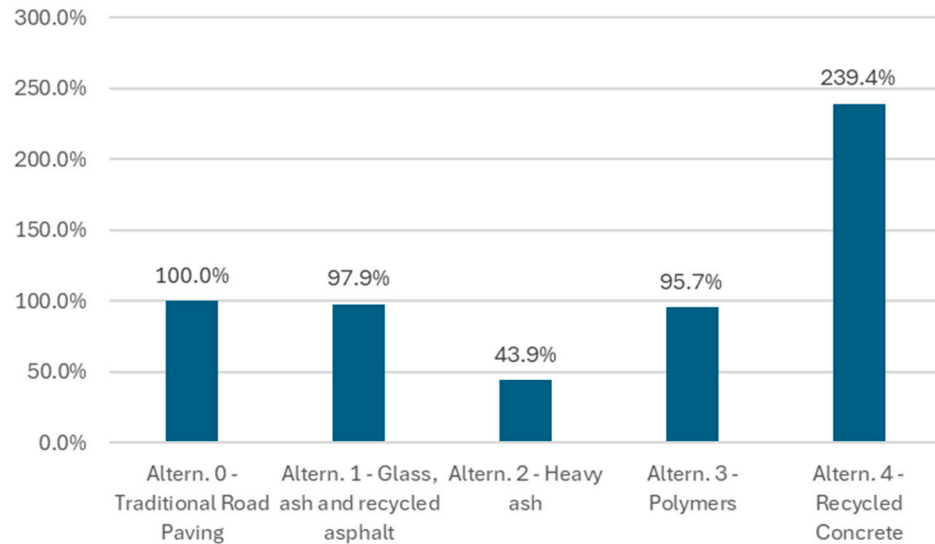


Figure 26. Comparison between % of CO_{2eq} in the four alternatives scenarios and the case study (Alternative 0, equal to 100%).

Table 28. Comparison between advantages, limitations, and challenges of alternative materials used.

Materials	Advantages	Limitation	Challenge
Ashes from the incineration of municipal solid waste (MSW)	Reduction in environmental damage caused by landfill disposal.	Since incineration is not a technique used in all countries, the availability of material for constructing roads of sufficient length and width could be compromised.	Develop a method for deactivating the heavy metals contained in this type of ash before it is used in road construction so that it does not generate leachate that can reach the soil and groundwater.
Scrap glass	Reduction in environmental damage resulting from recycling for the development of new glass. Use of traditional materials.	Waste glass used as aggregate in construction consumes more energy and releases more CO ₂ overall than disposal in landfills.	Identify other environmental benefits that exceed the limits of the system in quarry analyses, transport scenarios, landfill restrictions, etc. Particular attention should be paid to the porosity of slag, as it can lead to an increase in asphalt consumption.
Polymers	The use of recycled materials in asphalt layers reduces gas emissions during the construction phase, thanks to the reduced use of raw materials.	Costs and resources required for its transformation into material suitable for mixing with asphalt.	Although other variables may be included in the LCA, for this material it is necessary to include the economic and social effects of using recycled material.
Recycled concrete	Energy consumption, GWP, and costs are inversely proportional to the recycled asphalt content. Therefore, a significant advantage is obtained with a high recycled asphalt content.	The material combined with asphalt cracks during the winter season.	-

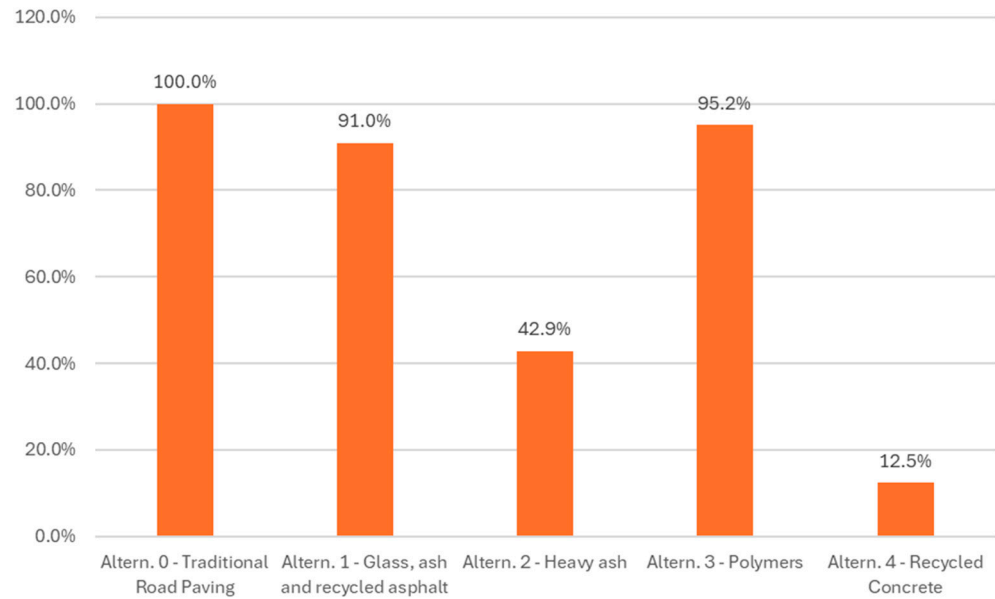


Figure 27. Comparison between % of SO_{2eq} in the four alternatives scenarios and the case study (Alternative 0, equal to 100%).

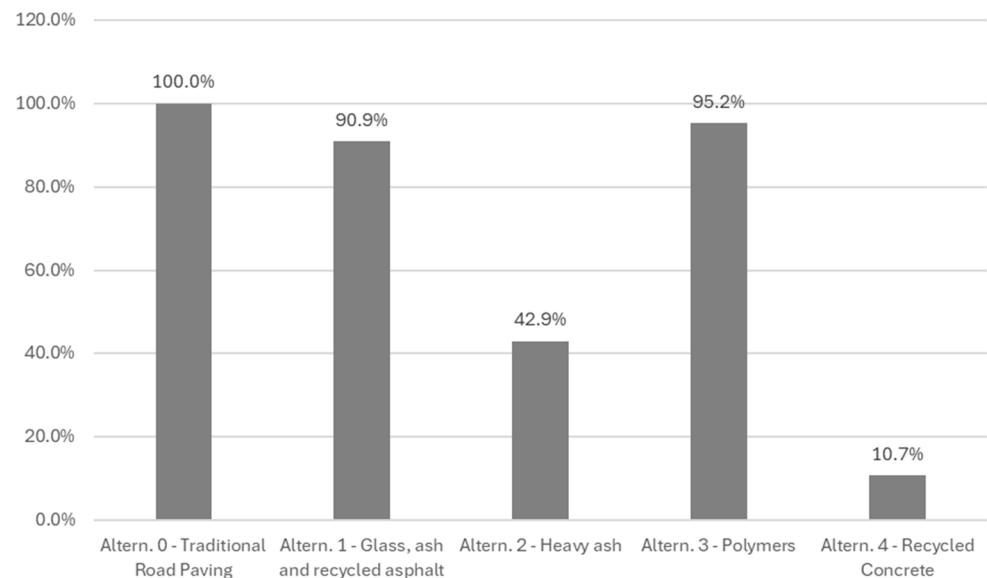


Figure 28. Comparison between % of PO_{4eq} in the four alternatives scenarios and the case study (Alternative 0, equal to 100%).

5. Sensitivity Analysis

The sensitivity analysis was conducted only for the operating phase and for the selected ADT values. This is because ADT is the only, or at least the most significant, parameter whose changes in values can affect the results in terms of impact on the various environmental categories considered. This study conducted the analysis considering an annual percentage increase of 1% starting from a value of 12,550 vehicles/day (ratio between annual traffic volume and measurement days). In the sensitivity analysis, we considered doubling this starting value (obtaining 25,100 vehicles/day) and halving it (equal to 6275 vehicles/day). The extent to which the results were modified in terms of the impact categories shown in Table 29 was therefore examined.

Table 29. Comparison of results in different environmental impact categories based on ADT equal to the case study value, double that value, and half that value.

Environmental Categories	ADT 12,550	ADT 6275	ADT 25,100
GWP [ton CO _{2eq} —100 years]	3102.1	1338.4	5353.5
AP [kg SO _{2eq}]	3000.5	1294.6	5178.2
EP [kg PO _{4eq}]	771.0	332.6	1330.6
POCP [kg C ₂ H _{4eq}]	436.3	188.2	753.0
HTP(c, np) [kg 1.4-DB _{eq}]	31,296.1	13,502.5	54,010.0

6. Conclusions

This study arises from the need to quantify the benefits and potential impacts on the environment and human health associated with the entire life cycle of various types of roadway cross-sections.

This study includes the extraction of raw materials as well as the processing and production of materials used for the construction of road embankments. Transport for supply and waste disposal was also considered. Finally, the operational phase was considered, assuming a useful life of 30 years for the road sections. The input and output data considered in the analysis are, respectively, consumption of raw materials and energy (thermal or electrical) as inputs, and waste and atmospheric emissions as outputs. Each roadway section consists of the same pavement structure, made from the following raw materials: concrete (for gutters and structural parts of viaducts and tunnels), steel (for guardrails and structural parts of viaducts and tunnels), bituminous mixtures, aggregates, and earth and rock fill for road embankments.

From the results, it emerged that the most significant metric, in terms of environmental and human health impact, was GWP, and the most impactful phases for climate change were material extraction and production (Phase 1) and the operational phase (Phase 4).

The first part of the study compared the emissions associated with the construction (considering the first three phases) of an at-grade road with those of a tunnel, with the latter having a significantly greater impact. The emissions for the realization of 100 m of tunnel can be considered equivalent to those produced by 534 m of road at grade. The conclusion: in the short term (covering only up to Phase 3), a longer at-grade road—up to 537% longer—is environmentally less impactful than a tunnel.

However, including the operational Phase 4, a 537 m at-grade road emits nearly three times (277%) the CO₂ of a 100 m tunnel. Therefore, parity of emissions between different lengths is reached only when the at-grade section is approximately 94% the length of the tunnel. This suggests considering that up to that value, the section at ground level could be advantageous from a sustainability point of view, while above that value, the use of a tunnel could be more sustainable.

Finally, as part of evaluating environmental impacts with the goal of minimizing negative effects in the short and long term, a set of alternatives was analyzed to reduce pollutant emissions during the construction phase. Four construction material alternatives were then proposed and assessed; their combination with the defined roadway sections allowed quantification of emission reductions. The results analysis highlighted that all alternatives led to reductions in CO₂ and SO₂ emissions, except Alternative 4 (use of recycled cement), which resulted in about 2.5-fold higher CO₂ emissions as a result of the greater energy consumption for crushing the material and over 1.5-fold higher SO₂ emissions compared to the traditional solution. However, NO_x emissions were reduced by about 50%. Alternative 2 (use of bottom ash from municipal solid waste incineration) emerged as the most advantageous solution, achieving approximately a 50% reduction in all considered pollutants. That said, the optimal choice may vary depending on specific

environmental objectives; for instance, Alternative 4, while worsening the GWP, provides significant improvements in Acidification Potential (AP) and Eutrophication Potential (EP). The fact that the use of bottom ash results in a more sustainable approach compared with the recycling of concrete derives from the fact that the production of MSW ash allows for the production of energy not from oil supplies, while the preparation of recycled concrete results in a high energetic procedure.

The LCA model can then be used as a decision-support tool for sustainable construction in the road industry. In fact, the present study offers an integrated methodology model which, already in the road section definition phase, takes environmental impacts into account in a predictive manner.

All considerations presented in the study excluded economic aspects and any factors unrelated to emissions.

7. Limitations and Future Work

Although the proposed approach provides valuable insights into the environmental performance of different roadway typologies and materials, several limitations should be acknowledged.

First, the operational phase was limited to the emissions generated by vehicular traffic over a 30-year period, excluding maintenance operations. While this omission does not substantially alter the comparative results—since maintenance frequencies are similar across the analyzed roadway configurations—it may underestimate the total Global Warming Potential (GWP) by approximately 10–25% based on the comparable literature. Future work will extend the system boundaries to include scheduled maintenance interventions and their specific material and energy requirements.

Second, the study did not include validation or benchmarking against established LCA software tools such as SimaPro or OpenLCA. Following ISO 14040, 14044, and 14064 standards would mainly result in differences in characterization factors and database choices, potentially leading to variations in quantitative results. However, the primary purpose of this research was not to replicate existing commercial software, but rather to demonstrate how the LCA methodology can be implemented within a simplified, transparent, and customizable decision-support framework for infrastructure design.

A separate, dedicated study will therefore focus on a full benchmarking and sensitivity analysis to assess the consistency and robustness of the results against standard LCA tools.

Finally, economic and social dimensions were not considered. A more holistic sustainability assessment should integrate Life Cycle Costing (LCC) and Social LCA (S-LCA) to complement the environmental evaluation, particularly for projects involving public investment and community impacts. Similarly, future developments could incorporate traffic intensity variations, technological evolution in vehicle efficiency, and different climatic conditions, which may significantly influence long-term performance and emissions.

Author Contributions: Conceptualization, P.V. and M.D.P.; methodology, L.C., S.T. and V.V.; software, L.C. and S.T.; validation, P.V., L.C. and F.T.; resources, P.V. and M.D.P.; data curation, L.C. and S.T.; writing—original draft preparation, L.C.; writing—review and editing, L.C. and S.T.; supervision, P.V. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The data presented in this study are available on request from the corresponding author.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

Abbreviations

The following abbreviations are used in this manuscript:

ADT	Average Daily Traffic
ADTV	Average Daily Traffic Volumes
ANAS	National Autonomous Road Authority
AP	Acidification Potential
BC	Bituminous Conglomerate
BEVs	Diesel and Electric Vehicles
C&D	Construction and Demolition
CM	Cement Mix
CML-IA	Centrum voor Milieukunde, Leiden
EP	Eutrophication Potential
F.U.	Functional Unit
GM	Granular Mix
GWP	Global Warming Potential
H	Hierarchist
HTP	Human Toxicity Potential
IBA	Incinerator Bottom Ash
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
MSW	Municipal Solid Waste
PNIEC	Integrated National Energy and Climate Plan
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
RAP	Recycled Asphalt Pavement
SBS	Styrene-Butadiene-Styrene

References

1. ISO 14040:2006; Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework. ISO: Geneva, Switzerland, 2006.
2. ISO 14044:2006; Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines Management Environnemental-Analyse Du Cycle de Vie-Exigences et Lignes Directrices. ISO: Geneva, Switzerland, 2006.
3. Birgisdóttir, H.; Bhandar, G.; Hauschild, M.Z.; Christensen, T.H. Life Cycle Assessment of Disposal of Residues from Municipal Solid Waste Incineration: Recycling of Bottom Ash in Road Construction or Landfilling in Denmark Evaluated in the ROAD-RES Model. *Waste Manag.* **2007**, *27*, 75–84. [[CrossRef](#)]
4. Chowdhury, R.; Apul, D.; Fry, T. A Life Cycle Based Environmental Impacts Assessment of Construction Materials Used in Road Construction. *Resour. Conserv. Recycl.* **2010**, *54*, 250–255. [[CrossRef](#)]
5. Huang, Y.; Bird, R.; Heidrich, O. Development of a Life Cycle Assessment Tool for Construction and Maintenance of Asphalt Pavements. *J. Clean. Prod.* **2009**, *17*, 283–296. [[CrossRef](#)]
6. Moretti, L.; Mandrone, V.; D'Andrea, A.; Caro, S. Evaluation of the Environmental and Human Health Impact of Road Construction Activities. *J. Clean. Prod.* **2018**, *172*, 1004–1013. [[CrossRef](#)]
7. Navon, R.; Shpatnitsky, Y. A Model for Automated Monitoring of Road Construction. *Constr. Manag. Econ.* **2005**, *23*, 941–951. [[CrossRef](#)]
8. Tavakoli Mehrjardi, G.; Azizi, A.; Haji-Azizi, A.; Asdollafardi, G. Evaluating and Improving the Construction and Demolition Waste Technical Properties to Use in Road Construction. *Transp. Geotech.* **2020**, *23*, 100349. [[CrossRef](#)]
9. Zhou, Y.; Tong, C.; Wang, Y. Road Construction, Economic Growth, and Poverty Alleviation in China. *Growth Change* **2022**, *53*, 1306–1332. [[CrossRef](#)]
10. Xu, S.; Sun, C.; Wei, H.; Hou, X. Road Construction and Air Pollution: Analysis of Road Area Ratio in China. *Appl. Energy* **2023**, *351*, 121794. [[CrossRef](#)]

11. Segui, P.; Safhi, A.e.M.; Amrani, M.; Benzaazoua, M. Mining Wastes as Road Construction Material: A Review. *Minerals* **2023**, *13*, 90. [[CrossRef](#)]
12. Mäki, S.; Kalliola, R.; Vuorinen, K. Road Construction in the Peruvian Amazon: Process, Causes and Consequences. *Environ. Conserv.* **2001**, *28*, 199–214. [[CrossRef](#)]
13. Araújo, J.P.C.; Oliveira, J.R.M.; Silva, H.M.R.D. The Importance of the Use Phase on the LCA of Environmentally Friendly Solutions for Asphalt Road Pavements. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2014**, *32*, 97–110. [[CrossRef](#)]
14. Hausberger, L.; Flora, M.; Gschösser, F. Environmental Impacts of Road Traffic and Route Variants: An Accurate Way to Support Decision-Making Processes of Mountain Roads and Tunnels in Austria. *Buildings* **2025**, *15*, 1669. [[CrossRef](#)]
15. Aryan, Y.; Dikshit, A.K.; Shinde, A.M. Life Cycle Environmental Assessment of State and National Highways in India: Evaluating Impact Reduction Potential of Sustainable Measures. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2025**, *114*, 107944. [[CrossRef](#)]
16. Batuecas, E.; Tommasi, T.; Battista, F.; Negro, V.; Sonetti, G.; Viotti, P.; Fino, D.; Mancini, G. Life Cycle Assessment of Waste Disposal from Olive Oil Production: Anaerobic Digestion and Conventional Disposal on Soil. *J. Environ. Manag.* **2019**, *237*, 94–102. [[CrossRef](#)]
17. Sappa, G.; Iacurto, S.; Ponzi, A.; Tatti, F.; Torretta, V.; Viotti, P. The LCA Methodology for Ceramic Tiles Production by Addition of MSWI BA. *Resources* **2019**, *8*, 93. [[CrossRef](#)]
18. Viotti, P.; Tatti, F.; Bongiolami, S.; Romano, R.; Mancini, G.; Serini, F.; Azizi, M.; Croce, L.; Pubblica Sabina Sp, A. Life Cycle Assessment Methodology Applied to a Wastewater Treatment Plant. *Water* **2024**, *16*, 1177. [[CrossRef](#)]
19. Trunzo, G.; Moretti, L.; D'Andrea, A. Life Cycle Analysis of Road Construction and Use. *Sustainability* **2019**, *11*, 377. [[CrossRef](#)]
20. Mroueh, U.; Eskola, P.; Laine-ylijoki, J.; Juvankoski, E.M.M.; Wellman, K.; Ruotoistenmäki, A. *Life Cycle Assessment of Road Construction-Finnra Reports 17/2000*; Finnish National Road Administration Finnra: Helsinki, Finland, 2000; ISBN 9517266332.
21. Jullien, A.; Dauvergne, M.; Cerezo, V. Environmental Assessment of Road Construction and Maintenance Policies Using LCA. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2014**, *29*, 56–65. [[CrossRef](#)]
22. Abedin Khan, Z.; Balunaini, U.; Costa, S. Environmental Feasibility and Implications in Using Recycled Construction and Demolition Waste Aggregates in Road Construction Based on Leaching and Life Cycle Assessment—A State-of-the-Art Review. *Clean. Mater.* **2024**, *12*, 100239. [[CrossRef](#)]
23. Tillman, A.M. Significance of Decision-Making for LCA Methodology. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2000**, *20*, 113–123. [[CrossRef](#)]
24. Schrijvers, D.L.; Loubet, P.; Sonnemann, G. Developing a Systematic Framework for Consistent Allocation in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2016**, *21*, 976–993. [[CrossRef](#)]
25. Bjørn, A.; Diamond, M.; Owsianiak, M.; Verzat, B.; Hauschild, M.Z. Strengthening the Link between Life Cycle Assessment and Indicators for Absolute Sustainability to Support Development within Planetary Boundaries. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, *49*, 6370–6371. [[CrossRef](#)]
26. Hou, Q.; Mao, G.; Zhao, L.; Du, H.; Zuo, J. Mapping the Scientific Research on Life Cycle Assessment: A Bibliometric Analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2015**, *20*, 541–555. [[CrossRef](#)]
27. Chen, H.; Yang, Y.; Yang, Y.; Jiang, W.; Zhou, J. A Bibliometric Investigation of Life Cycle Assessment Research in the Web of Science Databases. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2014**, *19*, 1674–1685. [[CrossRef](#)]
28. Balaguera, A.; Carvajal, G.I.; Albertí, J.; Fullana-i-Palmer, P. Life Cycle Assessment of Road Construction Alternative Materials: A Literature Review. *Resour. Conserv. Recycl.* **2018**, *132*, 37–48. [[CrossRef](#)]
29. Kucukvar, M.; Tatari, O. Ecologically Based Hybrid Life Cycle Analysis of Continuously Reinforced Concrete and Hot-Mix Asphalt Pavements. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2012**, *17*, 86–90. [[CrossRef](#)]
30. Yu, B.; Lu, Q.; Xu, J. An Improved Pavement Maintenance Optimization Methodology: Integrating LCA and LCCA. *Transp. Res. Part A Policy Pract.* **2013**, *55*, 1–11. [[CrossRef](#)]
31. Celauro, C.; Corriere, F.; Guerrieri, M.; Lo Casto, B. Environmentally Appraising Different Pavement and Construction Scenarios: A Comparative Analysis for a Typical Local Road. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2015**, *34*, 41–51. [[CrossRef](#)]
32. Ferreira, V.J.; Sáez-De-Guinoa Vilaplana, A.; García-Armingol, T.; Aranda-Usón, A.; Lausín-González, C.; López-Sabirón, A.M.; Ferreira, G. Evaluation of the Steel Slag Incorporation as Coarse Aggregate for Road Construction: Technical Requirements and Environmental Impact Assessment. *J. Clean. Prod.* **2016**, *130*, 175–186. [[CrossRef](#)]
33. Ekvall, T.; Weidema, B.P. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2004**, *9*, 161–171. [[CrossRef](#)]
34. Blanco Perez, S.; Arcipowska, A.; Fiorese, G.; Maury, T.; Napolano, L. *Defining Low-Carbon Emissions Steel: A Comparative Analysis of International Initiatives and Standards*; JRC Publications: Brussels, Belgium, 2025; ISBN 978-92-68-26730-1.
35. Caputo, A. *Efficiency and Decarbonisation Indicators of the National Energy System and the Electricity Sector*; Italian Institute for Environmental Protection and Research: Rome, Italy, 2022; ISBN 978-88-448-1107-5. (In Italian)
36. Grosso, M.; Biganzoli, L.; Rigamonti, L. A Quantitative Estimate of Potential Aluminium Recovery from Incineration Bottom Ashes. *Resour. Conserv. Recycl.* **2011**, *55*, 1178–1184. [[CrossRef](#)]

37. Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale. *380/2022 Rapporto rifiuti urbani_Ed-2022_N-380_Agg-23_12_2022*; Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale: Rome, Italy, 2022; ISBN 9788844811457.
38. Zhang, T.; Zhao, Z. Optimal Use of MSWI Bottom Ash in Concrete. *Int. J. Concr. Struct. Mater.* **2014**, *8*, 173–182. [[CrossRef](#)]
39. Olsson, S.; Kärman, E.; Gustafsson, J.P. Environmental Systems Analysis of the Use of Bottom Ash from Incineration of Municipal Waste for Road Construction. *Resour. Conserv. Recycl.* **2006**, *48*, 26–40. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.