



UNIVERSITÀ DI SIENA 1240

Dipartimento di Scienze fisiche, della Terra e dell'ambiente

Dottorato in Scienze e tecnologie ambientali, geologiche e polari

XXXV Ciclo

Coordinatrice: Prof.ssa Letizia Marsili

Applicazione di metodologie e indicatori di sostenibilità ambientale per la valutazione di nuovi sistemi di produzione di energia da fonti rinnovabili

Settore scientifico disciplinare: CHIM/12

Candidata

Dott.ssa Morena Bruno

Dipartimento di Scienze fisiche, della Terra e dell'ambiente

Firma digitale della candidata

Tutore

Chiar.mo Prof. Federico M. Pulselli

Dipartimento di Scienze fisiche, della Terra e dell'ambiente

Anno accademico di conseguimento del titolo di Dottore di ricerca

2022/23

Università degli Studi di Siena
Dottorato in Scienze e tecnologie ambientali, geologiche e polari
XXXV° Ciclo

Data dell'esame finale

26 Giugno 2023

Commissione giudicatrice

Prof. Simone Bastianoni, Università di Siena

Dott. Daniele Cespi, Università di Bologna

Prof.ssa Serena Righi, Università di Bologna

Supplenti

Dott.ssa Chiara Paoli, Università di Genova

«It always seems impossible until it's done».

Nelson Mandela

INDICE

Abbreviazioni

Riassunto

Summary

Prologo	1
1. Introduzione	4
1.1. Forme e fonti energetiche.....	8
1.1.1. Energia rinnovabile dalla frazione organica dei rifiuti urbani.....	12
1.1.2. Energia rinnovabile da mari e oceani	15
2. Scopo della tesi	19
3. Materiali e metodi	21
3.1. Valorizzazione della FORSU mediante trattamento biologico	21
3.2. Energia da onde e vento mediante <i>Blue Energy</i>	26
3.2.1. <i>Wave Energy Converters (WECs)</i>	27
3.2.2. Turbine eoliche flottanti	31
3.3. Dimensione ambientale: Analisi del Ciclo di Vita (<i>Life Cycle Assessment - LCA</i>)	33
3.3.1. LCA del modello DECISIVE.....	37
3.3.2. LCA dei sistemi <i>WECs</i>	42
3.3.3. LCA dei modelli <i>raft-buoy</i> e <i>spar-buoy</i>	45
3.4. Dimensione economica: Analisi Costi Benefici (<i>Cost-Benefit Analysis - CBA</i>).....	46
3.4.1. Analisi finanziaria e analisi economica.....	48
3.4.2. ACB del modello DECISIVE.....	50
3.5. Dimensione sociale	54
3.5.1. <i>Ask Your Citizen on BE</i>	55
4. Risultati e discussioni	58
4.1. LCA del modello DECISIVE.....	58
4.2. ACB del modello DECISIVE	62
4.3. LCA dei sistemi <i>WECs</i>	65
4.4. LCA dei modelli <i>raft-buoy</i> e <i>spar-buoy</i>	73
4.5. Indagine sociale.....	77
5. Analisi di sensitività.....	81
5.1. ACB del modello DECISIVE	81
5.2. LCA dei sistemi <i>WECs</i>	82
5.3. LCA dei modelli <i>raft-buoy</i> e <i>spar-buoy</i>	85
6. Conclusioni	87
Appendice.....	95
Bibliografia.....	125

Abbreviazioni

ACB: Analisi Costi Benefici

BE: *Blue Energy*

BLUE DEAL: *Blue Energy Deployment Alliance*

CAPEX: *CAPital EXpenditures*

CE: Commissione Europea

CF: *Carbon Footprint*

CIE: *Carbon Intensity of Electricity*

DA: Digestione Anaerobica

DECISIVE: *DECentralized management Scheme for Innovative Valorization of urban biowaste*

EMR: Energia Marina Rinnovabile

FE: *Freshwater Eutrophication*

FER: Fonti di energia rinnovabile

FORSU: Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani

FRS: *Fossil Resource Scarcity*

GHGs: *Green House Gases*

GW: *Global Warming*

GWP: *Global Warming Potential*

HT: *Human Toxicity*

IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*

LCA: *Life Cycle Assessment*

LCOE: *Levelized cost of electricity*

MAP: *monoammonium phosphate* (fosfato monoammonico)

NGEU: *Next Generation EU*

Nimby: *Not In My Back Yard*

OPEX: *OPerational EXpenditure*

OWC: *Oscillating Water Column*

PB: Planetary Boundaries

S: Scenario

SSF: *Solid State Fermentation*

TA: *Terrestrial Acidification*

TIR: Tasso Interno di Rendimento

TIRE: Tasso Interno di Rendimento economico

TIRF: Tasso Interno di Rendimento finanziario

UE: Unione Europea

VAN: Valore Attuale Netto

VANE: Valore Attuale Netto economico

VANF: Valore Attuale Netto finanziario

WEC: *Wave Energy Converter*

ww: *wet weight*

Riassunto

L'attività di ricerca presentata in questa tesi riguarda l'individuazione e lo studio di strumenti e metodologie di valutazione delle performance ambientali ed economiche di sistemi produttivi e, in ultima analisi, della loro sostenibilità, da applicare a sistemi per la generazione di energia elettrica da fonti rinnovabili.

In particolare, sono stati sviluppati due focus che hanno riguardato:

- La produzione di energia tramite trattamento della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU);
- La produzione di energia da mari e oceani.

Nell'ambito del progetto Horizon 2020 DECISIVE (*DECentralized management Scheme for Innovative Valorization of urban biowaste*) è stata valutata l'implementazione di un nuovo sistema di gestione e trattamento decentralizzato della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU), su piccola scala, presso il comune di San Dorligo della Valle – Dolina (Friuli-Venezia Giulia, Italia). Il modello DECISIVE prevede l'integrazione di due unità: un digestore anaerobico (DA) per la produzione di biogas e un sistema di fermentazione allo stato solido (*solid state fermentation – SSF*) per la produzione di biopesticidi di alta qualità, a partire dal digestato grezzo. Sono stati modellati tre scenari (S0, S1 e S2), di cui due (S1 e S2) hanno valutato l'impatto di diverse pratiche di post-trattamento del digestato grezzo sulle prestazioni ambientali ed economiche del sistema e all'interno del sito analizzato.

La metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA) è stata adottata per analizzare la dimensione ambientale del sistema pilota, il quale ha mostrato solide prestazioni, soprattutto per S1 e S2, nelle cinque categorie di impatto sulle quali si è concentrata l'analisi (*Global Warming - GW*, *Terrestrial Acidification - TA*, *Freshwater Eutrophication - FE*, *Fossil Resource Scarcity – FRS* e *Human Toxicity - HT*). Per quanto riguarda il *Global Warming*, la produzione di energia attraverso la combustione del biogas e gli impatti evitati dalla produzione di pesticidi inorganici hanno contribuito all'ottenimento di impatti netti negativi. In S1 e S2, i risparmi netti in termini di emissioni di gas effetto serra sono risultati essere in linea con quelli di altri studi presenti in letteratura. Per quanto riguarda le categorie *Terrestrial Acidification* e *Freshwater Eutrophication*, anche in questo caso, in S2 i totali presentano valori negativi dovuti alle emissioni evitate date dalla sostituzione dei pesticidi inorganici. In tutti gli scenari, inoltre, l'impatto evitato dato rispettivamente dalla produzione convenzionale di calore ed elettricità, è evidenziato dai valori netti negativi della categoria di impatto *Fossil Resource Scarcity*. Tale risultato è da attribuire ai vantaggi

derivanti dal processo di cogenerazione di calore ed elettricità. Infine, la categoria *Human Toxicity* ha evidenziato un progressivo miglioramento delle prestazioni con l'evolversi degli scenari.

Il modello DECISIVE è stato analizzato anche relativamente alla dimensione economica, tramite l'Analisi Costi Benefici (ACB). Per valutare la redditività del progetto nel suo complesso è stata condotta l'analisi finanziaria e, successivamente, quella economica. Entrambe le analisi hanno previsto il calcolo degli indicatori di performance del progetto, ossia: il Valore Attuale Netto finanziario (VANF) ed economico (VANE) e il Tasso Interno di Rendimento finanziario (TIRF) ed economico (TIRE). L'Analisi Costi Benefici ha confermato un risultato precedentemente ottenuto in ambito LCA, per lo scenario S2. In particolare, l'analisi finanziaria ed economica hanno mostrato Valore Attuale Netto e Tasso Interno di Rendimento positivi per S2. Emerge, in tal caso, che non solo il progetto è finanziariamente conveniente, ma anche socialmente desiderabile. Tale risultato (in particolare per il Tasso Interno di Rendimento economico) deriva, per lo più, dai ricavi dati della produzione di biopesticida, che rappresentano il principale contributo ai benefici totali dello scenario. La redditività del progetto, invece, non è stata raggiunta per S0 e S1, che presentano Valore Attuale Netto finanziario negativo. Ciò suggerisce che, in entrambi gli scenari, l'investimento non è finanziariamente redditizio quando viene implementata solo l'unità di digestione anaerobica, anche dopo aver tenuto conto dei benefici ottenibili dalla sostituzione del fertilizzante minerale con il digestato solido (S1). Questo risultato è confermato anche dal Tasso Interno di Rendimento finanziario, che in entrambi gli scenari risulta essere inferiore al tasso di sconto applicato (6%; Asher, 2020). Anche per quanto riguarda l'analisi economica, S0 e S1 hanno presentato Valore Attuale Netto economico negativo. Lo stesso vale per il Tasso Interno di Rendimento economico. Ciò suggerisce che, ancora una volta, il progetto non è in grado di generare benefici sociali.

Dai risultati raggiunti emerge che se gli impianti di digestione anaerobica venissero implementati su piccola scala, rappresenterebbero un investimento favorevole per le comunità locali; in particolare se si considera la possibilità di sfruttare i benefici dati dal recupero dei nutrienti attraverso processi di post-trattamento completo del digestato grezzo (S2), oltre che dalla produzione di energia rinnovabile. La valorizzazione dei residui organici, inoltre, potrebbe essere supportata dall'introduzione di strumenti politici alternativi volti a incoraggiare l'implementazione di schemi di finanziamento a sostegno dei sistemi di produzione di energia da fonti rinnovabili su piccola scala.

Successivamente, la LCA è stata applicata per valutare i potenziali impatti ambientali derivanti dall'impiego delle *Blue Energy* (BE) capaci di catturare l'energia da moto ondoso e vento *offshore* nel bacino del Mediterraneo. Per i convertitori di energia da moto ondoso (*Wave Energy Converters*

- WECs), sono state selezionate tre tecnologie, ossia: un sistema a colonne d'acqua oscillanti *onshore* (*Oscillating Water Column – OWC*), un dispositivo composto da corpi oscillanti *onshore* (*oscillating floater*) e una boa *nearshore*. Per lo sfruttamento del potenziale eolico *offshore*, invece, l'attenzione si è concentrata su due modelli di turbine eoliche flottanti (*raft-buoy* e *spar-buoy*, entrambi aventi 6 MW di potenza installata).

Nello specifico, la LCA è stata utilizzata per tenere conto del potenziale impatto ambientale, in termini di *Carbon Footprint* (CF), di questi dispositivi *Blue Energy* lungo tutto il loro ciclo di vita, dalla fabbricazione delle componenti materiali alla dismissione e fine vita.

Dai risultati è emerso che la fase di fabbricazione dei componenti strutturali è quella che più incide in termini di *Carbon Footprint*. In particolare, nel caso dei sistemi *Wave Energy Converters*, tale fase ricopre il 52% delle emissioni totali, mentre per le turbine eoliche essa rappresenta il 75% per il modello *raft-buoy* e quasi il 70% per quello *spar-buoy*. La ragione di un tale risultato è da ricercare nella tipologia e nel tempo di vita dei materiali coinvolti: cemento, acciaio e poliuretano per i sistemi *Wave Energy Converters* e acciaio e fibra di vetro per i modelli *raft-buoy* e *spar-buoy*.

Per confrontare le prestazioni dei tre diversi *Wave Energy Converters* e dei due modelli di turbina, la *Carbon Intensity of Electricity* (CIE) è stata valutata considerando una gamma di tecnologie di produzione di elettricità, basata sui dati ad oggi disponibili in letteratura scientifica. Inoltre, nel caso delle turbine eoliche flottanti, è stato possibile utilizzare il dato di produttività potenziale di tre siti differenti del Mediterraneo (Creta – Grecia; Spalato – Croazia e Larnaca - Cipro). Questi dati primari derivano dai *Transferring Lab* organizzati e svolti durante le attività del progetto BLUE DEAL.

Sulla base di quanto disponibile in letteratura, è emerso che i *Wave Energy Converters* possono essere soluzioni promettenti per catturare l'energia del moto ondoso, mostrando valori più bassi di *Carbon Intensity of Electricity* rispetto alle fonti energetiche fossili. Tuttavia, sono necessari miglioramenti tecnologici per aumentarne l'efficienza e raggiungere le prestazioni di altre fonti energetiche rinnovabili. Lo stesso vale per i modelli *raft-buoy* e *spar-buoy*, poiché i risultati hanno mostrato che la *Carbon Intensity of Electricity* di una singola turbina eolica flottante è in linea con i valori di altri studi riportati in letteratura e con quelli relativi ad altri sistemi per la produzione di elettricità da fonti rinnovabili (come l'eolico *onshore* e fotovoltaico a terra).

Nell'ambito del progetto BLUE DEAL e a completamento dell'analisi precedentemente descritta, in collaborazione con il Dipartimento di Economia e Statistica, è stata condotta un'indagine statistica volta a rilevare la percezione e l'atteggiamento nei confronti della possibile implementazione di tecnologie BE (tra cui quelle oggetto di studio della LCA) in 12 differenti località del bacino del Mediterraneo (Croazia, Grecia, Albania, Malta, Cipro, Spagna, Italia, Slovenia).

I risultati dell'indagine hanno evidenziato che la maggior parte degli intervistati è consapevole delle questioni legate al cambiamento climatico e ritiene che sia necessario adottare misure adeguate a mitigarlo. Tuttavia, solo una piccola percentuale degli intervistati conosce le *Blue Energy*, il che evidenzia la necessità di compiere maggiori sforzi in attività di ricerca e sviluppo per arrivare ad applicare tali tecnologie a scala commerciale. Provando a ipotizzarne l'installazione presso le comunità coinvolte dall'indagine, è emerso che tutte le tecnologie presentate nel questionario hanno trovato un forte sostegno, in particolare, l'impianto *Oscillating Water Column* che è stato considerato come il meno invasivo. Per quanto riguarda, invece, i potenziali impatti dati dall'implementazione di tali tecnologie, la maggiore parte degli intervistati ha evidenziato preoccupazione per gli effetti su fauna e flora. Mentre, relativamente ai vantaggi dati dall'implementazione di tali dispositivi nelle aree oggetto di studio, nel complesso i rispondenti ripongono fiducia nella creazione di nuovi posti di lavoro, nel raggiungimento dell'indipendenza energetica e nell'attenuazione del cambiamento climatico.

L'approccio scientifico, alla base dell'analisi, è servito a valutare la dimensione sociale della sostenibilità, dimostrando l'importanza di coinvolgere *stakeholder*, autorità locali e cittadini nei processi di pianificazione energetica partecipativa, sin dalle prime fasi. Nel percorso di transizione energetica, infatti, la dimensione sociale è un aspetto imprescindibile e cruciale da considerare per la progettazione di piani e politiche di sviluppo sostenibile.

In conclusione, questa ricerca ha messo in luce come l'applicazione di due differenti metodologie (LCA e Analisi Costi Benefici) e indicatori di sostenibilità ambientale, insieme a strumenti di analisi sociale, consenta di condurre una valutazione capace di dare indicazioni per una sostenibilità reale e duratura. L'integrazione di informazioni socio-ambientali con quelle finanziarie, sfruttando la complementarità delle metodologie, infatti, ha fornito una visione globale dell'impatto potenziale dei sistemi e processi studiati.

Summary

The research activity presented in this thesis concerns the identification and study of tools and methodologies for evaluating the environmental and economic performance of production systems and, ultimately, their sustainability, to be applied to systems for generating electricity from renewable sources.

In particular, two focuses were developed on:

- The production of energy by treating the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW);
- Energy production from seas and oceans.

Within the framework of the Horizon 2020 DECISIVE (DECentralized management Scheme for Innovative Valorization of urban biowaste) project, the implementation of a new, small-scale, decentralized organic fraction of municipal solid waste management and treatment system was evaluated in the municipality of San Dorligo della Valle - Dolina (Friuli-Venezia Giulia, Italy). The DECISIVE model involves the integration of two units: an anaerobic digester (AD) for biogas production and a solid state fermentation (SSF) system for the production of high-quality biopesticides from raw digestate. Three scenarios (S0, S1 and S2) were modelled, two of which (S1 and S2) evaluated the impact of different post-treatment practices of raw digestate on the environmental and economic performance of the system and within the analysed site.

The Life Cycle Assessment (LCA) methodology was adopted to analyse the environmental dimension of the pilot system, which showed solid performance, especially for S1 and S2, in the five impact categories on which the analysis focused (Global Warming - GW, Terrestrial Acidification - TA, Freshwater Eutrophication - FE, Fossil Resource Scarcity - FRS and Human Toxicity - HT). For Global Warming, energy production through biogas combustion and avoided impacts from the production of inorganic pesticides contributed to negative net impacts. In S1 and S2, the net savings in greenhouse gas emissions were found to be in line with those of other studies in the literature. Regarding the Terrestrial Acidification and Freshwater Eutrophication categories, again, in S2 the totals presented negative values due to avoided emissions given by the substitution of inorganic pesticides. Moreover, in all scenarios, the avoided impact given by conventional heat and electricity production, respectively, is evidenced by the negative net values of the Fossil Resource Scarcity impact category. This result can be attributed to the benefits from the combined heat and power process. Finally, the Human Toxicity category showed a progressive improvement in performance as the scenarios evolved.

The DECISIVE model was also analysed with respect to the economic dimension, through Cost Benefit Analysis (CBA). To assess the profitability of the project as a whole, the financial analysis was conducted, followed by the economic analysis. Both analyses involved the calculation of project performance indicators, namely: the financial Net Present Value (FNPV) and economic Net Present Value (ENPV) and the financial Internal Rate of Return (FIRR) and economic Internal Rate of Return (EIRR). The Cost Benefit Analysis confirmed a result previously obtained in LCA, for the S2 scenario. Specifically, the financial and economic analysis showed positive Net Present Value and Internal Rate of Return for S2. It emerges, in this case, that not only is the project financially viable, but also socially desirable. This result (particularly for Internal Rate of Return) comes, for the most part, from the given revenues from biopesticide production, which are the main contributor to the total benefits of the scenario. Project profitability, on the other hand, was not achieved for S0 and S1, which have negative financial Net Present Values. This suggests that, in both scenarios, the investment is not financially viable when only the anaerobic digestion unit is implemented, even after taking into account the benefits obtainable from replacing mineral fertilizer with solid digestate (S1). This result is also confirmed by the financial Internal Rate of Return, which is lower than the applied discount rate (6%; Asher, 2020) in both scenarios. In terms of the economic analysis, S0 and S1 also presented negative economic Net Present Value. The same is true for the economic Internal Rate of Return. This suggests that, once again, the project is unable to generate social benefits.

The results suggest that if anaerobic digestion plants were implemented on a small scale, they would represent a favourable investment for local communities; particularly when considering the possibility of harnessing the benefits given by nutrient recovery through full post-treatment processes of raw digestate (S2), as well as renewable energy production. Moreover, the valorisation of organic residues could be supported by the introduction of alternative policy instruments aimed at encouraging the implementation of financing schemes to support small-scale renewable energy production systems.

Next, LCA was applied to assess the potential environmental impacts of using Blue Energy (BE) capable of capturing wave and offshore wind energy in the Mediterranean basin. For Wave Energy Converters (WECs), three technologies were selected, namely: an onshore Oscillating Water Column (OWC) system, a device composed of onshore oscillating bodies (oscillating floaters), and a nearshore buoy. For the exploitation of offshore wind potential, on the other hand, the focus was on two floating wind turbine models (raft-buoy and spar-buoy, both having 6 MW installed capacity).

Specifically, LCA was used to account for the potential environmental impact, in terms of Carbon Footprint (CF), of these Blue Energy devices throughout their lifecycle, from manufacturing of material components to decommissioning and end of life.

The results showed that the manufacturing phase of the structural components has the greatest impact in terms of Carbon Footprint. Specifically, in the case of Wave Energy Converters systems, this phase covers 52% of total emissions, while for wind turbines it accounts for 75% for the raft-buoy model and nearly 70% for the spar-buoy model. The reason for such a result lies in the type and lifetime of the materials involved: concrete, steel and polyurethane for Wave Energy Converters systems and steel and fiberglass for raft-buoy and spar-buoy models.

To compare the performance of the three different WECs and the two turbine models, the Carbon Intensity of Electricity (CIE) was evaluated by considering a range of electricity generation technologies, based on data to date available in the scientific literature. In addition, in the case of floating wind turbines, it was possible to use the potential productivity data from three different sites in the Mediterranean (Crete - Greece; Split - Croatia; and Larnaca - Cyprus). These primary data derived from the Transferring Labs organized and carried out during the BLUE DEAL project activities.

Based on what is available in the literature, it was found that Wave Energy Converters can be promising solutions to capture wave energy, showing lower Carbon Intensity of Electricity values than fossil energy sources. However, technological improvements are needed to increase their efficiency and reach the performance of other renewable energy sources. The same is true for raft-buoy and spar-buoy models, as the results showed that the Carbon Intensity of Electricity of a single floating wind turbine is in line with values in other studies reported in the literature and with those for other renewable electricity generation systems (such as onshore wind and onshore photovoltaics).

As part of the BLUE DEAL project and as a complement to the previously described analysis, in collaboration with the Department of Economics and Statistics, a statistical survey was conducted to detect perceptions and attitudes towards the possible implementation of Blue Energy technologies (including those under study in the LCA) in 12 different locations in the Mediterranean basin (Croatia, Greece, Albania, Malta, Cyprus, Spain, Italy, Slovenia). The scientific approach, underlying the analysis, served to assess the social dimension of sustainability.

The survey results have shown that the majority of respondents are aware of climate change issues and believe that appropriate measures need to be taken to mitigate them. However, only a small percentage of respondents are aware of Blue Energy, highlighting the need for further research and development to apply these technologies on a commercial scale. In terms of hypotheses for their

installation in the communities surveyed, all the technologies presented in the questionnaire received strong support, particularly the Oscillating Water Column system, which was seen as the least invasive. On the other hand, in terms of the potential impacts of implementing these technologies, most respondents were concerned about the impact on fauna and flora. Finally, respondents were generally positive about the benefits of implementing such devices in the study areas in terms of creating new jobs, achieving energy independence and mitigating climate change.

The scientific approach underpinning the analysis was used to assess the social dimension of sustainability, demonstrating the importance of involving stakeholders, local authorities and citizens at an early stage in participatory energy planning processes. Indeed, in the energy transition process, the social dimension is an essential and crucial aspect to be taken into account when designing sustainable development plans and policies.

In conclusion, this research has shown how the use of two different methodologies (LCA and Cost-Benefit Analysis) and environmental sustainability indicators, together with social analysis tools, makes it possible to carry out an assessment capable of providing indications of real and lasting sustainability. Indeed, the integration of socio-environmental information with financial information, exploiting the complementarity of the methodologies, provided a global vision of the potential impact of the systems and processes studied.

Prologo

La sostenibilità è un concetto non misurabile perché non è un fenomeno fisico di per sé. Termodinamicamente parlando, è un problema estensivo, in quanto dipende dalla dimensione dei sistemi considerati, dalla disponibilità totale e limitata di risorse e dalla capacità di un sistema finito di accettare rifiuti e contaminanti (Pulselli et al., 2011). Il pianeta Terra è un chiaro esempio di sistema fisicamente finito, unico e complesso, che presenta vincoli biofisici che impongono dei limiti agli usi e alle trasformazioni energetiche.

Per tale ragione, parlare di “crescita sostenibile” per descrivere un sistema basato su risorse limitate ed esauribili, è concettualmente sbagliato e forviante. Parlare di “sviluppo sostenibile”, invece, significa promuovere un *modus operandi* volto al miglioramento qualitativo, alla riduzione o esclusione degli sprechi e all’impiego di risorse naturali che si rinnovano nel tempo, mediante sistemi avanzati e tecnologie innovative. Un modello di sviluppo di questo tipo, quindi, è duraturo nel tempo e garantisce alle generazioni future di godere del diritto delle risorse della Terra.

Come definito dal Rapporto Brundtland, “*Our Common Future*”, lo sviluppo è sostenibile quando va incontro ai bisogni delle generazioni presenti senza pregiudicare la possibilità delle generazioni future di soddisfare i propri (UN-WCED, 1987). Per garantire pari opportunità di accesso alle risorse, però, citando Josè Barroso, ex Presidente della Commissione Europea (CE), «Non possiamo affrontare le sfide del futuro con gli strumenti del passato» (CE, 2007).

La sfida più importante che, ad oggi, l’essere umano è chiamato a fronteggiare, riguarda la lotta ai cambiamenti climatici e agli effetti da essi prodotti. Una minaccia globale, caratterizzata da eventi climatici sempre più frequenti e di estrema intensità, che può essere affrontata solo con una risposta globale. Scienza e modelli analitici dimostrano inequivocabilmente come i cambiamenti climatici siano in corso ed è assolutamente necessario intervenire il prima possibile per mitigare i fenomeni ad essi connessi ed impedire il loro peggioramento (Italia Domani, 2022). Le misurazioni strumentali, la frequenza e la violenza degli eventi climatici osservati, i cambiamenti nei comportamenti, nelle abitudini migratorie e riproduttive di molte specie animali e vegetali lasciano poco spazio a interpretazioni: la crisi climatica è ormai un dato di fatto (WWF Italia, 2022).

Le variazioni a lungo termine delle temperature e dei modelli meteorologici, in atto ormai dal 1800, sono dovute principalmente alle attività umane. La comunità scientifica è ormai unanime nell’indicare tali attività quali responsabili della crisi climatica, in particolare dell’aumento dei gas ad effetto serra (da qui in avanti espresso con “GHGs”, acronimo per *Greenhouse Gases*) immessi nell’atmosfera. La concentrazione di GHGs ha raggiunto livelli record: l’anidride carbonica (CO₂) è aumentata del 147%, il metano (CH₄) del 259% e il protossido di azoto (N₂O) del 123% rispetto ai

livelli preindustriali (WWF Italia, 2022). In particolare, la CO₂ in atmosfera viene attualmente stimata, in media, in 413 parti per milione, una concentrazione che non si registrava da almeno 650 mila anni, ma probabilmente da molto prima (WWF Italia, 2022). Ne segue che la Terra oggi è più calda di circa 1,1°C rispetto alla fine del 1800 e l'ultimo decennio (2011-2020) è stato il più caldo mai registrato (UN, 2022). Il bacino del Mediterraneo, ad esempio, è uno dei luoghi più esposti ai cambiamenti climatici; qui le temperature stanno aumentando del 20% più velocemente rispetto alla media globale (MedECC, 2020). Le zone costiere, in particolare, sono quelle più esposte a fenomeni di inondazioni ed erosione, e alla salinizzazione dei delta dei fiumi e delle falde acquifere che sostengono la sicurezza alimentare e i mezzi di sussistenza (UNEP/MAP, 2022).

L'aumento delle temperature, però, è solo la punta dell'iceberg, in quanto il Sistema Terra è basato su interazioni e retroazioni tra le parti, per cui i cambiamenti in un' area possono influenzare le condizioni di tutte le altre, rinforzandone l'andamento. Le conseguenze dei cambiamenti climatici, quali siccità, ondate di calore, piogge intense, alluvioni, frane, incendi e perdita della biodiversità, sono un chiaro segnale di come il pianeta si stia avvicinando sempre più ai limiti della sua sostenibilità (CORDIS, 2014). È giunto il momento di invertire la rotta.

Come emerge dal Sesto Rapporto di Valutazione redatto dal Comitato Intergovernativo sui Cambiamenti Climatici (*Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC, 2022*), solo attraverso azioni di mitigazione progettate e condotte nel rispetto dei principi dello sviluppo sostenibile, sarà possibile contrastare quei meccanismi di retroazione capaci di rinforzare gli effetti prodotti dai cambiamenti climatici (*feedback positivi*).

In questa cornice si inserisce il *Green Deal* europeo: la risposta dell'Unione Europea (UE) alla crisi climatica in corso. Si tratta di un nuovo strumento adottato dalla CE per trasformare le politiche dell'Unione in materia di clima, energia, trasporti e fiscalità in modo da ridurre le emissioni nette di GHGs di almeno il 55% entro il 2030 rispetto ai livelli del 1990 (CE, 2022a). Questa nuova strategia, inoltre, sancisce l'impegno dell'Europa al raggiungimento del traguardo della neutralità climatica entro il 2050. Ciò significa ottenere emissioni nette di GHGs pari a zero per i Paesi dell'UE nel loro complesso.

Ridurre le emissioni in tutti i settori (industria, energia, trasporti e agricoltura), investire in tecnologie verdi e proteggere gli ecosistemi sono azioni cardine per raggiungere il traguardo della neutralità climatica. A tal fine, l'UE ha lanciato a luglio 2020 il programma *Next Generation EU* (NGEU) che per rilanciare la crescita, gli investimenti e le riforme, mette in campo una quantità di risorse pari a 750 miliardi di euro, dei quali oltre la metà, 390 miliardi, è costituita da sovvenzioni. L'Italia, in particolare, è la prima beneficiaria, in valore assoluto, dei due principali strumenti di

sostegno agli Stati membri del NGEU, ossia: il Dispositivo per la Ripresa e Resilienza (RRF) e il Pacchetto di Assistenza alla Ripresa per la Coesione e i Territori d'Europa (REACT-EU). Il solo RRF garantisce risorse per 191,5 miliardi di euro, da impiegare nel periodo 2021-2026 in sei grandi aree di intervento (dette pilastri): Transizione verde, Trasformazione digitale, Crescita intelligente, sostenibile e inclusiva, Coesione sociale e territoriale, Salute e resilienza economica, sociale e istituzionale, Politiche per le nuove generazioni, l'infanzia e i giovani. Il dispositivo RRF richiede agli Stati membri di presentare un pacchetto di investimenti e riforme, che nel caso dell'Italia è il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), articolato in sei Missioni e 16 Componenti (Italia Domani, 2022). In particolare, la Missione 2 (Rivoluzione Verde e Transizione ecologica) consiste di 4 Componenti di cui la seconda (C2 - Energia rinnovabile, idrogeno, rete e mobilità sostenibile) prevede interventi volti a incrementare la quota di energia prodotta da fonti rinnovabili, in linea con gli obiettivi europei e nazionali di decarbonizzazione. Di pari passo vi è anche l'obiettivo di potenziare e digitalizzare le infrastrutture di rete per accogliere l'aumento di produzione da fonti rinnovabili e aumentarne la resilienza a fenomeni climatici estremi (Italia Domani, 2022).

Alla luce di quanto detto, per raggiungere gli obiettivi climatici prefissati, sia a livello nazionale che internazionale, è necessario dotarsi di strumenti, metodologie ed indicatori, validi ed efficaci nel quantificare le soluzioni proposte e la loro sostenibilità. Come sottolineato da Hoogmartens et al. (2014), dal momento che la sostenibilità acquista importanza per il processo decisionale nelle politiche e nei cicli economici, cresce l'interesse per gli strumenti di valutazione della sostenibilità stessa. A tal proposito, un obiettivo importante per la valutazione della sostenibilità è quello di includere i suoi tre pilastri, ossia ambiente, economia e società. Per fare ciò, è necessario dotarsi di opportuni strumenti, poiché come chiaramente evidenziato da Joseph Stiglitz, premio Nobel per l'economia, «Ciò che misuriamo influenza ciò che facciamo; se abbiamo le misure sbagliate, facciamo le cose sbagliate» (Stiglitz, 2009).

1. Introduzione

«A me m'ha sempre colpito questa faccenda dei quadri. Stanno su per anni, poi senza che accada nulla, ma nulla dico, fran, giù, cadono» (Baricco, 1994). Come i quadri di Baricco che a un certo punto «fran, giù, cadono », così il nostro Sistema Terra, a un certo punto, potrebbe essere spinto in un nuovo stato, non più resiliente e accomodante, ma perturbato e destabilizzato. In questo caso, però, una spiegazione c'è: il superamento dei confini planetari (*Planetary Boundaries - PB*).

Il framework dei PB definisce uno spazio operativo entro il quale l'umanità può operare in sicurezza e basato sui processi biofisici intrinseci che regolano la stabilità del pianeta (Steffen et al., 2015). Superare tali confini significa destabilizzare lo stato del Sistema Terra in cui le società moderne si sono evolute. I nove PB identificati da Steffen e collaboratori riguardano: i cicli biogeochimici globali di azoto, fosforo, carbonio e acqua; i principali sistemi di circolazione fisica del pianeta (il clima, la stratosfera, i sistemi oceanici); le caratteristiche biofisiche della Terra che contribuiscono alla resilienza di fondo della sua capacità di autoregolazione (biodiversità marina e terrestre, sistemi terrestri); e due caratteristiche critiche associate al cambiamento globale antropogenico (carico di aerosol e inquinamento chimico) (Rockström et al., 2009).

Come sottolineato da Steffen et al. (2015), il framework dei PB può dare un prezioso contributo ai decisori politici nel tracciare percorsi desiderabili per lo sviluppo sociale. In particolare, i cambiamenti climatici e l'integrità della biodiversità sono due limiti fondamentali, ognuno dei quali ha il potenziale per portare il Sistema Terra in un nuovo stato, se dovesse essere sostanzialmente e persistentemente trasgredito. Ecco perché, limitare l'aumento della temperatura globale a non più di 1,5 gradi Celsius (°C), rispetto ai livelli preindustriali, consentirebbe di evitare i peggiori risvolti climatici (UN, 2022). Viceversa, superando la soglia di 1,5 - 2°C le conseguenze dei cambiamenti climatici eserciterebbero ulteriori pressioni su sistemi già stressati e su economie e società vulnerabili.

L'obiettivo a lungo termine di mantenere l'aumento della temperatura media globale ben al di sotto di 2°C in più rispetto ai livelli preindustriali, è stato sancito dall'Accordo di Parigi, in occasione della ventunesima Conferenza delle Parti (*Conference of Parties - COP 21*), tenutasi proprio a Parigi il 12 dicembre 2015. Si tratta di un trattato internazionale giuridicamente vincolante sui cambiamenti climatici, adottato da 196 Paesi nell'ambito della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (*United Nations Framework Convention on Climate Change - UNFCCC*). Le caratteristiche dell'Accordo riguardano (CE - CUE, 2022a):

- Un obiettivo a lungo termine: mantenere la temperatura media globale entro i 2°C rispetto al livello preindustriale;

- Contributi: presentazione dei piani d'azione nazionali globali in materia di clima da parte dei Paesi, prima e durante la conferenza di Parigi;
- Ambizione: i Paesi aderenti si impegnano a raggiungere gli obiettivi dichiarati, sottoponendoli a valutazione ogni 5 anni;
- Trasparenza: comunicazione da parte dei Paesi (l'un l'altro e al pubblico) dei risultati raggiunti nell'attuazione dei rispettivi obiettivi al fine di garantire trasparenza e controllo;
- Solidarietà: le nazioni sviluppate mettono a disposizione tecnologie e risorse finanziarie per permettere ai Paesi in via di sviluppo di limitare le emissioni.

L'Accordo è entrato in vigore il 4 novembre 2016, in seguito all'adempimento della condizione della ratifica da parte di almeno 55 paesi che rappresentano almeno il 55% delle emissioni globali di GHGs, tra cui tutti i paesi dell'UE (CE - CUE, 2022a). Per garantire la sua piena attuazione, però, è necessaria una trasformazione economica e sociale, basata sulle migliori conoscenze scientifiche a disposizione (UNCC, 2022). Non per niente, l'allora Segretario delle Nazioni Unite, Ban Ki-moon, definì l'Accordo di Parigi come l'impresa diplomatica forse più difficile della storia (Balzani, 2016).

Prima della Conferenza di Parigi, un importante passo nell'ambito della sostenibilità, intesa in tutte le sue componenti (ambientale, sociale ed economica), è stata l'adozione dell'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile: un programma d'azione per le persone, il pianeta e la prosperità. Sottoscritta nel settembre 2015 dai governi dei 193 Paesi membri dell'Organizzazione delle Nazioni Unite (ONU), essa prevede 17 Obiettivi per lo Sviluppo Sostenibile (*Sustainable Development Goals*, SDGs). Questo programma d'azione comprende, inoltre, 169 'target' o traguardi che insieme ai sopracitati Obiettivi, i Paesi si sono impegnati a raggiungere entro il 2030. I 17 SDGs sono stati preceduti dagli Obiettivi di Sviluppo del Millennio (*Millennium Development Goals*), e rappresentano obiettivi comuni su un insieme di questioni importanti per lo sviluppo quali, ad esempio, la lotta alla povertà (*Goal 1*), l'eliminazione della fame (*Goal 2*), l'energia pulita e accessibile (*Goal 7*), il consumo e la produzione responsabili (*Goal 12*) e la lotta al cambiamento climatico (*Goal 13*). Parlare di 'Obiettivi comuni' significa che essi riguardano tutti i Paesi e tutti gli individui: nessuno ne è escluso, né deve essere lasciato indietro lungo il cammino necessario per portare il mondo sulla strada della sostenibilità (UN – Centro Regionale di Informazione delle Nazioni Unite, 2022a).

Come ha ricordato Papa Francesco nella lettera enciclica *Laudato Si'* «Il ritmo di consumo, di spreco e di alterazione dell'ambiente ha superato le possibilità del pianeta, in maniera tale che lo stile di vita attuale, essendo insostenibile, può sfociare solamente in catastrofi. [...] Il consumo di

combustibili fossili deve diminuire senza indugio, ma la politica e l'industria rispondono con lentezza, lontane dall'essere all'altezza della sfida» (Francesco, 2015).

Già l'attuale livello di riscaldamento globale (giunto a 1,1 °C), infatti, ci pone il forte rischio di oltrepassare cinque dei sedici punti di non ritorno (*tipping points*) identificati da Armstrong McKay et al. (2022), i quali contribuiscono in modo sostanziale al funzionamento del Sistema Terra e al benessere umano. Si tratta di soglie al di là delle quali non è più possibile tornare indietro. Al momento, i *tipping points* ai quali siamo più vicini sono: la scomparsa della calotta glaciale in Groenlandia e nell'Antartide occidentale, l'improvvisa fusione del permafrost nelle regioni boreali, l'estinzione dei coralli tropicali e subtropicali e, infine, il blocco del sistema di correnti a rotazione oraria dell'Atlantico settentrionale (noto come circuito nord-atlantico) (Armstrong McKay et al., 2022). L'unica soluzione per contrastare e impedire il superamento di queste soglie è la riduzione drastica e immediata delle emissioni di GHGs.

Le principali fonti di emissione di GHGs di origine antropica sono da ricercare nei processi di combustione dei carburanti fossili (carbone, petrolio e gas naturale), coinvolti nella generazione di energia elettrica, nei trasporti, nel settore civile e nell'industriale; in agricoltura e nei cambiamenti nelle destinazioni del suolo, come ad esempio la deforestazione; nei sistemi di gestione delle discariche e nell'uso di gas fluorurati di origine industriale (EEA, 2020). La produzione e l'utilizzo di energia, in particolare, rappresentano oltre il 75% delle emissioni di GHGs dell'UE (CE, 2022b), motivo più che valido per considerare la decarbonizzazione del sistema energetico dell'UE una scelta obbligata. La crisi energetica in atto, infatti, mette in discussione il modello di sviluppo tradizionale basato sul consumo a tutti i costi, che la grande disponibilità di energia a prezzi irrisori ha creato nei decenni passati e di cui oggi ha goduto solamente una minoranza della popolazione della Terra (Armaroli e Balzani, 2017).

Il legame tra produzione di energia, emissioni di GHGs e cambiamenti climatici, impone l'accelerazione verso la transizione energetica, in cui un ruolo di primo piano può essere svolto dalle energie rinnovabili (ASviS, 2021). Ciò riconosce, quindi, la necessità di sviluppare nuove tecnologie in grado di sfruttare queste fonti per produrre risorse utili. Tale percorso deve essere in grado di trasformare il settore energetico globale, attualmente basato sui combustibili fossili, in un modello di produzione a zero emissioni di carbonio.

Va in questa direzione la nuova legge UE sul clima, che trasforma l'impegno politico del *Green Deal* europeo per la neutralità climatica entro il 2050 in un obbligo vincolante. I tre assi sui quali si fonda tale strumento riguardano: l'approvvigionamento energetico sicuro e a prezzi accessibili; la creazione di un mercato energetico integrato, interconnesso e digitalizzato; la priorità all'efficienza energetica e lo sviluppo del settore energetico basato in larga misura su fonti rinnovabili (CE,

2022b). In particolare, secondo l'Agenzia internazionale per le energie rinnovabili (*International Renewable Energy Agency - IRENA*, 2022a), l'impiego di fonti rinnovabili insieme a misure di efficienza energetica consentirebbe di arrivare a coprire il 90% delle riduzioni di carbonio richieste entro il 2050.

Secondo l'Organizzazione Meteorologica Mondiale (*World Meteorological Organization - WMO*) (2022), per centrare tali obiettivi, nei prossimi otto anni, è necessario raddoppiare l'offerta di elettricità proveniente da fonti di energia a basse emissioni. Urge, quindi, effettuare una transizione verso forme di produzione sostenibili e ripensare totalmente il sistema di produzione di energia planetario, affinché si possa garantire un Ventunesimo secolo prospero (WMO, 2022).

Una transizione in questo senso è avvenuta quando, dopo l'inizio della guerra scatenata dalla Russia con l'invasione dell'Ucraina (24 febbraio 2022), Mosca ha iniziato a limitare la sua fornitura di gas. L'UE, che ne era fortemente dipendente (il 41% delle importazioni arrivava dalla Russia), ha registrato una crescita record dell'energia prodotta da fonti rinnovabili come eolico e solare. È stato stimato che, dall'inizio del conflitto, il risparmio in termini di metri cubi di gas fossile corrisponda a 8 miliardi, che tradotto in termini monetari è pari a 11 miliardi di euro. La capacità eolica e solare già esistente, quindi, ha permesso di evitare l'importazione di una considerevole quantità di gas a prezzi elevati, impedendo così «un'inflazione ancora più elevata e una crisi più profonda» (Capettini, 2022).

Lo scoppio di una guerra che mette in discussione le scelte politiche del passato, capaci di mettere freno all'ambizione in materia di energie rinnovabili ed efficienza energetica, non può essere il principale monito alla transizione energetica. Tanto meno le esistenti barriere non tecnologiche possono impedire una diffusione più capillare di nuovi sistemi per la produzione di energia, in particolare quella da fonti rinnovabili. La scarsa accettazione da parte del pubblico, la così detta sindrome *NIMBY* (*Not in my backyard* - «non nel mio giardino»), dovuta ad una mancanza di conoscenza e consapevolezza; la frammentazione tra i diversi soggetti interessati (ISAAC, 2018) e la propaganda politica ne sono un chiaro esempio. A tal proposito, come ricorda Legambiente (2022), l'Italia è il sesto più grande finanziatore di combustibili fossili al mondo, un esempio più che concreto di paese in cui i governi continuano a sostenere e sovvenzionare attività di estrazione delle residue e marginali riserve di petrolio e gas, ostacolando così lo sviluppo delle energie rinnovabili.

Per tale ragione, è necessario munirsi di adeguati strumenti di valutazione per dimostrare le potenzialità e i vantaggi dati dall'impiego delle fonti di energia rinnovabile (FER) nel percorso di transizione energetica. Un percorso di conversione epocale in cui non c'è qualcuno che vince e

qualcuno che perde, è una strategia *win-win* in cui si vince su tutti i fronti, ambientale economico e sociale (Armaroli e Balzani, 2017).

1.1. Forme e fonti energetiche

L'energia è un elemento centrale per quasi tutte le sfide e le opportunità che il mondo si trova oggi ad affrontare. Che sia per lavoro, sicurezza, cambiamento climatico, produzione alimentare o aumento dei redditi, l'accesso all'energia è essenziale (UN – Centro Regionale di Informazione delle Nazioni Unite, 2022b).

Tutte le forme di energia (termica, chimica, elettrica, elettromagnetica o luminosa, cinetica, gravitazionale e nucleare), nella loro diversità hanno una caratteristica comune: sono sempre espressione di un sistema capace di esercitare una forza, che può agire contro un'altra forza.

Spesso queste forme di energia possono convertirsi una nell'altra; per esempio, come vedremo, è possibile trasformare l'energia cinetica dell'acqua marina o del vento in energia elettrica o meccanica, attraverso l'azionamento una turbina.

Come indicato da Armaroli e Balzani (2017), le fonti di energia sono entità fisiche dalle quali è possibile ricavare una o più forme di energia, le quali possono essere:

- Risorse minerarie e vegetali come carbone, petrolio, gas e biomassa, in cui l'energia è immagazzinata nei legami chimici carbonio-carbonio e carbonio-idrogeno e per liberarla servono un innesco e un comburente (l'ossigeno);
- Manufatti come ad esempio una diga che blocca l'acqua di un fiume e, attraverso una serie di condotti e macchine, l'energia potenziale gravitazionale dell'acqua viene trasformata in energia cinetica, meccanica ed elettrica;
- Corpi celesti quali il Sole, che è una fonte di energia luminosa, o la Terra, che è una fonte di energia termica (dal sottosuolo) e gravitazionale.

Tali fonti energetiche, sono dette primarie poiché reperibili direttamente dalla natura; possono essere sfruttate come tali o trasformate in altre forme energetiche, dette secondarie, come i derivati del petrolio.

L'energia è massimamente utile quando è concentrata, trasportabile e immagazzinabile. Tutti questi requisiti si concretizzano perfettamente nell'uso dei combustibili fossili. Solo negli ultimi 20-30 anni, però, si è giunti alla consapevolezza delle numerose e gravi conseguenze legate all'uso incosciente di questa forma di capitale, destinata a esaurirsi. L'utilizzo dei combustibili fossili, infatti, è fonte di seri danni per la salute dell'uomo e per l'ambiente; inoltre, la sua localizzazione irregolare nelle varie zone del pianeta crea disuguaglianza economica, tensioni politiche e guerre (Armaroli e Balzani, 2017).

A tal proposito, l'ex Segretario Generale ONU Ban Ki-moon è stato promotore dell'iniziativa *Sustainable Energy for All*, volta ad assicurare l'accesso universale ai servizi energetici moderni, migliorare l'efficienza energetica e accrescere l'uso di risorse rinnovabili (UN – Centro Regionale di Informazione delle Nazioni Unite, 2022b).

Garantire entro il 2030 l'accesso a servizi energetici che siano convenienti, affidabili e moderni va di pari passo con l'aumento considerevole della quota di energia da fonti rinnovabili da mettere a disposizione per il consumo totale di energia. Questo si traduce inevitabilmente nella necessità di aumentare l'efficienza nell'uso delle fonti energetiche e migliorare quello che è il Livello di Maturità Tecnologica (*Technology Readiness Level - TRL*) dei dispositivi ad oggi esistenti.

Per avere un'idea di quello che è il consumo mondiale di energia primaria e come esso è ripartito tra le diverse fonti, nel 2021 domanda energetica è stata coperta per (BP, 2022; Alterivista, 2022):

- il 31% da petrolio;
- il 26,9% da carbone;
- il 24,4% da gas naturale;
- il 6,8% dall'idroelettrico;
- il 4,3% dal nucleare;
- il 2,9% dall'eolico;
- il 2,1% da bioenergia, geotermico e altro;
- l'1,6% dal solare.

È evidente come i combustibili fossili dominino il panorama energetico mondiale; mentre, per quanto riguarda l'Europa, lo scenario è il seguente (BP, 2022; Alterivista, 2022):

- il 35,5% da petrolio;
- il 23,8% da gas naturale;
- l'11,2% da carbone;
- l'11,0% da nucleare;
- il 6,1% da eolico;
- il 5,4% da idroelettrico;
- il 4,6% da solare;
- il 2,5% da bioenergie, geotermico e altro.

Anche in questo caso le fonti di energia tradizionale sono quelle predominanti, ma mentre a livello mondiale le nuove fonti rinnovabili, ad esclusione dell'idroelettrico, ammontano al 6,7% del consumo totale, nell'UE esse rappresentano il 13,2%.

In generale, a livello mondiale, il percorso verso la decarbonizzazione del settore energetico è ancora molto lungo, mentre nell'UE le FER rappresentano la gran parte degli incrementi di energia. D'altra parte secondo quanto pubblicato dall'*International Energy Agency (IEA)* nel rapporto *World Energy Outlook* (IEA, 2022), pare che l'era della crescita dei combustibili fossili potrebbe presto finire. Ipotizzando che i governi non raggiungano tutti gli obiettivi annunciati e analizzando, settore per settore, ciò che è stato messo in atto in termini di politiche e misure, emerge che la domanda globale di ciascuna fonte fossile raggiungerà un picco o un *plateau*. In particolare, per il carbone questo avverrà nei prossimi anni, mentre per il gas naturale entro la fine del decennio. La domanda di petrolio, invece, raggiungerà il suo picco a metà degli anni '30 prima di scendere (IEA, 2022).

Favorendo una sempre maggiore penetrazione delle fonti rinnovabili, capaci di garantire una fornitura abbondante di energia, è possibile ridurre le emissioni di GHGs e prospettare così nuove direzioni di sviluppo sostenibile. Nel novembre 2020, la CE ha pubblicato un documento dal titolo "Strategia dell'UE per sfruttare il potenziale delle energie rinnovabili *offshore* per un futuro climaticamente neutro" (CE, 2020a). Questa strategia pone le basi per sostituire i combustibili fossili con le energie rinnovabili *offshore*, creando così opportunità industriali e posti di lavoro verdi in tutto il continente (Betti et al., 2022).

Le risorse rinnovabili, infatti, sono una fonte di energia inesauribile in grado di ricaricarsi naturalmente, ma con un flusso limitato. Sono virtualmente inesauribili nella durata, ma limitate nella quantità di energia disponibile per unità di tempo. I principali tipi di fonti energetiche rinnovabili sono: l'idroelettrico, la geotermia, l'eolico e il solare (EIA, 2022). Diversamente dall'uso dei combustibili fossili, la produzione di energia da fonti rinnovabili produce quantità minime o addirittura nulle di GHGs (CE, 2022c).

Ad oggi, l'UE è leader a livello mondiale nel settore delle tecnologie per lo sfruttamento delle energie rinnovabili. Molti Stati membri, infatti, producono già buona parte della loro elettricità a partire dalle FER. Ottenere una percentuale maggiore di energia da queste fonti consentirebbe non solo di ridurre le emissioni, ma anche di spendere meno per le importazioni di carbone, petrolio e gas da paesi extraeuropei (CE, 2022c). Nel 2021, ad esempio, l'UE ha ricevuto il 27% del petrolio e il 45% del gas dalla Russia, la quale da sola ne possiede circa un quinto del totale (Lombardini, 2022).

Con l'invasione dell'Ucraina da parte del governo di Putin, proprio la dipendenza dell'UE dalle importazioni di matrici energetiche è balzata al centro delle preoccupazioni circa la sicurezza delle forniture di energia. Combustibili fossili quali gas e petrolio, inoltre, sono una materia prima fondamentale anche per l'industria chimica, dove ricoprono l'80% di tutta l'energia consumata

(CORDIS, 2016). Essi vengono impiegati in sistemi di produzione di materiali e sostanze di largo impiego, come materie plastiche, farmaci, coloranti, pesticidi e fertilizzanti.

Per tale ragione, l'Unione ha reagito su due fronti: da un lato, ha applicato una serie di sanzioni e dall'altro ha proposto il Piano *REPowerEU* per ridurre, tramite una serie di iniziative, la dipendenza energetica dalla Russia (Lombardini, 2022).

Il Piano si fonda su quattro pilastri: risparmio energetico; diversificazione delle importazioni di energia; sostituzione dei combustibili fossili e accelerazione della transizione europea all'energia pulita; combinazione di investimenti e riforme in modo intelligente (CE, 2022f).

Per quello che riguarda la promozione delle FER, in particolare, la Commissione propone di rivedere a rialzo l'obiettivo per il 2030 della Direttiva RED II (UE) 2018/2001, passando dal 40% al 45%. Ciò porterebbe la capacità complessiva di produzione di energia rinnovabile a 1.236 GW entro il 2030, a fronte dei 1.067 GW previsti nel pacchetto "Pronti per il 55%" ("*Fit for 55*") (CE, 2022f). Quest'ultimo prevede un insieme di proposte volte a rivedere e aggiornare le normative dell'UE e ad attuare nuove iniziative al fine di garantire che le politiche dell'Unione siano allineate con gli obiettivi climatici concordati dal Consiglio e dal Parlamento Europeo. In particolare, il pacchetto mira a (CE – CUE, 2022b):

- Garantire una transizione giusta e socialmente equa;
- Mantenere e rafforzare l'innovazione e la competitività dell'industria dell'UE assicurando parità di condizioni rispetto agli operatori economici dei paesi terzi;
- Sostenere la posizione leader dell'UE nella lotta globale contro i cambiamenti climatici.

Tra le normative proposte per il conseguimento dell'obiettivo climatico per il 2030, vi è quella di revisione della direttiva sulla promozione delle energie rinnovabili e dell'efficienza energetica. In quest'ultimo caso, il Consiglio ha concordato di ridurre il consumo di energia a livello dell'UE del 36% per il consumo finale di energia e del 39% per il consumo di energia primaria (CE – CUE, 2022c).

Per conseguire gli obiettivi climatici ed energetici dell'UE per il 2030, quelli del *Green Deal* europeo, e affrancare gradualmente l'Europa dalla dipendenza dalle importazioni di energia, è fondamentale che gli investimenti siano indirizzati verso progetti e attività sostenibili. È necessario, quindi, un linguaggio comune e una chiara definizione di ciò che è "sostenibile" (CE, 2018). A tale scopo, il "Piano d'azione per finanziare la crescita sostenibile" (COM, 2018) ha richiesto la creazione di un sistema di classificazione comune per le attività economiche sostenibili, detto "tassonomia UE". Tale sistema, unificato a livello dell'UE, fornirà alle imprese, agli investitori e ai responsabili politici un chiaro orientamento in merito a quali attività possono essere considerate

sostenibili, in quanto contribuiscono all'attenuazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici (CE, 2018). In questo modo, si punta a garantire la sicurezza per gli investitori, proteggere i privati dalle attività di *green washing* e aiutare le aziende a diventare più rispettose del clima, mitigare la frammentazione del mercato e contribuire a spostare gli investimenti dove essi sono più necessari (CE, 2022d).

1.1.1. Energia rinnovabile dalla frazione organica dei rifiuti urbani

La biomassa è una fonte di energia molto versatile, rinnovabile, a impatto neutro in termini di emissioni di CO₂. Essa diventa fonte di energia solo dopo essere stata alimento, foraggio o materiale da costruzione (ad esempio nel caso del legno). Produrre energia dalla biomassa, significa sfruttare fino in fondo le risorse e le materie prime di un territorio (UFE, 2022).

In genere, si distingue tra biomassa secca (legnosa) e biomassa umida (poco legnosa). Nella prima categoria rientrano il legname proveniente da boschi e da campi, i resti di legname e i rifiuti solidi organici provenienti da industria, artigianato ed economie domestiche. Alla seconda categoria appartengono, ad esempio, concimi di fattoria (liquami e letame), residui dei raccolti agricoli e rifiuti biogenici dell'industria alimentare, della gastronomia e delle economie domestiche (UFE, 2022). In entrambi i casi, i rifiuti organici domestici, in particolare, rappresentano una preziosa fonte di energia, e questo non dovrebbe stupire visto che sono frutto di una delle attività che richiede più risorse a livello globale: la filiera alimentare.

La crescita della popolazione e l'aumento dei tassi di urbanizzazione costringono le moderne economie industriali ad accelerare la loro dipendenza dai sistemi di produzione industrializzati per soddisfare una domanda alimentare crescente (Osei-Owusu et al., 2019). Inoltre, questi sistemi si basano su un apporto insostenibile di risorse non rinnovabili, come l'uso di fertilizzanti inorganici (minerali) e pesticidi chimici, che contribuiscono a compromettere l'ambiente e la salute umana (Sattari et al., 2016).

Se la perdita e lo spreco di cibo fossero un Paese, rappresenterebbero la terza fonte di emissione di GHGs (UNEP, 2021). Le stime, infatti, indicano che l'8-10% delle emissioni globali sono associate al cibo non consumato (UNEP, 2021). Da dati di letteratura, inoltre, emerge che le emissioni GHGs dovute alle perdite di cibo e ai rifiuti generati siano responsabili del 15-22% delle emissioni totali associate al ciclo di vita della *food supply-chain* (filiera alimentare) (Scherhauser et al., 2015, 2018). Molteplici, però, sono gli effetti dello spreco alimentare che oltre ad agire direttamente sui sistemi di gestione dei rifiuti, aggrava l'insicurezza alimentare, contribuendo in modo determinante al cambiamento climatico, alla perdita di biodiversità e all'inquinamento (UNEP, 2021).

All'interno dell'UE, i rifiuti organici costituiscono la componente principale dei rifiuti urbani, pari al 34%, di questi, circa il 60% è costituito dal rifiuto alimentare (*food waste*). Quasi 88 milioni di tonnellate di rifiuti alimentari (173 kg/persona) sono generati annualmente dai Paesi membri dell'Unione, con costi associati stimati a 143 miliardi di euro. L'UE spreca più cibo di quanto ne importa; è stato stimato, infatti, che nell'Unione vadano sprecati 153,5 milioni di tonnellate di cibo ogni anno (Feedback EU, 2022) a fronte di quasi 138 milioni di tonnellate di prodotti agricoli importati (anno di riferimento 2021). Il fatto che quantità sostanziali di cibo vengano prodotte, ma non consumate, quindi, ha impatti negativi sostanziali non solo a livello ambientale, ma anche sociale ed economico.

A tal proposito, tramite la *Waste Framework Directive* (Direttiva 2008/98/CE) l'UE ha stabilito una serie di misure volte a proteggere l'ambiente e la salute umana evitando o riducendo la produzione di rifiuti. In particolare, la Direttiva prevede il raggiungimento di precisi target nella preparazione per il riutilizzo e il riciclaggio dei rifiuti urbani entro il 2020, ai quali sono stati recentemente introdotti ulteriori obiettivi, da conseguirsi entro il 2025 (55%), 2030 (60%) e 2035 (65%) (Direttiva 2018/851/UE).

Il potenziale energetico derivante dal trattamento della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU), infatti, consentirebbe di ridurre gli effetti generali dell'uso delle risorse e migliorarne l'efficienza. Le stime attuali prospettano un aumento moderato, ma costante, dell'uso di biomassa (rifiuti di biomassa non riciclabili, residui agricoli e forestali), di qui al 2030, per produrre bioenergia in grado di contribuire al conseguimento degli obiettivi del Piano *REPowerEU* (CE, 2018). Quest'ultima evidenzia che il 60% delle energie rinnovabili nell'UE è rappresentato da bioenergia, una fonte stabile e disponibile, la cui sostenibilità è essenzialmente legata al suo approvvigionamento (CE, 2022f).

Nel caso specifico rappresentato dalla biomassa derivante dalla FORSU, ad oggi esistono diversi metodi per la sua gestione e trattamento, capaci di ridurre l'impiego di input esterni, promuovere l'uso circolare delle risorse e sostenere molteplici servizi ecosistemici (ad esempio, il ciclo dei nutrienti, la regolazione del clima) (FAO et al., 2021). Tra le diverse tecnologie in grado di trasformare i rifiuti e i residui alimentari in prodotti di valore aggiunto (Tian et al., 2021), la digestione anaerobica (DA) è uno dei sistemi più efficaci dal punto di vista dei costi (Ranieri et al., 2018). Si tratta di un processo di trattamento biologico che prevede la degradazione e stabilizzazione del materiale organico (animale o vegetale) in condizioni anaerobiche e a temperatura controllata, ad opera di un consorzio microbico. Oltre alla FORSU, le matrici che possono essere sottoposte a DA provengono da colture dedicate, sottoprodotti agricoli, reflui zootecnici o fognari (IES BIOGAS, 2022).

Tre fasi principali caratterizzano il processo di DA (l'idrolisi, l'acidogenesi e acetogenesi, la metanogenesi), le quali portano alla produzione di biogas, costituito principalmente da metano (CH₄) (50-80%) e anidride carbonica (CO₂), e digestato. A differenza del processo di compostaggio, la DA avviene in ambiente chiuso e le emissioni fuggitive di CH₄ sono pari all'1% (Edwards et al., 2017).

Il biogas prodotto può successivamente essere purificato mediante opportuni trattamenti chimico-fisici (*upgrading*), per ottenere biometano, un combustibile idoneo alla successiva fase di compressione e immissione nella rete del gas naturale (GSE, 2022). In Europa si prospetta che la produzione di biometano possa raggiungere fino a 35 miliardi di m³ entro il 2030 (CE, 2022f). Nel caso dell'Italia, secondo i principali attori della filiera, il biometano è una fonte energetica che può contribuire fino a circa il 15% della domanda di gas al 2030, e sostenere così la produzione di gas sul territorio nazionale (Pergolizzi, 2022).

Il digestato generato dalla lavorazione di matrici agricole, invece, trova generalmente impiego diretto in agricoltura come fertilizzante, e per tale motivo la DA è classificabile come sistema di riciclaggio. La produzione di digestato consente, quindi, di aumentare l'efficienza di riciclo dei nutrienti nel suolo, limitando i costi di produzione (D.L. 21, 2022) dovuti all'utilizzo di fertilizzanti inorganici. Se il digestato deriva dal trattamento della FORSU, invece, è considerato rifiuto fin tanto che non viene sottoposto a post-trattamento (es. compostaggio della frazione solida, trattamento e depurazione della frazione liquida). Un recente aggiornamento della Direttiva 2008/98/CE ha precisato che l'impiego del digestato come fonte per la produzione di fertilizzanti e ammendanti di alta qualità, è consentito solo se i rifiuti organici vengono raccolti separatamente o riciclati alla fonte. Ciò permette di mantenere bassi i livelli di impurità ed evitare fenomeni di contaminazione.

In generale, quando il digestato viene immesso sul mercato nazionale in qualità di fertilizzante organico o equiparato, deve rispettare requisiti e caratteristiche conformi al Decreto-legge 75/2010, compresi i limiti nel contenuto di contaminanti, come i metalli pesanti. Per ottenere questa autorizzazione, le procedure di campionamento e d'analisi devono essere condotte per conto dei produttori di digestato e in accordo con la normativa vigente (MIPAAF, 2010).

In un'ottica di economia circolare, quindi, la DA è in grado di attivare mercati economici efficienti e redditizi grazie alla produzione di energia (biogas) e l'approvvigionamento di materia organica nei suoli (digestato). In particolare, il Piano *REPowerEU* si propone di affrontare i principali ostacoli all'aumento della produzione e dell'uso di biogas e di facilitarne l'integrazione nel mercato interno del gas dell'UE. Tali ostacoli sono rappresentati dalle pressioni esercitate dalle *lobby* del fossile e da una serie di deficit impiantistici nel ciclo dei rifiuti. In Italia, ad esempio, le lunghe

tempistiche autorizzative per gli impianti e la pessima gestione della raccolta differenziata, compresa la FORSU, limitano le iniziative di valorizzazione energetica (Pergolizzi, 2022). A ciò va ad aggiungersi la resistenza da parte dei singoli individui, comunità e nazioni (sindrome *NIMBY*), che ostacolano l'iter progettuale.

1.1.2. Energia rinnovabile da mari e oceani

Tra i settori emergenti e innovativi, in materia di energia da fonti rinnovabili, vi è quello dell'Energia Marina Rinnovabile (EMR). Mari e oceani coprono il 70% della superficie del nostro pianeta, un pianeta blu, svolgendo un ruolo fondamentale nel sistema climatico. Essi, infatti, hanno la capacità di incamerare maggiori quantità di calore rispetto all'atmosfera, con un ridotto aumento di temperatura. Assorbendo il calore e le emissioni di combustibili fossili, gli oceani rallentano il riscaldamento globale e ne tamponano gli effetti dannosi; ma pagano un prezzo elevato in termini di aumento delle temperature, dell'acidità e della stratificazione, che a loro volta influenzano la distribuzione degli animali e il funzionamento dell'ecosistema (EMSO, 2022).

D'altro canto, mari e oceani possiedono il potenziale necessario per diventare fonti importanti di energia pulita. La disponibilità di energia offerta dai mari e dagli oceani, infatti, potrebbe teoricamente superare i 30.000 TWh·anno⁻¹ a livello globale (Liu et al., 2017). L'EMR, che comprende sia l'energia oceanica che quella eolica *offshore*, offrirebbe all'UE un'opportunità per dare impulso alla crescita economica e all'occupazione, migliorare la sicurezza del suo approvvigionamento energetico e stimolare la competitività grazie all'innovazione tecnologica (CE, 2014b). L'energia oceanica e quella eolica *offshore* possono svolgere un ruolo di rilievo per attuare azioni di mitigazione incisive e di lungo periodo dei cambiamenti climatici, favorendo la transizione verso un'economia competitiva a basse emissioni di carbonio (Appiott et al., 2014).

Come sottolineato da Armaroli e Balzani (2017), molte manifestazioni naturali di breve durata sono associate al rilascio di grandi quantità di energia. Ad oggi, le uniche risorse energetiche rinnovabili “non convenzionali” effettivamente utilizzabili sono proprio quelle associate all'energia cinetica dell'acqua marina in movimento, fenomeno spesso poco appariscente ma continuo. Il movimento dell'acqua può essere associato all'azione di forze gravitazionali (maree), alla generazione di perturbazioni superficiali per effetto dei venti (onde) e a differenze di temperatura o densità tra gli strati superficiali e quelli profondi degli oceani (correnti marine) (Armaroli e Balzani, 2017). L'energia oceanica deriva, quindi, per lo più da maree, onde, gradienti termici e di salinità, correnti marine e di marea. Le onde oceaniche, nello specifico, sono una forma concentrata di energia eolica, grazie alla maggiore densità dell'acqua rispetto a quella dell'aria. Esse sono in grado di

viaggiare su grandi distanze con una perdita di energia minima, a patto che si trovino in acque profonde (Pecher and Kofoed, 2017).

Le tecnologie in grado di convertire i potenziali cinetici e chimici o le proprietà termiche dell'acqua di mare vengono utilizzate per azionare sistemi di produzione di energia elettrica (Mohamed, 2021). In genere, questi dispositivi convertono l'energia cinetica di onde e/o correnti di marea, oppure sfruttano l'energia potenziale derivante dall'innalzamento e dall'abbassamento del livello del mare (escursione di marea), o i gradienti di temperatura e di potenziale chimico, rispettivamente, tra acqua superficiale e profonda e la concentrazione di sale (Pisacane et al., 2018).

Il primo brevetto capace di sfruttare l'energia da moto ondoso fu depositato in Francia nel 1799 e l'interesse per questa tecnologia riaffiora ogni qualvolta si concretizzano condizioni di crisi energetica, come sottolineato da Armaroli e Balzani (2017). La potenza stimata del moto ondoso dei mari, infatti, è immensa: circa 90 TW. Per l'Europa, si ipotizza una capacità di installazione di 100 GW di energia oceanica, con una produzione di 260 TWh/anno, entro il 2050. In tal caso, l'energia del moto ondoso assumerebbe un ruolo significativo, sebbene con un potenziale inferiore a quello dell'industria eolica. Quest'ultima, infatti, avrebbe a disposizione in Europa 5 milioni di chilometri quadrati potenzialmente disponibili per accogliere parchi eolici per una potenza di oltre 52 mila GW (Enevoldsen et al., 2019).

Analizzando l'andamento dei venti a livello planetario, tra le zone potenzialmente più interessanti per lo sfruttamento del moto ondoso vi sono le coste occidentali dei continenti dell'emisfero nord alle medie latitudini, come ad esempio Portogallo, Scozia e California. Al largo di queste regioni esistono decine di progetti pilota che sfruttano vari tipi di dispositivi, sebbene si prevede che solo alcuni di essi potranno giungere alla commercializzazione (Armaroli e Balzani, 2017). La sfida tecnica maggiore, infatti, riguarda la resistenza di tali sistemi. Questi dispositivi devono essere progettati per resistere alle condizioni atmosferiche avverse che sono notevolmente superiori a quelle ordinarie. Basta un singolo evento atmosferico particolarmente intenso per distruggere un impianto (Armaroli e Balzani, 2017). Questo non deve di certo scoraggiare la ricerca nel settore, poiché tecnologie oggi affermate, come quella eolica *onshore* e quella fotovoltaica, trenta – quarant'anni fa erano in una situazione del tutto analoga a quella dei dispositivi per lo sfruttamento dell'energia da mari e oceani.

Proprio l'energia eolica descrive il processo con cui il vento viene utilizzato per generare energia meccanica o elettrica, mediante l'impiego di turbine eoliche che convertono l'energia cinetica del vento in energia meccanica. Questi dispositivi producono elettricità mediante il fenomeno dell'induzione elettromagnetica. L'energia cinetica delle pale messe in rotazione dal vento è

trasferita, attraverso un albero meccanico, a magneti posti all'interno di una capsula collocata dietro le pale stesse. Il movimento continuo dei magneti genera una corrente elettrica in una bobina che li avvolge: l'energia meccanica così è convertita direttamente in energia elettrica (Armaroli e Balzani, 2017).

Da anni in Europa la potenza eolica allacciata alla rete supera quella di tutte le altre tecnologie che sfruttano FER: nel 2016 oltre il 50% dei nuovi impianti di produzione elettrica installata nel continente erano eolici. La produzione di energia tramite lo sfruttamento del potenziale eolico è stata una delle maggiori novità del settore energetico degli ultimi trent'anni. Tale andamento è favorito dall'attrattiva economica della tecnologia, tanto che nel 2021 gli investimenti globali in energia eolica e solare sono stati quasi 15 volte superiori agli investimenti in nuove centrali nucleari (AFP, 2022), considerati più sicuri e redditizi. Nel 2021, infatti, l'Europa ha installato 17 GW di nuova capacità di energia eolica (11 GW per l'UE-27) e l'81% dei nuovi impianti è rappresentato da sistemi *onshore* (Windeurope, 2022). L'Europa, ad oggi, ha raggiunto una capacità installata di 236 GW di energia eolica (207 GW *onshore* e 28 GW *offshore*) con una produzione di 437 TWh di elettricità nel 2021, in grado di coprire il 15% della domanda di energia elettrica (12,2% da *onshore* e 2,8% da eolico *offshore*) (Windeurope, 2022).

L'energia eolica, in particolare quella *offshore*, sta diventando sempre più una fonte energetica promettente, riservando ottime potenzialità per il futuro. L'Europa è già leader mondiale dell'eolico *offshore*, ma necessita di rafforzare ulteriormente la sua competitività a livello mondiale, migliorando la filiera di approvvigionamento e snellendo in modo sostanziale le procedure di autorizzazione. Questo è quanto auspicato dal Piano *REPowerEU* per portare sul mercato sistemi di produzione dell'energia dal vento (CE, 2022f).

Gli obiettivi dell'UE ambiscono al traguardo di 450 GW di potenza eolica *offshore* installata entro il 2050, di cui almeno 48 GW sono previsti nel Mediterraneo (Windeurope, 2019). Qui, la minore frequenza e intensità di eventi meteorologici estremi rispetto all'Atlantico e al Mare del Nord, fa sì che i parchi eolici abbiano meno probabilità di essere danneggiati. Questo si traduce in una maggiore sicurezza e in un minor rischio di investimento (Pulselli et al., 2022). L'impiego di turbine eoliche fisse al fondale, inoltre, si sta rivelando troppo oneroso nelle zone costiere con acque profonde. In tali circostanze, infatti, l'installazione di piattaforme flottanti e ancorate al fondale, potrebbe costituire una più valida soluzione in termini di costi-efficacia (CE, 2014b).

Ad oggi, la potenza installata di turbine eoliche *offshore* in Europa è di 25 GW, 14,6 GW nei Paesi dell'UE-27 e 10,4 GW nei Paesi extra-UE, soprattutto nel Regno Unito. Nel 2020, la produzione di energia eolica *offshore* in Europa è stata di 83 TWh, pari al 3% del fabbisogno energetico del continente (Windeurope, 2021). Questa percentuale potrebbe superare il 30% nel 2050 (Ghigo et

al., 2020), infatti si stima che i mari europei abbiano un elevato potenziale per l'inserimento di turbine flottanti. Si parla di circa 4.540 GW, di cui almeno 3.000 GW potrebbero provenire da mari con profondità comprese tra i 100 e i 1000 m. Nello specifico, il potenziale eolico maggiore si riscontra nel Mare del Nord e nel Mar Baltico, ma anche il Mar Mediterraneo offre opportunità di sfruttamento redditizio dell'energia eolica (CE, 2020b).

In generale, la produzione di elettricità ottenuta grazie allo sfruttamento dell'energia marina potrebbe contribuire ad equilibrare la produzione proveniente da altre fonti di energia rinnovabili, quali l'energia solare, per garantire un approvvigionamento globale costante di energie rinnovabili nella rete (CE, 2014b). Man mano che le FER copriranno una quota sempre maggiore del consumo di energia elettrica, la tempistica e la prevedibilità della produzione di energia elettrica diventeranno sempre più importanti. In questo senso la combinazione di eolico e moto ondoso sarà molto più vantaggiosa rispetto al solo vento (Pecher and Kofoed, 2017). L'energia oceanica costituirebbe di fatto una risorsa preziosa nel portafoglio energetico dell'UE (CE, 2014b). Basti riflettere sul fatto che il 70% della superficie terrestre è costituito da mare e oceano. Per raggiungere gli obiettivi dell'UE e diventare neutrale dal punto di vista delle emissioni di GHGs entro il 2050, quindi, è necessario sfruttare in modo efficiente e consapevole il potenziale messo a disposizione dall'energia marina. La strategia per le energie rinnovabili marine può essere un trampolino di lancio per la transizione energetica. Inoltre, il raggiungimento dell'indipendenza energetica consentirebbe anche lo sviluppo delle comunità locali, in quanto faciliterebbe e promuoverebbe l'inclusione sociale, come sottolineato da Betti et al. (2022).

È necessario, però, superare le attuali restrizioni tecniche e amministrative che limitano la diffusione dei dispositivi in grado di sfruttare il potenziale derivante dell'EMR e definire procedure di progettazione che garantiscano il rispetto dei vincoli normativi, ambientali e sociali.

Le complesse procedure di autorizzazione e di concessione delle licenze molto spesso possono ritardare l'esecuzione di progetti volti a integrare l'energia oceanica nei programmi nazionali di gestione dello spazio marittimo (CE, 2014b). Sebbene l'UE possieda lo spazio marittimo più grande del mondo (CE, 2022e), al fine di favorire lo sviluppo e l'utilizzo sostenibile delle zone marine e delle risorse generate, è necessario che gli Stati membri elaborino e attuino un quadro per la pianificazione dello spazio marittimo che tenga conto degli aspetti ambientali, sociali ed economici che lo caratterizzano (Direttiva 2014/89/UE), ma al tempo stesso consapevole del grande potenziale a disposizione.

2. Scopo della tesi

Lo scopo di questo lavoro è stato quello di individuare e testare alcuni strumenti e metodologie di valutazione delle performance ambientali, economiche e, in ultima analisi, della sostenibilità, di sistemi di produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili.

Durante l'attività di ricerca sono stati sviluppati due focus particolari che hanno riguardato:

- La produzione di energia tramite trattamento della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU);
- La produzione di energia da mari e oceani.

Le ricerche sono state realizzate nell'ambito di due distinti progetti europei: *Horizon 2020 DECISIVE (DECentralized management Scheme for Innovative Valorization of urban biowaste)* e *Interreg MED BLUE DEAL (Blue Energy Deployment Alliance)*, nei quali seguendo un approccio olistico e interdisciplinare, sono stati indagati settori di ricerca ancora poco conosciuti o esplorati.

Per quanto riguarda lo sfruttamento della FORSU, lo studio ha riguardato la realizzazione di un modello decentralizzato di gestione integrata della frazione organica dei rifiuti solidi urbani, tramite sistema di digestione anaerobica. L'impianto, installato nel comune di Dolina, in Friuli-Venezia Giulia (Italia), integra il processo di trattamento di digestione anaerobica su piccola scala con quello di valorizzazione del residuo della digestione (digestato grezzo) per ottenere, oltre all'energia, bioprodotto utili (es. biopesticidi, fertilizzanti organici) e, allo stesso tempo, chiudere il ciclo della materia organica.

Nel secondo caso, invece, è stata valutata l'implementazione di tecnologie *Blue Energy (BE)* nell'area Mediterranea per catturare il potenziale energetico di differenti forme di Energia Marina Rinnovabile (EMR), in particolare, moto ondoso e vento *offshore*. Per la valutazione di quest'ultimo sono stati presi in esame tre casi studio (pilota), presso: Creta (Grecia), Spalato (Croazia) e Cipro.

Strumenti differenti, ma complementari, sono stati utilizzati nel tentativo di fornire valutazioni complete ed esaustive circa la produzione di energia da Fonti di Energia Rinnovabile (FER).

Le metodologie di Analisi del Ciclo di Vita o *Life Cycle Assessment (LCA)* e l'Analisi Costi Benefici (ACB) sono state applicate per analizzare sia le prestazioni ambientali che quelle economiche dei sistemi oggetto di studio. Inoltre, poiché l'implementazione di nuovi sistemi di produzione di energia deve fronteggiare la presenza di vincoli normativi, ambientali e sociali e restrizioni tecnico-amministrative che ne limitano fortemente la diffusione, è importante dotarsi di strumenti di valutazione che consentano la creazione di sinergie volte a stimolare il coinvolgimento di cittadini e *stakeholder* locali.

Nello specifico, nel caso della produzione di energia da FORSU, l'applicazione della LCA e della Analisi Costi Benefici ha permesso di quantificare anche come il recupero dei nutrienti tramite la produzione di biopesticidi e fertilizzanti organici sia in grado di offrire benefici ambientali ed economici alla comunità locale di Dolina, oltre a favorire la riduzione dei rifiuti organici e l'uso efficiente delle risorse. In particolare, è stato indagato se configurazioni più mature e attrezzate dell'impianto possano garantire l'implementazione di soluzioni di economia circolare. È stata, inoltre, svolta una valutazione preliminare del quadro politico istituzionale caratterizzante il sistema di gestione dei rifiuti, identificando gli strumenti normativi ed economici adottati a vari livelli istituzionali (ad esempio, nazionale, regionale e locale), con particolare attenzione al caso di Dolina. Nel caso dell'Energia Marina Rinnovabile, invece, la LCA ha valutato i potenziali impatti ambientali, principalmente in termini di emissioni di GHGs, derivanti dall'impiego di tre dispositivi BE per lo sfruttamento dell'energia da moto ondoso e due per il potenziale eolico *offshore*. Questo ha permesso, inoltre, di definire due *benchmark* di valutazione utili per confrontare l'Impronta di Carbonio (*Carbon Footprint – CF*) di tecnologie differenti per caratteristiche strutturali, ma non per principio di funzionamento, seguendo criteri di valutazione omogenei.

Successivamente, in collaborazione con il Dipartimento di Economia e Statistica dell'Università di Siena, in particolare con il gruppo di ricerca del Professor Gianni Betti, è stata condotta un'indagine statistica volta a rilevare la percezione e l'atteggiamento nei confronti della possibile implementazione di tecnologie Blue Energy (tra cui quelle oggetto di studio della LCA) in differenti località del bacino del Mediterraneo (Croazia, Grecia, Albania, Malta, Cipro, Spagna, Italia, Slovenia). L'approccio scientifico, alla base dell'analisi, è servito a valutare la dimensione sociale della sostenibilità.

Sebbene in entrambi i contesti di ricerca la disponibilità di dati primari non sempre è stata in grado di coprire i differenti aspetti delle analisi svolte, le informazioni reperibili dalla letteratura, ad oggi a disposizione, hanno permesso di formulare assunzioni con base scientifica.

Pur immaginando diversi scenari per lo sviluppo di energia da fonti rinnovabili, in entrambi i casi l'attenzione è stata rivolta alle potenzialità offerte dai sistemi locali. Da una parte, puntando alla realizzazione di tecnologie in grado di creare un'economia circolare rigenerativa su scala urbana, basata sulla valorizzazione del rifiuto organico; dall'altra valutando i dispositivi più promettenti per lo sfruttamento del potenziale energetico nel bacino del Mediterraneo.

3. Materiali e metodi

3.1. Valorizzazione della FORSU mediante trattamento biologico

Nell'ambito del progetto H2020 DECISIVE è stata valutata la sostenibilità ambientale ed economica legata alla realizzazione un impianto pilota di DA presso il comune di San Dorligo della Valle – Dolina (Friuli-Venezia Giulia, Italia). A livello preliminare, è stata svolta una valutazione sulla maturità della *governance* per una gestione efficiente della FORSU nell'area comunale di Dolina, analizzando gli aspetti sociali e istituzionali caratterizzanti il sistema attuale. Questo ha permesso di indagare le capacità e le potenzialità per l'introduzione delle soluzioni tecnologiche promosse da DECISIVE. In particolare, è stata sviluppata l'idea di implementare un sistema di gestione e trattamento decentralizzato della FORSU, basato sull'integrazione di due unità: un digestore anaerobico per la produzione di biogas e un sistema di fermentazione allo stato solido (*solid state fermentation* – SSF) per la produzione di biopesticidi di alta qualità da impiegare nei sistemi di *circular bio-economy* locali.

Il comune di Dolina (Figura 1) si trova in un territorio eterogeneo che ospita un'area naturale transfrontaliera protetta con circa 374,34 ettari di terreno agricolo. In questo territorio, inoltre, sono presenti le strutture del porto franco, la più importante fabbrica di motori navali del nord-est d'Italia e una serie di produttori di olio d'oliva e di vino.

Il totale dei rifiuti organici generati dal comune proviene principalmente dalle utenze domestiche, dalle aziende private e dalle mense scolastiche. A livello comunale, a Dolina non esiste un piano specifico per la gestione dei rifiuti organici, ma tale attività rientra a far parte del regolamento generale per la gestione dei rifiuti urbani (San Dorligo della Valle, 2018).

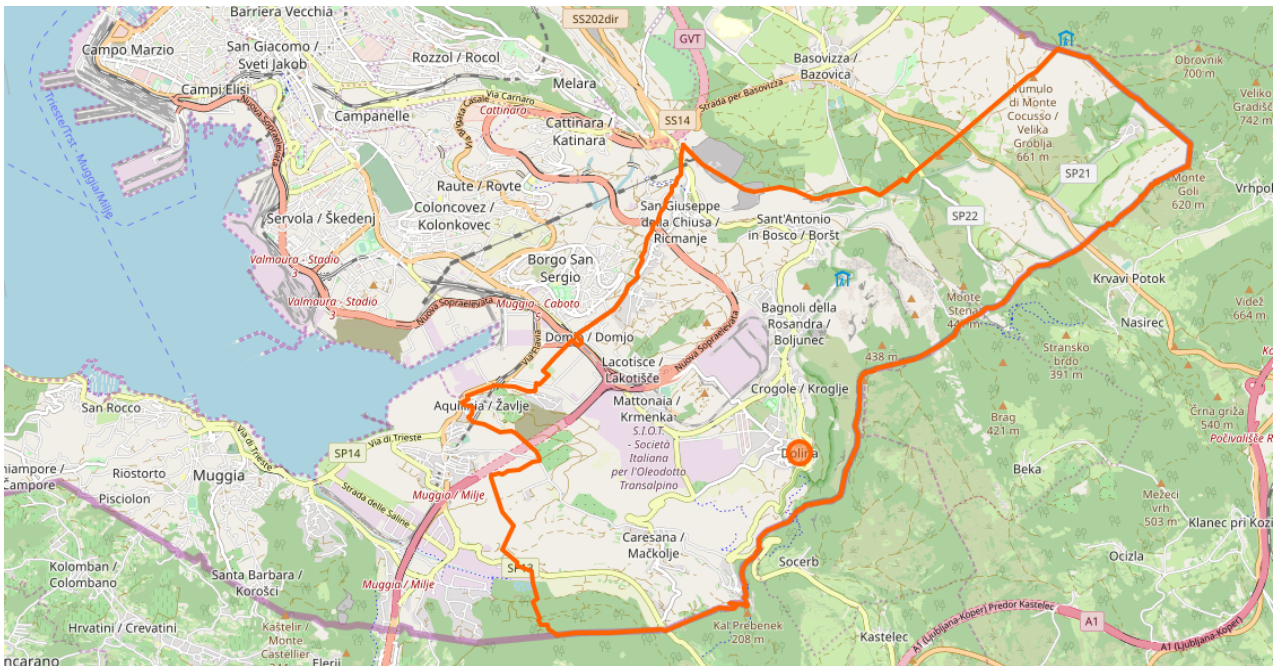


Figura 1. Posizione del comune di Dolina (cerchio rosso).

I rifiuti organici vengono separati alla fonte dai residenti di Dolina, raccolti due volte alla settimana con il sistema "porta a porta" e trasportati all'impianto di trattamento principale gestito dalla società A&T2000 SpA. L'attenzione delle autorità locali alle politiche di prevenzione e alla sensibilizzazione è piuttosto scarsa, con performance limitate in termini di esistenza di piani e politiche per specifici flussi di rifiuti e di strumenti economici adeguati che promuovano l'uso efficiente delle risorse e la riduzione dei rifiuti organici.

Poiché A&T2000 SpA era alla ricerca di un modo innovativo ed economico per la gestione della FORSU nel comune di Dolina e di quella proveniente dai comuni limitrofi (ad esempio, Trieste che non possiede un proprio impianto di trattamento dei rifiuti organici), l'impianto pilota proposto dal Progetto DECISIVE è parso essere una soluzione promettente. Questo introduce un'evoluzione nella gestione dei rifiuti organici, in particolare nelle aree delocalizzate dal bacino principale o lontane dagli impianti centralizzati. La delocalizzazione, infatti, consente una migliore pianificazione del servizio, un'equa distribuzione delle risorse materiali ed economiche e una maggiore partecipazione dei cittadini (Di Matteo et al., 2017; Pai et al., 2019).

In base ai dati primari forniti dalla società, l'impianto pilota è costituito da una tecnologia semi-portatile costituita da cinque container da 6 m per una capacità totale di trattamento di 200 tonnellate all'anno di rifiuti organici. Questi ultimi vengono caricati, sminuzzati e mescolati nell'unità di alimentazione (riquadri arancioni nelle Figure 2, 3 e 4) per la fase di pretrattamento e poi consegnati a un'unità di comando (riquadro giallo nelle Figure 2, 3 e 4), che è il cuore dell'impianto. Qui, i processi di pre-pastorizzazione e pastorizzazione avvengono rispettivamente

nel serbatoio cuscinetto e nel serbatoio di pastorizzazione. La matrice così lavorata viene consegnata all'unità di DA (il digestore vero e proprio) e convertita in biogas e digestato grezzo, che viene ulteriormente trattato nel serbatoio del digestato. Il biogas viene stoccato in un'unità separata (il *gasholder*) e poi bruciato in un motore *Stirling* di cogenerazione di elettricità e calore (riquadri grigi nelle Figure 2, 3 e 4). Attualmente, poiché nell'impianto di A&T2000 non è disponibile un trattamento di stabilizzazione per il digestato grezzo prodotto, questo viene separato con una centrifuga (riquadro azzurro nelle Figure 2, 3 e 4) per produrre una frazione solida e una liquida. La frazione solida viene consegnata a un impianto di compostaggio^a (riquadro rosa in Figura 1) collocato al di fuori della provincia di Trieste (ad esempio, Codroipo - provincia di Udine), il che implica l'utilizzo di un camion che percorra una distanza di almeno 100 km fino al sito finale. La frazione liquida, invece, può essere utilizzata in loco come acqua di lavorazione (ad esempio, pari al 50% della massa della matrice in ingresso) per garantire un processo di miscelazione completo durante la fase di pretrattamento, come avviene convenzionalmente nel processo di DA a umido (Møller et al., 2009) (Figura 2, Scenario 0 - S0).

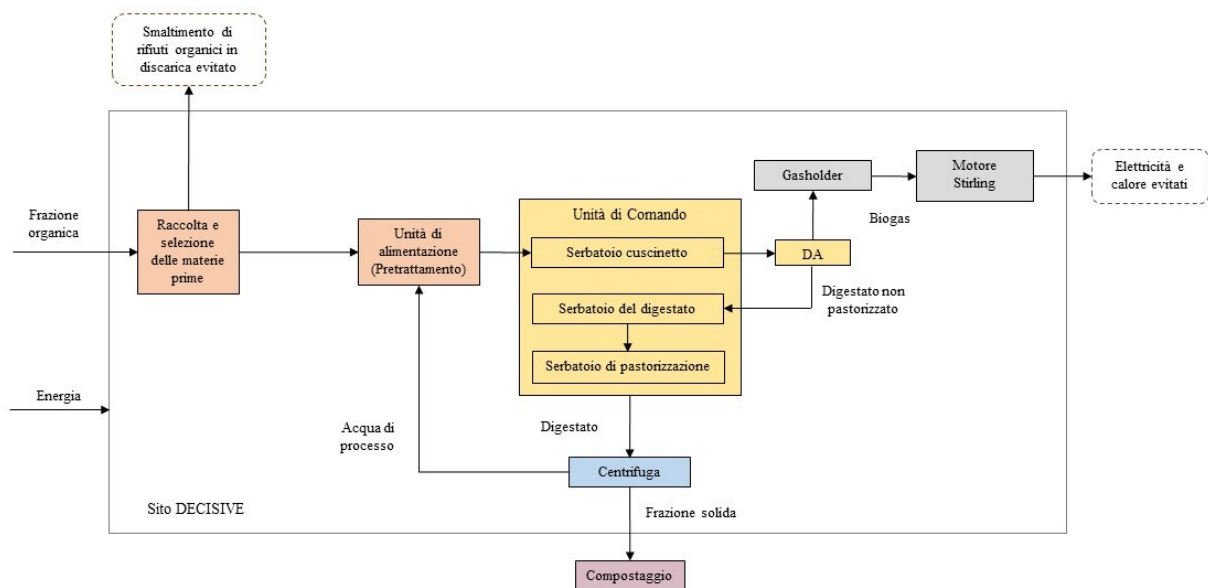


Figura 2. Visualizzazione del sistema con il trasferimento della frazione solida all'impianto di compostaggio (S0).

Sebbene l'applicazione diretta al suolo del digestato da FORSU non sia possibile in Italia (Bartocci et al., 2020), in questo studio è stata eseguita un'analisi del flusso di materiali per valutarne il

^a Questo processo di trattamento avviene all'interno dei confini del sistema analizzato, sebbene al di fuori dall'azienda. Facendo riferimento a dati generici selezionati, è stata individuata la voce del database *Ecoinvent* più vicina al caso studio, in grado di modellare il processo

contenuto in termini di nutrienti e microinquinanti e la sua eventuale idoneità a essere utilizzato come fertilizzante organico, secondo quanto stabilito dal nuovo regolamento europeo sui fertilizzanti derivati dai rifiuti (CE, 2019). Sono stati, inoltre, modellati due scenari per valutare l'impatto di diverse pratiche di post-trattamento del digestato sulle prestazioni ambientali del sistema (Figura 3 e 4) e all'interno del sito analizzato. La sequenza di scenari rappresenta diverse configurazioni dell'impianto, aggiungendo progressivamente soluzioni che comportano investimenti, ma anche possibili miglioramenti dei risultati ambientali ed economico-finanziari. Lo studio ha indagato se configurazioni più mature e attrezzate dell'impianto possano essere più adeguate a occuparsi della gestione dei rifiuti e del recupero delle risorse verso l'implementazione di soluzioni di economia circolare.

Nel primo scenario (S1) (Figura 3), il digestato grezzo viene separato con una centrifuga (riquadro azzurro). A differenza di S0, si è ipotizzato che la frazione solida venga applicata sui terreni agricoli in sostituzione dei fertilizzanti inorganici. Mentre, per quanto riguarda la frazione liquida, questa viene recuperata e riportata alla fase di pretrattamento come in S0.

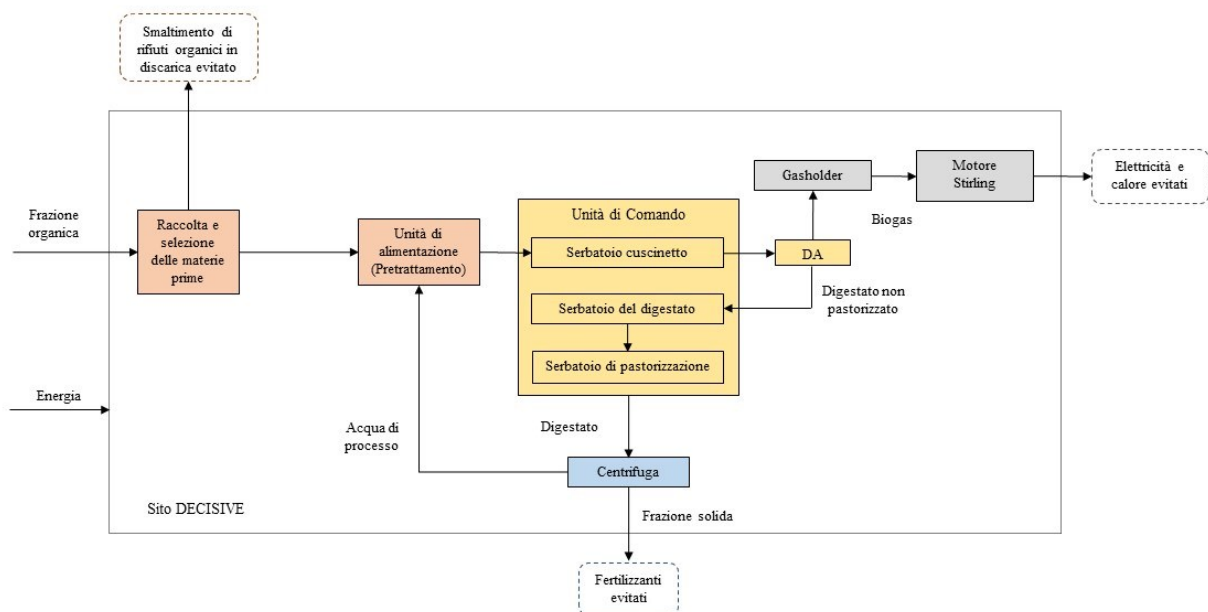


Figura 3. Visualizzazione del sistema con applicazione della frazione solida del digestato in qualità di fertilizzante organico (S1).

Nel secondo scenario (S2) (Figura 4), per il post-trattamento della frazione solida è stato preso in considerazione il lavoro di Rodríguez et al. (2019) sulla valorizzazione del digestato da rifiuti biologici tramite SSF (riquadro verde in Figura 4) e successiva produzione di biopesticidi. Il processo di SSF si svolge in assenza, o quasi, di acqua libera su un substrato che possiede

un'umidità sufficiente a sostenere la crescita di microrganismi (Thomas et al., 2013). In particolare, il *Bacillus thuringiensis* è stato utilizzato come inoculo, mentre la massa in ingresso è stata ipotizzata essere composta da digestato solido per il 47%, rifiuti organici grezzi per il 28% e trucioli di legno per il 26%, utilizzati come agenti di carica (DECISIVE 2017a, 2017b). Inoltre, è stato ipotizzato un ulteriore trattamento attraverso la tecnologia dell'osmosi inversa (riquadro verde in Figura 4) per trattare la frazione liquida dopo la centrifuga.

L'osmosi inversa è un trattamento a membrana che produce una frazione di nutrienti concentrati (retentato da osmosi inversa) e acqua di lavorazione (permeato da osmosi inversa) (Adam et al., 2018). Seguendo Adam et al. (2018), lo studio ha ipotizzato che il retentato possa essere applicato sui terreni agricoli in sostituzione dei fertilizzanti inorganici e che il permeato ritorni all'unità di pretrattamento per facilitare la miscelazione della matrice in ingresso. Tuttavia, in questo caso, per ottenere la giusta consistenza del substrato è stata aggiunta una quantità supplementare di acqua (Figura 4). Inoltre, il presente studio ha calcolato le percentuali di ripartizione dei nutrienti tra le frazioni di retentato e permeato in base al diagramma di flusso di massa presentato da Adam et al. (2018) per l'unità di filtrazione a membrana *BioBooster* (progetto pilota 1). Tale sistema è stato progettato per trattare la frazione di digestato liquido mediante sistema dinamico di nanofiltrazione, composto da due unità di filtrazione a membrana (Adam et al., 2018).

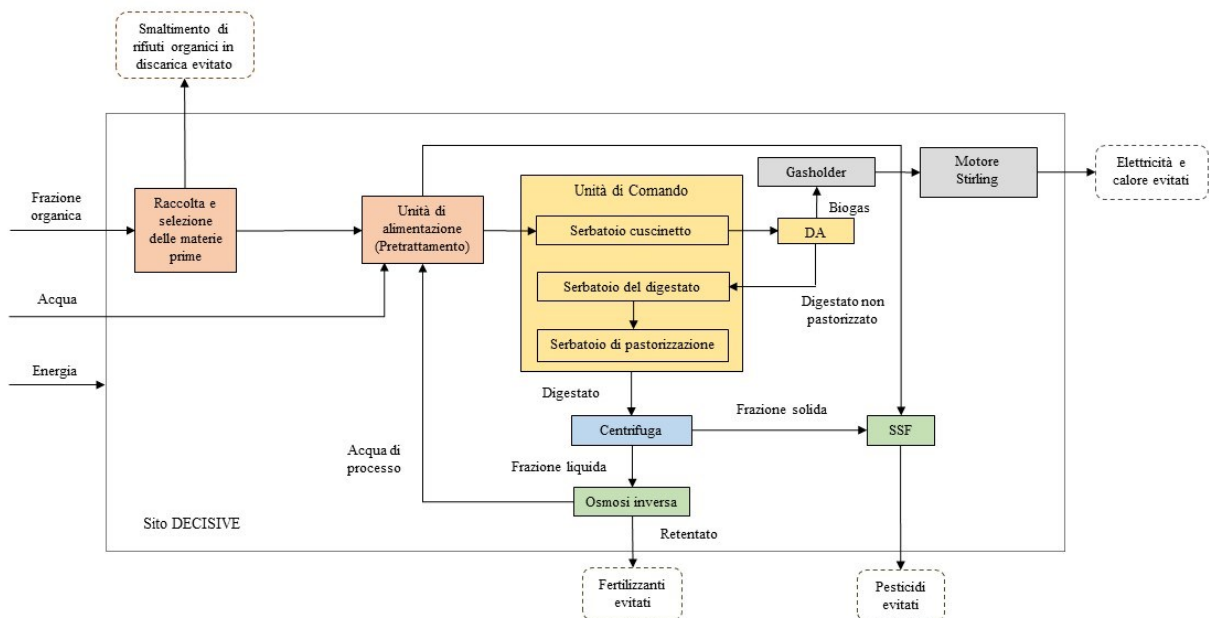


Figura 4. Visualizzazione del sistema con trattamento aggiuntivo della frazione liquida e integrazione dell'unitàSSF (S2).

Per S1 e S2, la produzione evitata di fertilizzanti inorganici e il relativo risparmio in termini di potenziali impatti ambientali, sono stati modellati considerando la sostituzione del contenuto di fosforo (P) nei fertilizzanti a base di fosfato monoammonico (MAP - $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) con quello contenuto nel digestato prodotto (frazione solida in S1 e retentato in S2) (Niero et al., 2014). Secondo Ascher et al. (2020), è stato ipotizzato che il contenuto di nutrienti del digestato sia uguale a quello della matrice in ingresso. A questo proposito, i dati relativi alla composizione chimica della materia prima sono stati forniti direttamente dall'azienda A&T 2000. Inoltre, nell'ambito degli scenari S1 e S2, è stato ipotizzato che il biopesticida generato dalle pratiche di post-trattamento del digestato sia utilizzato localmente (applicazione del digestato solido e del retentato) ed entro 10 km di distanza dal trasporto (Angouria-Tsorochidou et al., 2021).

Anche se i rifiuti organici sono separati alla fonte, secondo Knoop et al. (2018) e Kupper et al. (2014) il digestato può contenere inquinanti come i metalli pesanti; quindi, prima di poter essere applicato ai terreni agricoli, deve soddisfare le soglie legali. Nel caso analizzato, l'attenzione si è concentrata sul cadmio (Cd), in quanto la frequente applicazione di fertilizzanti inorganici ricchi di P ne è la principale responsabile (Marini et al., 2020).

3.2. Energia da onde e vento mediante *Blue Energy*

Promuovere lo sviluppo di impianti per lo sfruttamento delle EMR (energia oceanica, energia eolica *offshore*, geotermica, bioenergia da biomassa marina) è possibile, tramite sistemi detti *Blue Energy* (BE). Il progetto *Interreg MED BLUE DEAL* punta proprio a favorirne l'inserimento nella pianificazione e gestione degli spazi marittimi, in particolare nell'area del Mediterraneo.

In occasione di due *Testing Lab*, tenutesi virtualmente a Malta e Durazzo (Albania), al fine di realizzare uno strumento di pianificazione per l'integrazione delle tecnologie BE su scala locale, è stato prodotto un catalogo che analizza tali dispositivi sulla base del livello di maturità tecnologica (*TRL*) e li classifica a seconda della fonte energetica sfruttata e della collocazione rispetto alla linea di costa (sistemi *onshore*, *nearshore* e *offshore*).

Per la sua realizzazione è stato necessario combinare diverse informazioni e dati, quali il potenziale energetico associato alle EMR del sito in questione, i vincoli fisici (es. batimetria del fondale) e quelli ambientali. Successivamente nell'ambito di tre *Transferring Lab*, svoltisi in modalità ibrida a Creta (Grecia), Spalato (Croazia) e Cipro, le informazioni tecniche raccolte all'interno del catalogo hanno fornito la base di partenza per uno studio di fattibilità circa l'applicazione di diversi sistemi BE nei siti individuati.

3.2.1. *Wave Energy Converters (WECs)*

Sebbene in molti casi i dispositivi in grado di sfruttare il potenziale dato dalle EMR siano ancora in fase iniziale di sviluppo e non ancora disponibili in commercio, i convertitori di energia del moto ondoso (*Wave Energy Converters - WECs*) e delle maree sono stati ampiamente testati negli ultimi anni (Falcão, 2010; Douziech et al., 2016). La maggior parte dei WEC ad oggi sviluppati richiede ancora ulteriori ricerche e prove dimostrative (Apolonia e Simas, 2021), in quanto, come evidenziato da Esteban et al. (2017), la tecnologia alla base non è abbastanza matura per essere sviluppata a livello industriale e il costo livellato dell'energia (*Levelized cost of electricity - LCOE*) rimane ancora troppo alto.

Secondo IRENA (2020), attualmente 33 WEC con una capacità combinata di 2,3 MW sono distribuiti in 9 progetti che coinvolgono 8 Paesi e 3 continenti. Francia, Gibilterra, Grecia, Israele, Italia, Portogallo e Spagna sono esempi di località mediterranee in cui sono stati attivati questi progetti.

I sistemi WEC analizzati nel presente lavoro convertono l'energia meccanica, derivante dalle oscillazioni indotte dalle onde, in energia elettrica, attraverso una componente centrale denominata meccanismo di presa di forza (*Power Take Off - PTO*).

Il primo dispositivo analizzato è un sistema di compressione d'aria *onshore* in grado di catturare l'energia del moto ondoso utilizzando un principio di funzionamento detto colonna ad acqua oscillante (*Oscillating Water Column – OWC*) (Figura 5). L'unità di base è un cassone in cemento armato che può essere incorporato in un frangiflutti tradizionale o, secondo Curto et al. (2021), integrato in un dispositivo galleggiante. In questo lavoro è stato preso in considerazione il primo caso. Questo sistema è capace di trasformare le tradizionali dighe portuali, da strutture passive per la protezione del porto, in strutture attive per la produzione di energia. Ogni cassone ospita una camera di assorbimento in cui l'onda marina produce un'oscillazione verticale dell'acqua (Curto et al., 2021). Questo movimento genera un polmone d'aria che si comprime e decomprime ciclicamente, azionando una coppia turbina-generatore, con conseguente produzione di energia elettrica. Seguendo l'esempio di Ibarra-Berastegi et al. (2018) in ciascuna unità è stata ipotizzata l'installazione di una turbina *Wells* auto-rettificante di 2,83 m di altezza, con un peso di circa 1.200 kg e un diametro di 1,25 m. Per garantire la stabilità della struttura, la zavorra ha visto l'utilizzo del materiale dragato durante gli scavi (cioè la ghiaia) per l'inserimento dei cassoni.

Le procedure di installazione possono essere eseguite in condizioni ambientali più sicure rispetto ad altri sistemi e con costi di manutenzione ridotti grazie all'ubicazione a terra. La vicinanza alla rete elettrica e l'assenza di ormeggi in acque profonde sono ulteriori vantaggi per la sua realizzazione.

Per trovare un valore medio della quantità di materiali impiegati e determinare una stima della produttività, un riferimento per il presente studio è stato un impianto OWC da 296 kW composto da 16 camere, per una lunghezza di 100 metri, inaugurato nella baia di Mutriku (Spagna) nel 2011 (Lacasa et al., 2019). Un altro esempio è stato l'impianto in scala reale REWEC 3 (*REsonant Wave Energy Converter*) sviluppato in Italia dall'Università di Reggio Calabria e installato nel porto di Civitavecchia. Quest'ultimo è composto da 136 camere e ha una potenza nominale di 2,5 MW (Cascajo et al., 2019). Inoltre, WHT (*Wave Hydro Turbine*) è un altro esempio di soluzione *onshore* che lavora all'interno di un sistema a colonna d'acqua oscillante. A differenza dei primi due casi, WHT è un prototipo installato e testato nella diga foranea del porto di Cartagena (Spagna) (BLUE DEAL MED, 2022a).

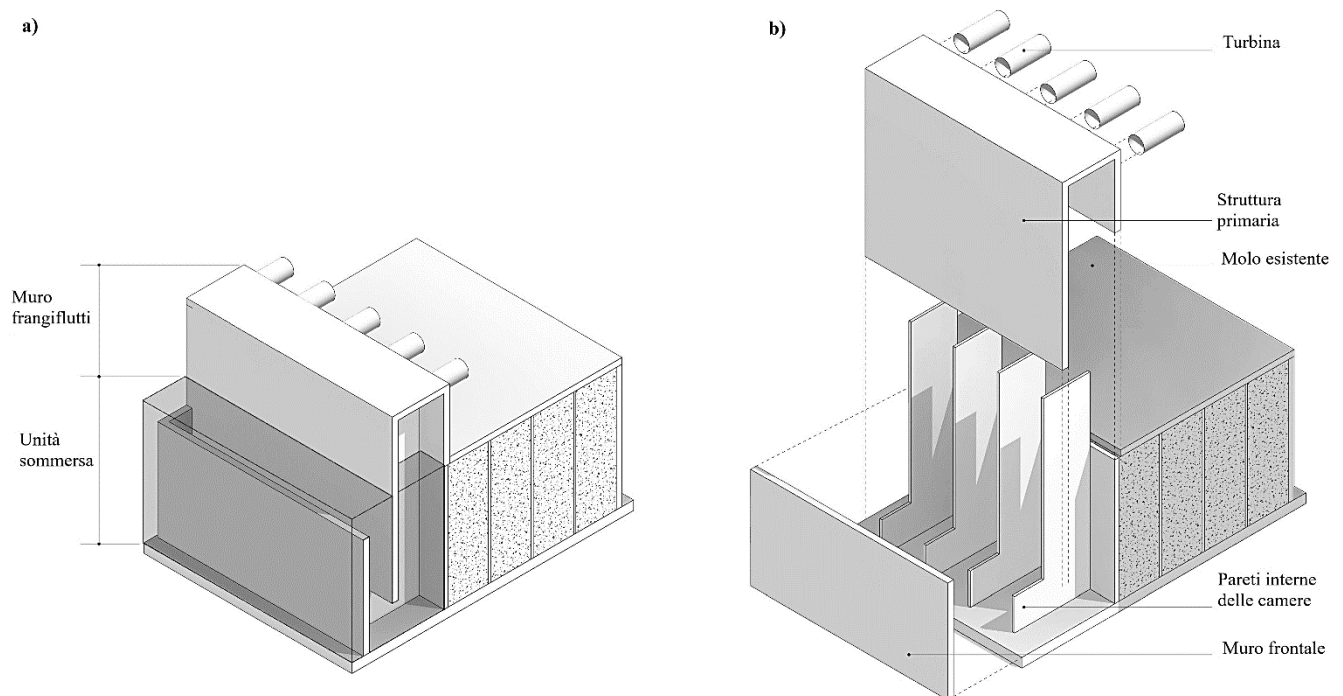


Figura 5. Il modello 3D dell'OWC *onshore* (a) e i suoi principali elementi costruttivi (b). Legenda e valori: altezza del muro frangiflutti = 6 m; altezza dell'unità sommersa = 10 m. Bruno et al. (2022).

Il secondo WEC preso in considerazione in questa valutazione è il dispositivo *oscillating floater* (Figura 6), capace di convertire il moto ascendente e discendente delle onde in energia. Il corpo galleggiante, progettato sulla base di casi reali, è stato ipotizzato come ancorato a un molo o a una banchina esistente. Il suo movimento attiva un pistone idraulico dotato di valvole mobili e un sistema di conversione del moto lineare alternato, il quale aziona dei generatori interni per produrre energia (BLUE DEAL MED, 2022b). Questo sistema di conversione dell'energia segue l'esempio della tecnologia *Seadamp FX*[®] progettata dalla società Seareas S.r.l. L'elettricità prodotta viene poi trasferita alla rete. Questo WEC può essere potenzialmente installato in serie per generare elettricità da onde di altezza compresa tra 0,5 e 3 metri.

Come nel caso precedente, le attività di installazione, funzionamento e manutenzione non richiedono l'impiego di sommozzatori, cablaggi subacquei e ormeggi. Un riferimento importante per la modellazione del *floater* è stato il sistema EWP (*Eco Wave Power*), installato nel 2016 a Gibilterra e avente una potenza nominale di 100 kW. Il *team* di esperti che ha progettato l'impianto, stima che la potenza installata possa raggiungere 5 MW (Cascajo et al., 2019). Un secondo esempio è il brevetto EDS (*Energy Double System*), una WEC *nearshore* ad assorbimento puntuale composta da un galleggiante (che sfrutta il movimento verticale dell'onda) e da una pala (che sfrutta il movimento longitudinale dell'onda), sviluppato dal Politecnico di Milano e dalla società Tecnomac (Marchesi et al., 2020). Inoltre, *Wavestar* è un altro esempio di impianto utile per la modellazione del sistema *oscillating floater*, composto da 20 boe (10 m di diametro), disposte su due linee, e in grado di estrarre fino a 6 MW in base alle condizioni climatiche del Mare del Nord (Curto et al., 2021).

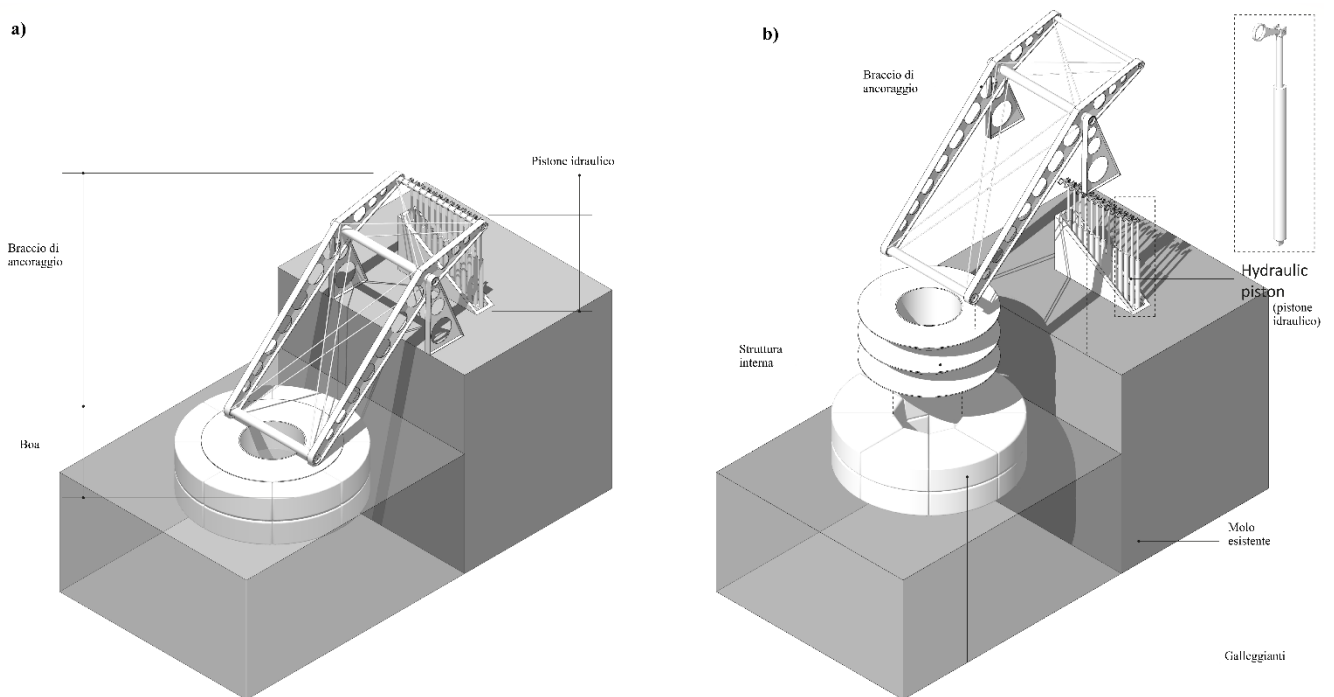


Figura 6. Il modello 3D del sistema *oscillating floater* (a) e i suoi principali elementi costruttivi (b). Legenda e valori: diametro della boa = 5 m; altezza del braccio di ancoraggio = 6 m. Bruno et al. (2022).

L'ultimo WEC esaminato è una boa *nearshore* fissa al fondale marino (*seabed-based buoy*) (Figura 7), situata a 2 km dalla costa in acque poco profonde, in accordo con quanto descritto da Short (2012).

Uno dei principali dispositivi presi a riferimento è la terza generazione della tecnologia brevettata da *Seabased*, sviluppata presso l'Università di Uppsala (Svezia), con una potenza nominale di 30 kW (Leijon et al., 2008; Hultman et al., 2014). Il sistema è composto da un corpo galleggiante collegato tramite un filo d'acciaio a un generatore lineare a presa di forza che giace sul fondale

marino. Questa unità sommersa, ancorata a una base gravitazionale, converte l'energia cinetica della boa in energia elettrica attraverso un pistone chiuso, che si muove su e giù spinto dal moto oscillatorio delle onde (Lissandron, 2010). La composizione della parte magnetica ad azionamento diretto del generatore, il *translator*, è stata modellata seguendo lo studio di Dahlsten (2009). Per favorire la riduzione dei materiali e dei costi di produzione, però, si è ipotizzato di progettare il *translator* con un magnete in ferrite, in sostituzione del precedente magnete al neodimio (NdFeB), meno impattante e più economico, anche se meno resistente (Chatzigiannakou et al., 2014; Hultman et al., 2014). Il dispositivo funziona come un assorbitore puntiforme in grado di sfruttare l'energia indipendentemente dalla direzione dell'onda grazie alle dimensioni ridotte rispetto alla lunghezza d'onda (Curto et al., 2021). Il design modulare consente l'implementazione di parchi di energia da onde, in cui diverse boe sono interconnesse in una sottostazione (*substation*) marina nella quale viene convogliata l'elettricità generata, per poi essere trasmessa a terra (Hong et al., 2013). Per le attività di installazione, le boe possono essere assemblate a terra e trasportate al sito d'installazione da un'imbarcazione specializzata, dotata di gru, che le dispone in modo tale da creare dei veri e propri parchi di boe. In questo caso, è necessario l'intervento di sommozzatori per quanto riguarda le operazioni di collegamento dei cavi sottomarini e dei sistemi di fissaggio delle fondazioni (Chatzigiannakou et al., 2017).

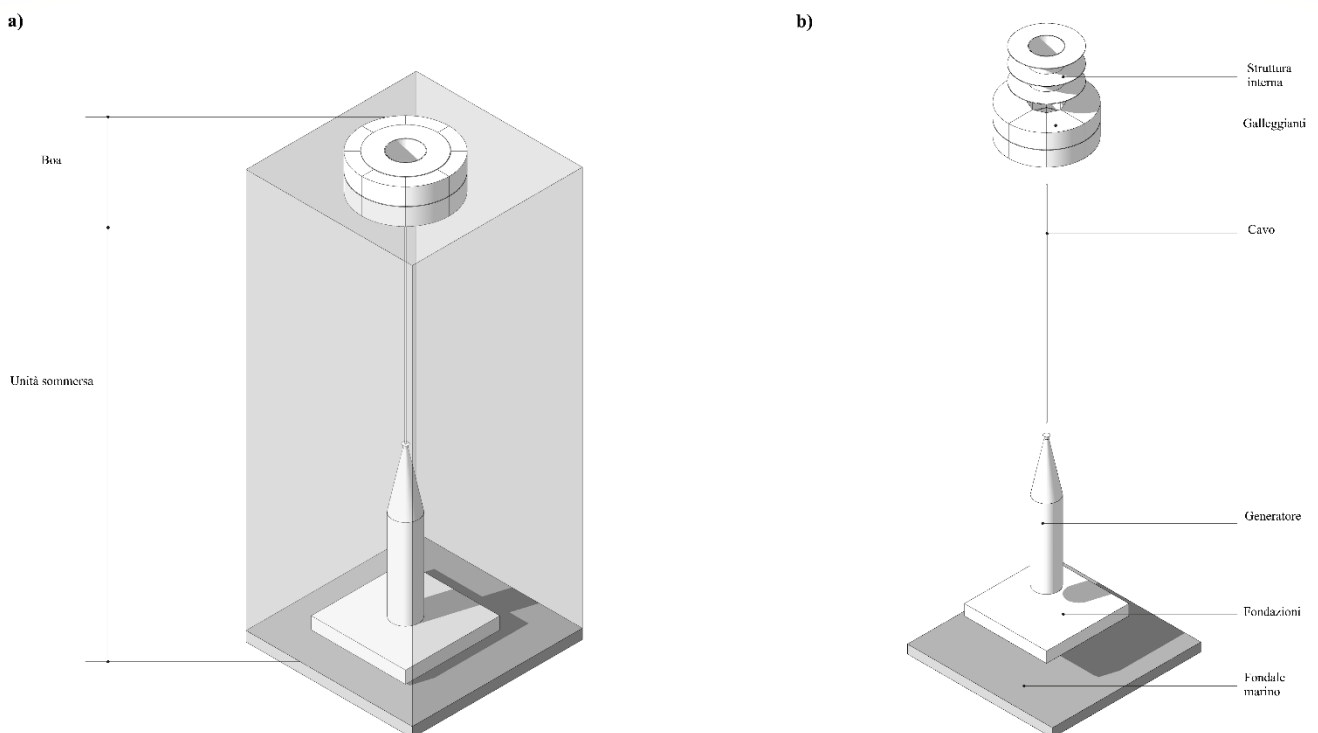


Figura 7. Il modello 3D della boa *nearshore* (*seabed-based buoy*) (a) e i suoi principali elementi costruttivi (b). Legenda e valori: altezza della boa = 1,5 m; diametro della boa = 5 m; altezza dell'unità sommersa (cavo e generatore) = 22 m. Bruno et al. (2022).

I modelli in rappresentazione grafica di esplosi, riportati nelle Figure 5b, 6b e 7b, mostrano le caratteristiche e le dimensioni di ciascuno dei WEC analizzati, compresi i dettagli di ciascun componente, rappresentato secondo l'ordine di disposizione nel montaggio.

3.2.2. Turbine eoliche flottanti

Per quanto riguarda l'energia eolica *offshore*, sono state valutate le componenti e i sistemi caratterizzanti due modelli di turbina eolica flottante ad asse orizzontale, rispettivamente *raft-buoy* e *spar-buoy*, entrambi con una potenza nominale di 6 MW e sistemi di ormeggio al fondale, quali catene e ancore.

Il modello *raft-buoy* (Figura 8a) consiste in una grande piattaforma semisommersibile di forma triangolare, dotata di tre colonne poste agli apici contenenti la zavorra e piastre orizzontali anti-capovolgimento. La torre della turbina è montata su un vertice della piattaforma. La struttura è ancorata al fondo con cavi d'acciaio e ancore di trascinamento appositamente progettate e calibrate (Robertson e Jonkman, 2011; Raadal et al., 2014).

Il modello *spar-buoy* (Figura 8b), invece, è costituito da un lungo cilindro verticale cavo in acciaio, zavorrato nella parte inferiore con acqua e conglomerato cementizio. Il cilindro galleggiante è semisommerso e conferisce stabilità dinamica al sistema, mantenendo il baricentro al di sotto della linea di galleggiamento (Ghigo et al., 2020; Tomasicchio et al., 2018).

Le dimensioni e le caratteristiche del rotore (pale in vetroresina) e del generatore sono le stesse per entrambi i modelli. Per una potenza installata di 6 MW e un diametro del rotore di 154 m, i requisiti minimi per l'installazione indicano una soglia minima di velocità del vento di circa 3 m/s (Pantusa e Tomasicchio, 2019).

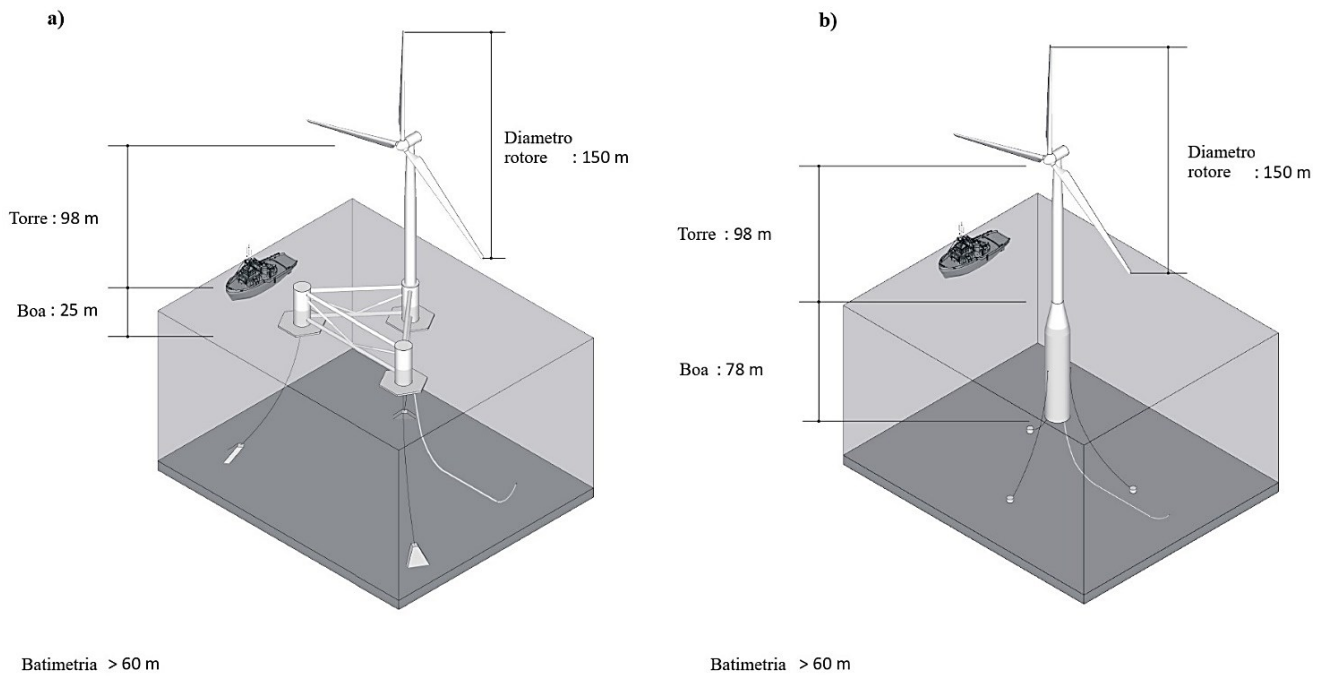


Figura 8. Tipo e dimensioni delle turbine eoliche flottanti: *raft-buoy* (a) e *spar-buoy* (b). Pulselli et al. (2022).

I modelli in rappresentazione grafica di esplosi in Figura 9 mostrano le caratteristiche e le dimensioni dei due modelli di turbina analizzati, compresi i dettagli di ciascuna componente.

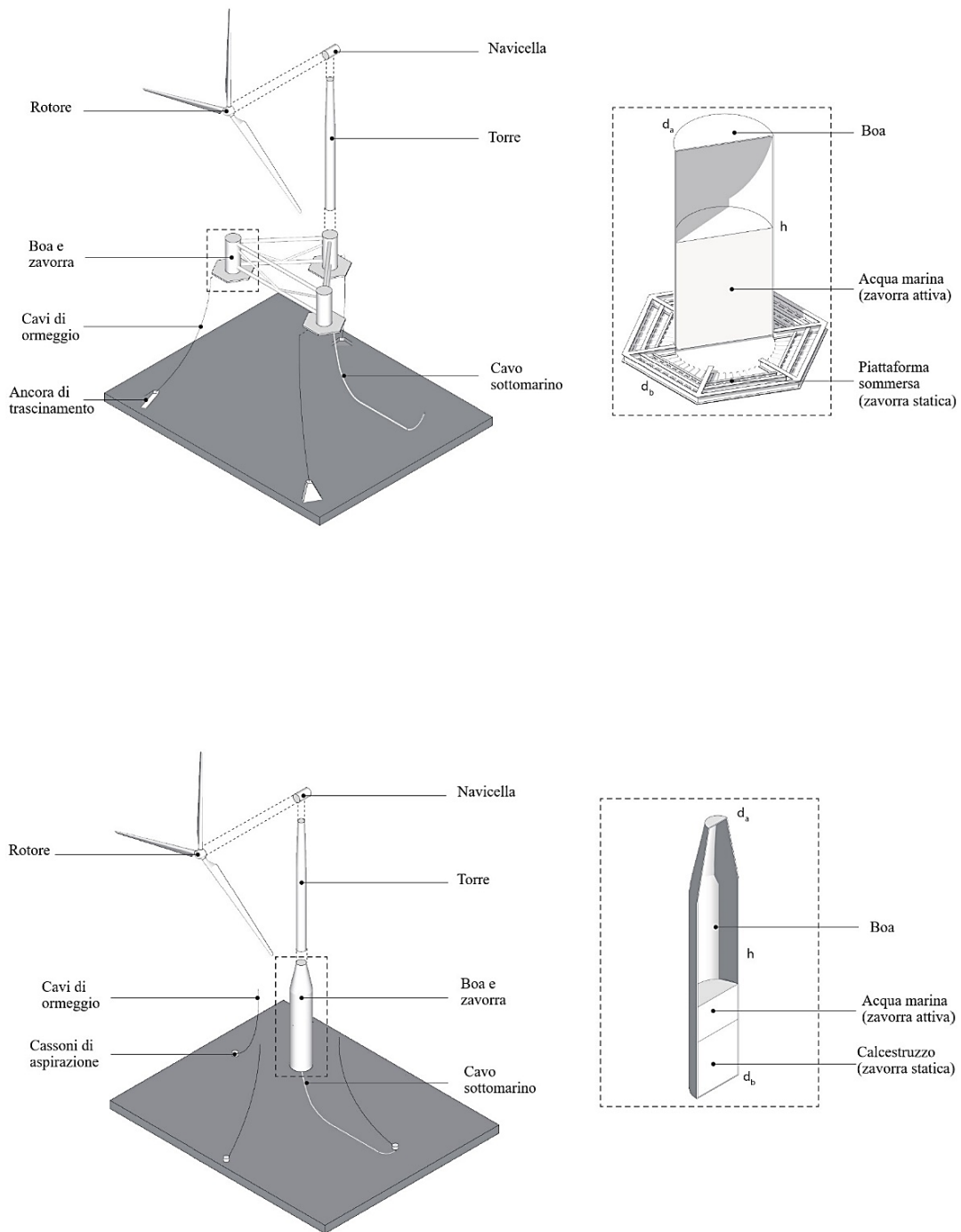


Figura 9. Principali elementi costruttivi della turbina eolica offshore modello *raft-buoy* (sopra) e *spar-buoy* (sotto). Legenda e valori per modello *raft-buoy*: d_a : 10 m, d_b : 21 m, h : 25 m. Legenda e valori per modello *spar-buoy*: d_a : 10 m, d_b : 14,5 m, h : 78 m. Pulselli et al. (2022).

3.3. Dimensione ambientale: Analisi del Ciclo di Vita (*Life Cycle Assessment - LCA*)

L'analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment - LCA*) è una procedura scientifica standardizzata volta alla valutazione dei carichi energetici e ambientali connessi alla realizzazione di un processo,

prodotto o attività (Baldo et al., 2008). Attraverso l'impiego di questa metodologia, si ha la possibilità di esaminare il sistema produttivo nella sua globalità, andando oltre la tradizionale attenzione rivolta al singolo sito di produzione e/o processo di fabbricazione. Prendendo in considerazione tutta la filiera produttiva, infatti, è possibile quantificare le emissioni (in aria, acqua e suolo) che vanno dall'estrazione e consumo delle risorse (compresa l'energia) alla gestione del fine vita, associate alla realizzazione di un processo o prodotto.

Nel 1990, in occasione del congresso della SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) svoltosi in Vermont (Stati Uniti), la LCA venne definita per la prima volta quale: «processo che permette di valutare gli impatti ambientali associati a un prodotto, processo o attività, attraverso l'identificazione e la valutazione delle opportunità per diminuire questi impatti. L'analisi riguarda l'intero ciclo di vita del prodotto (dalla culla alla tomba): dall'estrazione e trattamento delle materie prime, alla produzione, trasporto e distribuzione del prodotto, al suo uso, riuso e manutenzione, fino al riciclo e alla collocazione finale del prodotto dopo l'uso» (SETAC, 1991).

L'obiettivo primario della LCA, infatti, è quello di individuare le fasi più critiche del ciclo di vita di un prodotto, servizio o processo al fine di rendere più efficienti e mirate le operazioni di intervento per la riduzione del consumo di risorse e la minimizzazione degli effetti sull'ambiente, e valorizzarne i punti di forza rispetto a possibili alternative (Baldo et al., 2008).

Basata sull'approccio *Life Cycle Thinking* (LCT), la LCA valuta i flussi in entrata e uscita, nonché i potenziali impatti ambientali di un prodotto, sistema o attività di qualsiasi natura. In ogni fase del ciclo di vita esiste il potenziale per ridurre il consumo di risorse e migliorare le prestazioni socio-economiche dei prodotti (*Life Cycle Initiative*, 2022). Questo è uno degli obiettivi principali dell'approccio LCT che mira a facilitare i collegamenti tra le diverse dimensioni (ambientale, sociale ed economica) presenti all'interno di un'organizzazione e attraverso l'intera catena del valore (*value chain*).

La LCA è sempre più utilizzata dall'industria per contribuire a ridurre gli oneri ambientali complessivi lungo l'intero ciclo di vita di beni e servizi, migliorare la competitività dei prodotti e la comunicazione con gli enti governativi (CE, 2022g). La LCA viene utilizzata nel processo decisionale come strumento per migliorare la progettazione del prodotto, ad esempio la scelta dei materiali, la selezione delle tecnologie, i criteri di progettazione specifici e quando si considera il riciclaggio. L'analisi comparativa delle opzioni del sistema prodotto consente di apportare modifiche nel processo decisionale degli acquisti e degli investimenti tecnologici, sistemi di innovazione (CE, 2022g).

L'oggetto di studio della LCA è definito dalla norma UNI EN ISO 14040 (ISO 2006) come un: «insieme elementare di unità di processo, connesse tra loro per quanto riguarda materia ed energia, che perseguono una o più funzioni definite». L'*International Organisation of Standardization* (ISO), inoltre, ha prodotto degli standard che contribuiscono a uniformare le diverse scuole di questa metodologia, con il risultato che l'utilizzo della LCA a livello internazionale è aumentato notevolmente.

Secondo quanto previsto dalle norme ISO 14040 e 14044, la LCA prevede quattro fasi principali:

1. Definizione degli obiettivi e del campo di applicazione (*Goal and scope definition*)

Gli obiettivi di uno studio di LCA considerano la sua applicazione futura, le motivazioni che hanno condotto a tale analisi, il tipo di pubblico cui si rivolge e se i risultati saranno impiegati in analisi comparative per poi essere pubblicati. In generale, lo scopo è quello di fornire una chiara dichiarazione delle finalità dello studio e definire la sua ampiezza e livello di dettaglio (UNEP, 2020). Il campo di applicazione, invece, definisce l'oggetto di studio e determina il suo quadro metodologico di riferimento (UNEP, 2020). Esso affronta aspetti quali la funzione del sistema prodotto, l'unità funzionale, i confini del sistema e i requisiti di qualità dei dati.

Più nel dettaglio, l'unità funzionale (UF) stabilisce quantitativamente l'oggetto dello studio e permette di fornire l'unità con la quale esprimere i dati; si definisce come la misura della prestazione del flusso funzionale in uscita dal sistema prodotto e ha lo scopo di fornire un riferimento cui legare i flussi in entrata e in uscita dal sistema stesso (Baldo et al., 2008).

In LCA, inoltre, si definisce flusso di riferimento la quantità di materiali necessaria per produrre il prodotto o l'output, esso traduce l'unità funzionale in specifici flussi di prodotto e consente a chi esegue lo studio di identificare gli input di materia necessari per soddisfare l'unità funzionale (UNEP, 2020).

Il sistema prodotto, invece, definisce quali passaggi e attività sono necessarie per soddisfare l'unità funzionale. A tal proposito, i confini del sistema prodotto identificano le unità di processo prese in considerazione nella valutazione del ciclo di vita, le quali comprendono tutte le attività coinvolte in una o più operazioni. A seconda dei confini stabiliti, una LCA può essere definita: *from cradle to grave* (dalla culla alla tomba), *from cradle to gate* (dalla culla al cancello), *gate to gate* (dal cancello al cancello) e *zero burden* nel caso del trattamento dei rifiuti.

2. Analisi di inventario (*Life Cycle Inventory - LCI*)

Questa fase è dedicata alla contabilità dei flussi di materia ed energia in entrata e uscita dal sistema e delle emissioni in ambiente legate al sistema prodotto.

L'analisi d'inventario prevede tre sottofasi: la raccolta dei dati, l'elaborazione e l'allocazione.

In base alle fonti dalle quali provengono i dati impiegati in uno studio di LCA, si distinguono:

- dati primari, i quali vengono raccolti direttamente sul campo;
- dati secondari, che provengono da database presenti in software LCA;
- dati terziari, ricavati da manuali, enciclopedie e letteratura scientifica.

Dopo aver individuato gli input di materia ed energia, prodotti, co-prodotti, rifiuti ed emissioni; i dati nel loro complesso devono essere validati e relativizzati rispetto all'unità funzionale.

L'ultima sottofase, l'allocazione, permette di ripartire nel sistema prodotto i flussi in entrata e uscita; questa operazione è impiegata nel caso in cui il sistema generi più di un prodotto o dei co-prodotti.

3. Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment - LCIA)

Questa fase dello studio di LCA affronta e identifica i temi ambientali più rilevanti (per esempio riscaldamento globale, acidificazione terrestre, eutrofizzazione delle acque dolci, scarsità di risorse fossili), trasformando ciascun flusso dell'inventario in un contributo ai vari impatti.

La valutazione degli impatti si basa su tre sottofasi:

- I. Classificazione: scelta e definizione delle categorie d'impatto;
- II. Caratterizzazione: quantificazione degli impatti mediante l'attribuzione di fattori di caratterizzazione e aggregazione degli effetti ambientali alle varie categorie. Il fattore di caratterizzazione è un valore numerico che indica il contributo di una data sostanza a un tema ambientale;
- III. Normalizzazione e ponderazione: la normalizzazione permette di contestualizzare gli impatti, rapportando i punteggi ottenuti rispetto ad un valore di riferimento. Con la ponderazione si attribuisce un peso alle diverse categorie d'impatto per dare una stima dei risultati.

La norma ISO 14040 (2006) considera questi ultimi due passaggi (normalizzazione e ponderazione) facoltativi.

In fase di valutazione degli impatti, si possono seguire due approcci che differiscono per il valore attribuito a ciascuna categoria d'impatto. L'approccio *problem oriented*, il quale si concentra maggiormente sul problema legato al singolo impatto, tramite l'identificazione di categorie *midpoint*; e quello *damage oriented*, che è orientato a valutare i potenziali impatti in termini di danno (consumo di risorse, danni all'uomo e agli ecosistemi) che una data emissione può arrecare, mediante categorie *endpoint*.

4. Interpretazione dei risultati (Life Cycle Interpretation)

L'ultima fase dell'analisi del ciclo di vita è dedicata a tradurre ed interpretare i risultati ottenuti, verificare il raggiungimento degli obiettivi preposti e la qualità dei dati attraverso l'analisi di sensitività, la quale consente di analizzare i limiti del sistema. In questa parte conclusiva si propongono i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale dei processi o attività considerati, generando un procedimento iterativo di riesame e revisione.

3.3.1. LCA del modello DECISIVE

Per la valutazione *ex-ante* dell'impianto pilota DECISIVE da implementare nel comune di Dolina, l'unità funzionale (UF) scelta è stata 1 tonnellata in peso umido (*ww – wet weight*) di rifiuto organico trattato. Sulla base della quantità annua di FORSU in grado di essere trattata dall'impianto e delle informazioni ottenute direttamente dalla società A&T 2000, la fase di raccolta è stata modellata considerando una distanza media totale di 77 km per ciclo di raccolta percorsa da due camion municipali convenzionali e poi allocata all'UF.

I confini del sistema sono del tipo *from cradle-to-cradle* (dalla culla alla culla), pertanto essi escludono i processi a monte della produzione di rifiuti, considerandoli *zero-burden* (a carico zero). Per la valutazione delle pratiche di post-trattamento del digestato, inoltre, sono stati ipotizzati due scenari riportati in Figura 3 e 4.

Come accennato in precedenza, il processo di DA avviene attraverso tre differenti fasi, nelle quali agiscono tre gruppi metabolici distinti di microrganismi che si differenziano sia per i substrati che per i prodotti del loro metabolismo. La prima fase è l'idrolisi che degrada i polimeri in monomeri e trasforma la cellulosa in glucosio e cellobiosio. Segue la fase di acidogenesi e acetogenesi (complessivamente fermentazione) che degrada gli amminoacidi, gli zuccheri e alcuni acidi grassi volatili. I suoi principali prodotti finali sono i precursori della produzione di CH₄ che ha luogo nella fase successiva. Infine, la metanogenesi prevede la formazione di CH₄ a partire dall'acido acetico o attraverso la riduzione della CO₂ utilizzando idrogeno come co-substrato. Inoltre, in misura minore si ha la formazione di CH₄ a partire dall'acido formico.

Il volume del biogas ottenibile dall'impianto pilota di Dolina è stato calcolato considerando i risultati di un precedente studio sull'implementazione di un network decentralizzato su piccola scala per il trattamento della FORSU nella città di Lione (Francia) (DECISIVE, 2018), oltre ai dati di resa del biogas presenti in letteratura (100 - 150 m³·t⁻¹ ww; Manfredi e Pant, 2011). Il valore ottenuto è pari a 133 Nm³·t⁻¹ ww (contenuto di umidità del substrato del 49%, dati da test di laboratorio) e deriva dalla somma del volume totale di CH₄ (86,71 Nm³·t⁻¹ ww) e CO₂ (46,69 Nm³·t⁻¹ ww).

Vista la mancanza di dati specifici sul contenuto di metano nel biogas prodotto, questo studio ha assunto un valore pari al 65% di CH₄, in accordo con Møller et al. (2009) e Curry e Pillay (2012). Sebbene il biogas contenga anche quantità variabili di altri gas in traccia (ad esempio, H₂S, N₂) (Manfredi e Pant, 2011), ai fini della ricerca, ne è stata ipotizzata una quantità trascurabile.

Le emissioni fuggitive del biogas, invece, sono state assunte pari a circa l'1%, in accordo con Edwards et al. (2017). Per quanto riguarda la produzione di energia, attraverso la combustione del biogas, si è ipotizzato che l'unità di cogenerazione abbia un'efficienza dell'80%, di cui l'elettricità e il calore ottenuti rappresentano rispettivamente il 20% e l'80% (Møller et al., 2009).

Relativamente alla quantità e qualità del digestato prodotto, lo studio di Angouria-Tsorochidou et al. (2022) è stato usato come riferimento per valutare la composizione delle frazioni liquide e solide ottenibili, utilizzando fattori di partizione specifici.

Sulla base di Møller et al. (2009), Maulini-Duran et al. (2015) e Khoshnevisan et al. (2018), invece, sono state valutate le emissioni del sistema nelle principali fasi del processo (ossia, digestione anaerobica, combustione del biogas, funzionamento dell'SSF e applicazione del digestato/retentato solido) (Tabella 1).

Tabella 1. Inventario delle emissioni del sistema secondo Angouria-Tsorochidou et al. (2021).

Emissioni	Unità	Valore	Riferimento
Digestione anaerobica			
CH ₄	kg·t ww ⁻¹	0,47 – 1,4	Bernstad and La Cour Jansen, 2012
CO ₂ , biogenico	kg·t ww ⁻¹	0,83 – 2,48	Bernstad and La Cour Jansen, 2012
Combustione di biogas			
CO	g·MJ biogas ⁻¹	0,115	Evangelisti et al., 2014
NO _x	g·MJ biogas ⁻¹	0,148	Evangelisti et al., 2014
COVNM ^a	g·MJ biogas ⁻¹	0,105	Evangelisti et al., 2014
CH ₄ (incombusto)	kg·t ww ⁻¹	0,60 – 0,97	Møller et al., 2009
CO ₂ (incombusto)	kg·t ww ⁻¹	3,6	Ascher et al., 2020
Fermentazione allo stato solido mediante SSF			
COV ^b	kg·t SS ^{-1c}	0,3	Maulini-Duran et al., 2015
CH ₄	kg·t SS ⁻¹	0,00612	Maulini-Duran et al., 2015
N ₂ O	kg·t SS ⁻¹	0,0632	Maulini-Duran et al., 2015
NH ₃	kg·t SS ⁻¹	1,9	Maulini-Duran et al., 2015
Applicazione del digestato			
CO ₂ , biogenico	del carbonio applicato al suolo	0,86 – 0,96	Møller et al., 2009
N ₂ O	dell'azoto applicato al suolo	0,013 – 0,017	Møller et al., 2009
NH ₃	dell'azoto applicato al suolo	0,01	Møller et al., 2009
NO ₃ ⁻ alle acque superficiali	% dell'azoto applicato al suolo	23,3	Khoshnevisan et al., 2018
NO ₃ ⁻ all'acqua di falda	% dell'azoto applicato al suolo	39	Khoshnevisan et al., 2018
NH ₄ ⁺	% dell'azoto applicato al suolo	7,1	Khoshnevisan et al., 2018
C stoccato	del carbonio applicato al suolo	0,04 – 0,14	Møller et al., 2009

a. Composti organici volatili non metanici (COVNM).

b. Composti organici volatili (COV).

c. Sostanza secca (SS)

d. Lo stock di carbonio è stato modellato in SimaPro in termini di emissioni evitate di anidride carbonica in atmosfera, utilizzando il processo “Carbon dioxide” con valore negativo (es. - XX kg CO₂eq)

Trattandosi di un impianto non ancora operativo, nel caso di DECISIVE, il reperimento dei dati di inventario ha rappresentato una delle fasi più complesse del lavoro. I dati di base del sistema (processi *foreground*, situati più vicino al prodotto studiato e quindi, più probabilmente, direttamente analizzati, per i quali spesso vengono raccolti dati specifici; UNEP, 2020), relativi all'ipotesi di progetto, sono stati ottenuti direttamente dalla società A&T2000. Informazioni di carattere più generale, necessarie per la modellazione del sistema, inoltre, derivano dalla letteratura scientifica e dai rapporti tecnici di progetto (Tabella A1). I dati di *background* (relativi a processi sia a monte o a valle della catena di approvvigionamento per i quali spesso vengono utilizzati dati

generici tratti dai database; UNEP, 2020), invece, sono stati estratti dalla banca dati *Ecoinvent* versione 3.6.

In conformità alle norme ISO 14040 (2006) e 14044 (2020), per quanto riguarda la valutazione dell'impatto, è stato utilizzato il software SimaPro 9.1.1 (PRé Consultants, 2021) e il metodo di caratterizzazione ReCiPe 2016 a livello intermedio o *midpoint* (approccio *problem oriented*). Dal momento che esistono diverse prospettive e approcci di ponderazione nella scelta del metodo di valutazione dell'impatto ReCiPe, quella adottata nel presente studio è quella gerarchica (*Hierarchist* – H) che si basa sui principi politici più comuni (PRé Consultants, 2022).

Tra le categorie di impatto valutate, quelle sulle quali si è concentrata maggiormente l'analisi sono state le seguenti: riscaldamento globale (*Global Warming* - GW), acidificazione terrestre (*Terrestrial Acidification* - TA), eutrofizzazione delle acque dolci (*Freshwater Eutrophication* - FE), scarsità di risorse fossili (*Fossil Resource Scarcity* - FRS) e tossicità umana (*Human Toxicity* - HT). Queste categorie di impatto sono state selezionate in quanto rappresentative dei potenziali effetti prodotti dal sistema in esame, tanto da essere tra quelle più valutate negli studi di LCA presenti in letteratura (Møller et al., 2009; Evangelisti et al., 2014; Bacenetti et al., 2016; Ardolino et al., 2018; Lamnatou et al., 2019; Slorach et al., 2019; Ascher et al., 2020; Bartocci et al., 2020; Tian et al., 2021; Angouria-Tsorochidou et al., 2022).

Il *Global Warming* o *Global Warming Potential* (GWP) o potenziale di riscaldamento globale indica la quantità totale delle emissioni dirette e indirette di tutti i principali GHGs (CO₂, CH₄, N₂O) durante tutto il ciclo di vita di un prodotto o servizio. Dal punto di vista chimico-fisico il GWP costituisce la misura del contributo nel lungo termine di un gas al riscaldamento globale (*global warming*). Questo indice è ponderato sulla base del tempo di vita atmosferico del gas e della sua capacità di assorbire la radiazione infrarossa emessa dalla Terra (Pulselli et al., 2011). L'unità di misura è la quantità di anidride carbonica equivalente (CO₂eq).

Con *Terrestrial Acidification* (TA) si intende il potenziale di acidificazione che include le emissioni di agenti inquinanti responsabili di processi di acidificazione nell'aria, nell'acqua e nel suolo, durante tutto il ciclo di vita di un prodotto o servizio (PTC Windchill, 2022). Il termine piogge acide, in particolare, definisce proprio il processo di ricaduta dall'atmosfera di particelle, gas e precipitazioni acide. Se queste deposizioni acide avviene sotto forma di precipitazioni si parla di deposizione umida, in caso contrario il fenomeno consiste in una deposizione secca. La formazione delle piogge acide è attribuibile sia a fattori naturali, vulcani e vegetazione in decomposizione, sia all'uomo, responsabile delle emissioni in atmosfera di biossido di zolfo (SO₂) e ossidi di azoto (NO_x) derivanti dalla combustione di combustibili fossili. L'azione degli acidi che si formano direttamente in sospensione oppure al suolo provoca l'acidificazione di laghi e corsi d'acqua,

danneggia la vegetazione e molti suoli forestali (ENEA, 2019a). L'unità di misura in questione è il biossido di zolfo equivalente (SO₂ eq).

La categoria di impatto denominata *Freshwater Eutrophication* (FE) valuta il potenziale di eutrofizzazione delle acque dolci, che considera l'emissione di sostanze nutrienti nonché di materia organica durante tutto il ciclo di vita di un prodotto o servizio. Come evidenziato dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT) (2006) l'eutrofizzazione è principalmente causata da un aumento di fosforo e azoto nelle acque con conseguente crescita eccessiva di piante e alghe dovuta alla maggiore disponibilità di uno o più fattori di crescita limitanti necessari per la fotosintesi (luce solare, l'anidride carbonica) (Chislock et al., 2013) e abbassamento della concentrazione di ossigeno. L'uso agricolo di fertilizzanti e gli scarichi industriali e urbani, in genere ricchi di azoto e fosforo, sono le fonti principali di eutrofizzazione. L'unità di misura, in questo caso, è il fosforo equivalente (P eq).

La categoria di impatto *Fossil Resource Scarcity* (FRS) valuta l'impoverimento delle risorse inteso come diminuzione di disponibilità di riserve naturali fossili e minerali, petrolio greggio e carbone. Poiché l'aumento dell'estrazione di energia fossile porterà a un aumento della domanda di energia per l'estrazione in futuro, tale indicatore può essere visto come misura della scarsità di energia fossile (Arvidsson et al., 2021). Questa categoria di impatto non focalizza l'attenzione sull'impoverimento delle varie risorse, ma pone l'attenzione sugli impatti ambientali causati dalla loro estrazione.

Infine la categoria di impatto *Human Toxicity* (HT) riflette il potenziale danno di un'unità di sostanza chimica rilasciata nell'ambiente e si basa sia sulla tossicità intrinseca del composto che sulla sua dose potenziale (Hertwich et al., 2001). Essa si misura in quantità di 1,4-diclorobenzene (1,4-DCB) o para-diclorobenzene (p-DCB), comunemente usato come deodorante per ambienti e come insetticida fumigante per il controllo delle tarme, muffe e funghi. Quando l'1,4-DCB viene riscaldato fino alla decomposizione, vengono rilasciati gas e vapori tossici (come acido cloridrico e monossido di carbonio). La principale via di potenziale esposizione umana a questo composto è l'inalazione (PubChem, 2022).

Il metodo ReCiPe è stato scelto in quanto è uno dei metodi più utilizzati in letteratura per la valutazione dell'impatto (Ascher et al., 2020; Bacenetti et al., 2016; Slorach et al., 2019). Le emissioni dirette di N₂O e CH₄ derivanti da fasi di processo come la DA o la combustione del biogas contribuiscono al riscaldamento globale, così come l'applicazione di fertilizzanti inorganici ai terreni agricoli, riconosciuti come i principali responsabili della presenza di N₂O. Per questo motivo, la loro sostituzione potrebbe contribuire a migliorare le prestazioni ambientali in termini di emissioni di GHGs, ma anche di acidificazione del suolo, in quanto ridurrebbe principalmente le

emissioni di ammoniaca (NH_3) e l'eutrofizzazione delle acque dolci dovuta all'arricchimento di nitrati (NO_3^-) e fosfati. Inoltre, la sostituzione dei pesticidi chimici riduce la contaminazione organica atmosferica (Bøckman e Olf 1998) e la concentrazione di metalli pesanti (ad esempio, cadmio, Cd) nel suolo, contribuendo a ridurre gli impatti sulla salute umana. Infine, la produzione di fonti energetiche rinnovabili come il biogas può contribuire in modo significativo a ridurre l'esaurimento delle risorse di combustibili fossili (Hasler, 2017), come descritto in precedenza.

3.3.2. LCA dei sistemi WECs

Per valutare la CF dei tre dispositivi per lo sfruttamento dell'energia da moto ondoso, l'UF di riferimento scelta è stata l'anno di funzionamento di ciascun sistema. Per precauzione, la durata di vita dell'OWC è stata considerata essere di 50 anni, sebbene Patrizi et al. (2019) hanno assunto 60 anni per il convertitore *onshore* OBREC. Sia per l'*oscillating floater* che per la *boa* è stato ipotizzato un tempo di vita utile di 25 anni (BLUE DEAL MED, 2022c; Rémouit et al., 2018); mentre per elementi specifici come, ad esempio, il meccanismo PTO o le connessioni elettriche, i tempi di vita sono stati differenziati al fine di considerare le operazioni di manutenzione e sostituzione. Ad esempio, secondo Bruschi et al. (2019), la durata media di una turbina ad aria di un OWC è inferiore a quella delle turbine eoliche (20 anni; Chipindula et al., 2018); in questo lavoro, si è ipotizzata una durata di 15 anni considerando il lavoro in condizioni non costanti.

I confini del sistema sono del tipo *from cradle-to-grave* (dalla culla alla tomba), poiché questa valutazione considera la dismissione e fine vita delle tecnologie, ipotizzando scenari di riciclo e conferimento in impianti di trattamento per il recupero energetico dei materiali costruttivi coinvolti. In accordo con Zhai et al. (2018), i confini del sistema escludono i piccoli componenti meccanici utilizzati a monte per l'assemblaggio dei moduli e del sistema, e a valle per la sua manutenzione come bulloni, dadi e viti, che rappresentano una parte trascurabile del peso e un impatto ambientale minimo.

L'inventario dei dati per ogni tecnologia si è basato sull'uso combinato di modelli digitali 3D e dati di letteratura. In particolare, i modelli 3D sono stati sviluppati per ottenere una quantificazione più precisa dei volumi di materiali coinvolti che costituiscono i diversi componenti di ogni sistema. Partendo dai modelli teorici in 3D, è stato definito un *benchmark*, ossia una generalizzazione utile per confrontare i risultati ottenuti da tecnologie più specifiche, seguendo criteri di valutazione omogenei. Qualsiasi tecnologia alternativa a quelle presentate, e presumibilmente progettata per migliorare le prestazioni, può essere quindi confrontata con le soluzioni qui presentate attraverso una procedura di calcolo simile.

In conformità alle norme ISO 14040 (2006) e 14044 (2020), la LCA è stata utilizzata per tenere conto dei flussi in entrata e in uscita e valutare i potenziali impatti ambientali dei tre WEC dalla loro produzione alla fase di smaltimento. In Appendice, le Tabelle A2, A3 e A4 riportano i dati di inventario raccolti per ciascun sistema WEC analizzato.

I dati specifici dei materiali e dell'energia necessari per la Fase 1, Fabbricazione dei componenti strutturali, sono stati stimati mediante procedure di calcolo per quantificare gli input e gli output rilevanti del sistema prodotto, partendo da fonti di letteratura scientifica. Ad esempio, il sistema di generazione elettrica esterna per l'OWC è stato modellato seguendo Faÿ et al. (2020) (Tabella A2).

Come riportato in Tabella A2, per quanto riguarda la Fase 2, Assemblaggio e installazione, lo studio ha ipotizzato tempi diversi per ciascun sistema. Per il sistema OWC, l'intera fase di installazione ha richiesto circa 5 giorni lavorativi; per il sistema *oscillating floater* sono stati necessari 2 giorni lavorativi, mentre per la boa sono stati necessari circa 3 giorni lavorativi. Lo studio ha ipotizzato l'assemblaggio e l'installazione a terra per OWC e *oscillating floater*, mentre la boa viene trasportata in barca al sito di installazione dopo il suo assemblaggio in porto.

Per tutte le tecnologie valutate, i materiali e i componenti costruttivi vengono trasportati su camion per una distanza presunta di 200 km fino al sito di assemblaggio. La ricerca di Chatzigiannakou et al. (2017) è stata presa come riferimento per quantificare il tempo di installazione per ogni dispositivo e i macchinari di cantiere coinvolti (ad es. gru, muletti, generatori, imbarcazioni, ecc.). Il consumo di gasolio necessario per l'assemblaggio a terra e le attività operative in loco è stato stimato sulla base di Chipindula et al. (2018). Per l'installazione della sottostazione marina è stato considerato lo studio di Chatzigiannakou et al. (2015).

Poiché i sistemi portuali sono già collegati alla rete nazionale, e in assenza di informazioni dettagliate sui cavi elettrici terrestri necessari, per tutti i WEC essi sono stati esclusi dall'analisi. D'altra parte, lo studio ha stimato la composizione dei materiali dei cavi sottomarini per la trasmissione dell'elettricità prodotta dalla boa (Tabella A4). In particolare, la composizione dei cavi sottomarini da 33 kV è stata modellata seguendo Birkeland (2011). Il presente studio si è limitato a valutare il cavo di collegamento tra la boa e la *substation* marina, di lunghezza pari a 70 m, e un ulteriore cavo sottomarino di lunghezza pari a 2 km per consentire la trasmissione di energia dalla *substation* alla costa (Leijon et al., 2008).

Per la Fase 3, Manutenzione e sostituzione dei materiali, per il sistema OWC è stata considerata la sostituzione della turbina *Wells*, per un totale di circa 3 volte nel corso della vita del dispositivo (15 anni, Bruschi et al., 2019). Inoltre, sono state considerate le emissioni legate al consumo di gasolio per le ispezioni periodiche di monitoraggio (12 volte all'anno) per controllare lo stato del sistema (Tabella A2). Per il sistema *oscillating floater* (Tabella A3), lo studio ha ipotizzato la sostituzione

dei pistoni idraulici (12,5 anni; Seareas, 2022), e sono stati considerati anche i consumi di gasolio per i viaggi di monitoraggio (12 volte all'anno). Secondo Strömstedt et al. (2012), per quanto riguarda la boa, essa è esente da manutenzione, il che significa che non dovrebbe essere necessaria alcuna manutenzione durante l'intero ciclo di vita (20-25 anni) del sistema (Tabella A4). Tuttavia, potrebbe essere necessario monitorarla per rilevare eventuali danni o malfunzionamenti e per prevenire la formazione di *biofouling* (Rémouit et al., 2018) (accumulo e sviluppo di microrganismi, piante, alghe o piccoli animali su superfici umide). Inoltre, per la *substation* è stato ipotizzato che non sia necessaria alcuna manutenzione, ad eccezione delle attività di ispezione per verificarne la funzionalità. Per questo motivo, il consumo di gasolio per l'utilizzo di un'imbarcazione per il trasferimento dell'equipaggio per le attività di ispezione (2 volte all'anno) è stato contabilizzato in conformità con Acta Marine (2017).

Per quanto riguarda la Fase 4, Dismissione e fine vita, seguendo Raadal et al. (2014) e Tsai et al. (2016), sono stati ipotizzati diversi scenari che considerano il riciclo e il trattamento in discarica o il recupero energetico (Tabelle A1, A2 e A3).

Le destinazioni dei vari materiali ipotizzate sono state: 90% di riciclo e 10% di discarica per acciaio, alluminio, ghisa e zinco; 90% di riciclo e 10% di termovalorizzazione per rame e piombo; 100% di discarica per il cemento e 100% di termovalorizzazione per vernici e materiali plastici (es. polietilene, poliuretano e polipropilene). È stato ipotizzato, inoltre, che la ghiaia rimossa durante le attività di installazione del sistema OWC venga riutilizzata in loco (zavorra).

In accordo con Pulselli et al. (2022), per quanto riguarda i componenti metallici riciclabili, sono state considerate le emissioni per il loro trasporto a un ipotetico centro di gestione dei rifiuti (200 km su camion per tutti i WEC e 2 km su barca solo per il caso della boa basata sul fondale marino). Gli impatti della successiva gestione e del riciclo dei metalli per produrre materie prime secondarie sono stati assegnati al futuro processo che utilizzerà tali materiali (Pulselli et al., 2022).

La CF di ciascun dispositivo è stata valutata utilizzando il software SimaPro 9.1.1 (PRé Consultants, 2021) per modellare l'inventario e realizzare la valutazione dell'impatto del ciclo di vita. Nello specifico, è stato scelto il metodo di caratterizzazione IPCC (2013) per quantificare le emissioni di GHGs attraverso una standardizzazione basata sui potenziali di riscaldamento globale (GWP) che tengono conto di due fattori: forzante radiativa e tempo di permanenza. Questi fattori di caratterizzazione sono stati espressi per un periodo di 100 anni (GWP 100a), in CO₂eq per tonnellata di emissioni e di seguito espressi come valori CF.

Sulla base dei risultati della LCA, per ciascun sistema WEC è stata calcolata la *Carbon Intensity of Electricity* (CIE), vale a dire il rapporto tra le emissioni di CO₂eq generate dal ciclo di vita di

ciascuna tecnologia e la sua produttività media annua (MWh), e confrontata con i dati disponibili in letteratura (Tabella A5). Questo indicatore di prestazione consente di confrontare l'effetto di mitigazione delle emissioni di GHGs di diverse soluzioni tecnologiche, poiché valori di CIE inferiori indicano impatti inferiori per unità di energia prodotta.

La valutazione in termini di CIE permette di evidenziare la redditività, a lungo termine, di quei progetti che consentono di produrre energia pulita con minori emissioni. La CIE è, infatti, un indicatore intensivo che consente di aggiungere informazioni alla semplice valutazione dei costi ambientali di qualsiasi tecnologia. I risultati della CIE dovrebbero integrare le informazioni che guidano la decisione sull'installazione di questi impianti, come il tipo di tecnica di costruzione, il principio di funzionamento e le caratteristiche meteorologiche del sito di installazione ipotetica.

Come valori di riferimento per le produzioni energetiche e, di conseguenza, per i potenziali energetici sono stati considerati i dati di Arena (2016) e Ibarra-Berastegi et al. (2018) per il modello OWC; BLUE DEAL MED (2022c) e BLUE DEAL MED (2022d) per l'*oscillating floater* e Bozzi et al. (2013) per la *boa*.

3.3.3. LCA dei modelli *raft-buoy* e *spar-buoy*

Anche nel caso delle due turbine eoliche flottanti, *raft-buoy* e *spar-buoy*, l'UF scelta è un anno di funzionamento di ciascun dispositivo.

In primo luogo, sono stati stimati i dati specifici di materiali ed energia necessari per la Fase 1, Fabbricazione dei componenti strutturali, su base quantitativa e considerando i componenti principali di ogni dispositivo (Tabella A6 in Appendice). Anche in questo caso, fondamentale è stato l'impiego combinato di dati di letteratura e modelli 3D per la definizione dei flussi di materia ed energia caratterizzanti le tecnologie esaminate.

Per la Fase 2, Assemblaggio e installazione, è stato stimato il consumo di materiali ed energia (diesel per gru, muletti, generatori, imbarcazioni, ecc.), necessari per l'assemblaggio a terra o in loco (Chipindula et al., 2018). Sono state considerate le emissioni per il trasporto dei materiali e dei componenti di costruzione su camion per una distanza presunta di 500 km. Questo valore è una precauzione per considerare le diverse realtà del bacino del Mediterraneo. Non in tutte le possibili località di realizzazione delle turbine, infatti, vi è lo stesso livello di sviluppo delle infrastrutture portuali, marittime, stradali e industriali.

Per la Fase 3, Manutenzione e sostituzione, il consumo energetico di due imbarcazioni (cioè sei viaggi all'anno dell'imbarcazione di trasferimento per le piccole operazioni di manutenzione e un viaggio all'anno dell'imbarcazione di rifornimento veloce con componenti di ricambio) e di un elicottero (un viaggio all'anno) per il monitoraggio dei parchi eolici, sono stati considerati seguendo Weinzettel et al. (2009), Tsai et al. (2016) e Wang et al. (2019). La sostituzione delle parti usurate,

invece, riguarda per lo più componenti tecnologici preassemblati in fabbrica, come il *gearbox* (moltiplicatore di giri), che vengono trasportati sul posto (in linea con Bhattacharya et al., 2018; Chipindula et al., 2018; Wang et al., 2019).

Per la Fase 4, Dismissione e fine vita, sono stati ipotizzati scenari di riciclaggio e smaltimento in discarica o termovalorizzazione. Seguendo Chipindula et al. (2018), Raadal et al. (2014) e Tsai et al. (2016), abbiamo ipotizzato le seguenti destinazioni dei vari materiali: 90% di riciclo e 10% di discarica per acciaio, alluminio e ferro; 90% di riciclo e 10% di termovalorizzazione per rame, piombo e zinco; 100% di discarica per il cemento e 100% di termovalorizzazione per polimeri plastici (polietilene, polipropilene e altre plastiche), gomma, vetroresina, legno, vernici alchidiche e resina epossidica. Per quanto riguarda i componenti metallici riciclabili, sono state conteggiate solo le emissioni per il loro trasporto a un ipotetico centro di gestione dei rifiuti (300 km in nave e 200 km in camion). Gli impatti della successiva gestione e del riciclaggio dei metalli per produrre materie prime secondarie sono stati assegnati al futuro processo che utilizzerà tali materiali, come nel caso dei dispositivi WEC.

Come visto in precedenza, anche in questa valutazione, il metodo di caratterizzazione IPCC (2013) è stato utilizzato per quantificare le emissioni di GHGs, e quindi l'indicatore GWP 100a, associate al ciclo di vita dei due sistemi analizzati.

Ancora una volta, partendo dai risultati ottenuti dalla LCA è stata calcolata la CIE per ciascun modello di turbina e confrontata con i dati disponibili in letteratura (Tabella A7 in Appendice). Inoltre, grazie alla realizzazione di tre laboratori virtuali, i BLUE DEAL *Transferring Lab*, è stato possibile ottenere i dati circa i potenziali energetici del vento e i valori di produttività per uno standard tecnologico avente una potenza installata di 6 MW.

3.4. Dimensione economica: Analisi Costi Benefici (*Cost-Benefit Analysis - CBA*)

L'Analisi Costi Benefici (ACB) o *Cost-Benefit Analysis (CBA)* è uno strumento analitico per giudicare i vantaggi o gli svantaggi economici di una decisione di investimento (CE, 2014a). Tale metodologia permette di contabilizzare i costi e i benefici connessi alla realizzazione di un progetto, al fine di valutare la variazione di benessere ad esso attribuibile.

L'ACB si basa su un insieme di obiettivi aventi lo scopo di attribuire un valore monetario a tutti gli effetti positivi (benefici) e negativi (costi) dati dalla realizzazione del progetto. Questi valori monetari vengono attualizzati e poi sommati per calcolare il beneficio totale. Sebbene, tradizionalmente, l'applicazione principale di tale metodologia prevede la valutazione di progetti in fase *ex-ante*, l'ACB può essere utilizzata anche per valutazioni in *medias res* ed *ex post* (CE, 2014a).

Quando si parla di progetto, si intende «una serie di lavori, attività o servizi destinati di per sé a realizzare un compito indivisibile di natura economica o tecnica con obiettivi chiaramente identificati» (UE, 2013).

In accordo con linee guida dell'UE (CE, 2014a) l'ACB è generalmente strutturata in differenti fasi, che sono:

- la descrizione del contesto;
- la definizione degli obiettivi;
- l'identificazione del progetto;
- la fattibilità tecnica e sostenibilità ambientale;
- l'analisi finanziaria;
- l'analisi economica;
- la valutazione del rischio.

Il primo step riguarda la descrizione del contesto socioeconomico, politico e istituzionale in cui il progetto sarà attuato, mentre la definizione degli obiettivi identifica i bisogni a cui il progetto può far fronte e, di conseguenza, alla sua rilevanza.

L'identificazione del progetto, invece, fa capo a questioni quali: l'individuazione dell'infrastruttura coinvolta, il tipo di intervento (nuova costruzione, riabilitazione, aggiornamento, ecc.), il servizio fornito, l'ente responsabile dell'attuazione del progetto, area di impatto e i beneficiari finali.

Per quanto riguarda la fattibilità tecnica del progetto, essa è caratterizzata da una prima indagine circa la domanda attuale e futura di specifici servizi che possono essere soddisfatti dal progetto in questione.

Relativamente agli aspetti prettamente tecnici, questi riguardano in particolare (CE, 2014a):

- l'ubicazione del progetto, compresa un'illustrazione grafica (mappa);
- la progettazione tecnica: descrizione dei principali componenti delle opere, della tecnologia adottata, degli standard di progettazione e delle specifiche tecniche;
- le stime dei costi per la realizzazione e l'operatività del progetto;
- le tempistiche di attuazione.

Per quello che riguarda i requisiti sulla sostenibilità ambientale, invece, è necessario che essi siano soddisfatti parallelamente alle considerazioni tecniche, in modo tale da contribuire alla selezione della migliore opzione progettuale.

Dal punto di vista analitico, l'ACB si articola in analisi finanziaria e analisi economica. La prima viene, di norma, effettuata dal punto di vista del proprietario dell'infrastruttura, mentre la seconda punta a valutare il contributo del progetto al benessere economico della società. L'analisi economica, quindi, è condotta dal punto di vista di tutta la società (Florio, 2003).

In entrambi i casi ci si avvale del calcolo degli indicatori di performance del progetto, che come vedremo in seguito, sono: il Valore Attuale Netto (VAN) (finanziario ed economico) e il Tasso Interno di Rendimento (TIR) (finanziario ed economico).

Sebbene l'ACB vada oltre la considerazione del rendimento finanziario del progetto, la maggior parte dei dati sui costi e sui benefici provengono da analisi finanziarie. Queste analisi forniscono all'esaminatore informazioni essenziali circa i fattori di produzione e i prodotti, i loro prezzi e la struttura delle scadenze temporali delle entrate e delle uscite. Infatti dal punto di vista dell'orizzonte temporale del progetto (o periodo di riferimento), esso rappresenta il numero massimo di anni per cui si forniscono le previsioni, che dovrebbero essere formulate per un periodo commisurato alla sua vita utile (tempo di vita) economica ed estendersi per un arco temporale sufficientemente lungo da poterne cogliere il probabile impatto nel medio-lungo termine (Florio, 2003).

Infine, per quello che concerne l'ultimo step, l'analisi del rischio deve essere inclusa per tenere conto dell'incertezza che permea i progetti di investimento, compreso il rischio dato dagli impatti negativi del cambiamento climatico che possono avere effetti sul progetto. Le fasi raccomandate per la valutazione dei rischi del progetto prevedono: l'analisi di sensitività; l'analisi qualitativa del rischio; l'analisi probabilistica del rischio; la prevenzione e mitigazione del rischio (CE, 2014a).

3.4.1. Analisi finanziaria e analisi economica

L'analisi finanziaria mira a valutare la redditività del progetto nel suo complesso, sia per il titolare che per i principali *stakeholder* e verificare la sostenibilità finanziaria, che è una fondamentale condizione di fattibilità (CE, 2014a). Delineare i flussi di cassa che sono alla base del calcolo dei costi e dei benefici socioeconomici è l'obiettivo primario di questo tipo di analisi. Questo avviene tramite l'applicazione del metodo dei Flussi di Cassa Attualizzati (*Discounted Cash Flow*), il quale considera solo i flussi di cassa in entrata e in uscita, senza tenere conto di accantonamenti, ammortamenti e altre voci contabili che non corrispondono a flussi effettivi (CE, 2014a). Nello specifico l'analisi finanziaria consente di valutare la redditività del progetto tenendo conto dei costi di investimento, dei costi operativi o di esercizio, dei ricavi e delle fonti di finanziamento. Per calcolare il valore attuale dei flussi di cassa futuri si adotta un appropriato tasso di sconto finanziario, la cui stima fa capo all'Allegato I della Guida all'analisi costi-benefici dei progetti d'investimento (CE, 2014a).

Partendo dal calcolo dell'analisi finanziaria, quella economica apporta una serie di aggiustamenti quali: correzioni fiscali, conversione da prezzi di mercato a prezzi ombra, valutazione degli impatti non di mercato e correzione per le esternalità (CE, 2014a).

Tasse e sussidi sono pagamenti di trasferimento che non rappresentano costi o benefici economici reali per la società, in quanto comportano semplicemente il trasferimento del controllo su determinate risorse da un gruppo sociale a un altro. Per tale motivo, tramite la definizione e l'applicazione di appropriati fattori di conversione vengono apportati aggiustamenti a tali distorsioni. Si tratta di trasformare i prezzi di mercato utilizzati nell'analisi finanziaria in prezzi di conto (che correggono i prezzi distorti da imperfezioni di mercato) (CE, 2014a).

Lo stesso vale per ciascuna voce dei flussi in entrata o in uscita che consente di includere costi e benefici sociali non considerati nell'analisi finanziaria. Quando i prezzi di mercato non riflettono il costo opportunità di input e output, si procede con la loro conversione in prezzi ombra da applicare alle voci dell'analisi finanziaria. Il concetto chiave è che, in analisi economica, l'uso dei prezzi ombra consente di riflettere il costo opportunità sociale di beni e servizi, invece dei prezzi osservati sul mercato, che possono essere distorti (CE, 2014a).

Anche gli impatti generati dal progetto a causa dell'uso di un bene o servizio nuovo o migliorato, che sono rilevanti per la società, ma per i quali non è disponibile un valore di mercato, dovrebbero essere inclusi come benefici diretti del progetto nell'analisi economica della valutazione del progetto. In altre parole, seguendo Florio et al. (2003), si tratta di includere un qualsiasi costo o beneficio che si riversa dal progetto verso altre parti senza compensazione monetaria, il quale viene detto esternalità. L'esternalità definisce, quindi, una situazione nella quale i costi o i benefici privati dell'utilizzo di un bene o di un servizio differiscono dai costi o dai benefici che si ottengono per la collettività. Un esempio di esternalità è l'inquinamento: un effetto dannoso dell'azione di un soggetto economico sul benessere di altri soggetti non direttamente coinvolti (Martini, 2010). In analisi finanziaria, eventuali esternalità che provocano benefici e costi sociali (danni) non vengono considerate dal momento che non generano effettive uscite o entrate monetarie (Florio et al., 2003).

Gli effetti ambientali sono esternalità tipiche nel contesto dell'ACB. Tramite l'analisi economica è possibile quantificare i danni ambientali in termini monetari, valutando le esternalità negative date dagli impatti ambientali generati dal sistema. Ad esempio, le esternalità associate al cambiamento climatico possono essere monetizzate in base al valore netto di CF risultante dall'analisi LCA del sistema analizzato, il quale viene moltiplicato per un costo unitario espresso in euro/tonnellata. A valori negativi netti di CF sono associate esternalità positive e incluse nell'ACB come benefici/guadagni, mentre valori positivi netti di CF sono considerati esternalità negative e incluse nell'ACB come costi.

3.4.2. ACB del modello DECISIVE

Per il modello DECISIVE sono stati calcolati i benefici finanziari e ambientali del sistema e i relativi costi operativi e di capitale necessari per massimizzare l'efficienza delle risorse e ridurre al minimo la produzione di rifiuti nell'ambito della sostenibilità economica e sociale (Hislop e Hill, 2011). È necessario sottolineare, però, che al momento della raccolta dati e della valutazione l'impianto pilota installato a Dolina non era ancora operativo, poiché in attesa delle specifiche autorizzazioni che ne consentano l'avvio per una prima fase di *testing*. Per tale motivo, non è stato possibile acquisire informazioni significative sul contesto e la comunità locale di riferimento.

In particolare, sono stati contabilizzati i ritorni in termini di energia rinnovabile, nutrienti accessibili (digestato come possibile fertilizzante agricolo e non solo) in grado di fornire benefici a livello ambientale, sociale ed economico.

Il Valore Attuale Netto (VAN) è l'indicatore che è stato calcolato per valutare tutti i flussi di cassa netti futuri per l'intera durata del progetto, attualizzati al tempo presente. L'Equazione 1 (CE, 2017) riporta la formula di calcolo applicata:

$$\text{VAN} = \sum_{t=0}^n a_t S_t = \frac{S_0}{(1+r)^0} + \frac{S_1}{(1+r)^1} + \dots + \frac{S_n}{(1+r)^n} \quad (\text{Eq. 1})$$

Dove S_t è il saldo del flusso di cassa (differenza tra ricavi e costi) al tempo t , nel periodo di funzionamento del progetto (n). Per il calcolo del VAN è stato adottato un appropriato fattore di sconto finanziario (a_t) per l'attualizzazione al tempo t e che riflette il costo opportunità del capitale, tramite il tasso di sconto finanziario r . Il fattore o tasso di sconto $(1+r)^n$ consente di confrontare i flussi di costi e ricavi su periodi più lunghi e di determinare la fattibilità del progetto, ossia se i ricavi netti attuali superano i costi netti attuali ($\text{VAN} > 0$) (Global Green Growth Institute, 2015; Arena et al., 2020). Seguendo l'Eq.1, un VAN positivo indica generalmente un profitto atteso e la possibilità di andare avanti con il progetto valutato.

La performance finanziaria, in analisi finanziaria, è stata valutata per un periodo operativo di 20 anni ed espressa come VAN finanziario (VANF), in cui è stato assunto un tasso di sconto sociale del 6% in accordo con Asher (2020). In analisi economica, invece, è stato calcolato il VAN economico (VANE) per considerare le esternalità sociali e ambientali (per lo stesso orizzonte temporale di 20 anni) al fine di ottenere una valutazione complessiva delle prestazioni del modello DECISIVE. Per il calcolo del VANE, in accordo con la normativa europea, è stato applicato un tasso di sconto sociale del 3% insieme ad appropriati fattori di conversione (CE, 2015).

La differenza tra VANF e VANE è che il secondo utilizza i prezzi contabili o il costo opportunità di beni e servizi invece dei prezzi di mercato imperfetti, e include per quanto possibile le esternalità sociali e ambientali. Questo perché l'analisi viene fatta dal punto di vista della società, non solo del proprietario del progetto (CE, 2014a). Poiché vengono considerate le esternalità e i prezzi ombra, alcuni progetti con un VANF basso o negativo possono mostrare un VANE positivo.

Il Tasso Interno di Rendimento (TIR) dell'investimento, invece, viene utilizzato principalmente per valutare la performance futura dell'investimento in relazione ad altri progetti o a un tasso di rendimento utilizzato come *benchmark*. Esso è definito come quel tasso di rendimento (r^* ; Eq. 1) per il quale il VAN risulta pari a zero (Reniers, 2016), come riportato nell'equazione che segue (Eq. 2):

$$VAN(r^*) = 0 = \sum_{t=0}^n \frac{S_t}{(1 + TIR)^t} = \frac{S_0}{(1 + TIR)^0} + \frac{S_1}{(1 + TIR)^1} + \dots + \frac{S_n}{(1 + TIR)^n} \quad (\text{Eq. 2})$$

Il TIR è definito, quindi, come quel tasso per il quale un investimento raggiunge il pareggio (Reniers et al., 2016). Viene considerato uno degli indicatori fondamentali per le valutazioni degli investimenti pubblici e privati, perché consente di esprimere il margine di profittabilità del progetto. Quando il TIR risulta essere minore del tasso soglia scelto (es. tasso di sconto), il progetto viene scartato, mentre nel caso in cui esso sia maggiore, il progetto viene accettato. Nel presente studio, il tasso soglia scelto è il fattore di sconto applicato (CE, 2014a). Quando il TIR è inferiore al tasso di sconto applicato (o il VAN è negativo), quindi, significa che le entrate nette generate non compenseranno i costi e il progetto avrà bisogno di un sostegno finanziario esterno (CE, 2014a).

A differenza del VAN, il TIR è un indicatore adimensionale, cioè non viene influenzato dalla dimensione dell'investimento (CE, 2014a; Huang, 2022). Infatti, mentre il VAN è espresso in termini monetari e dipende dalle dimensioni del progetto, il TIR è un numero espresso in termini relativi (%), che non varia in base alle dimensioni del progetto.

Nel caso di studio presentato, il TIR finanziario (TIRF) è stato calcolato considerando i costi di investimento (incrementali) e i costi operativi come uscite; mentre i ricavi (incrementali) e il valore residuo sono stati considerati come entrate. Anche per il TIRF l'orizzonte temporale di riferimento è di 20 anni ed è stato assunto un tasso di sconto sociale del 6% (Asher, 2020). Analogamente a quanto visto per il VANE, in analisi economica è stato calcolato il TIR economico (TIRE) per considerare le esternalità sociali e ambientali relative al modello DECISIVE, per lo stesso orizzonte temporale di 20 anni.

In Tabella 2 sono riportati i costi di capitale (*CAPital EXpenditures - CAPEX*), come l'investimento iniziale per la costruzione dell'impianto, e i costi operativi (*OPerational EXpenditure - OPEX*), i quali coprono la manutenzione per il funzionamento dell'impianto, la raccolta e il trasporto dei rifiuti organici e la manodopera associata a queste fasi principali del processo. La tabella, inoltre, mostra i fattori di conversione utilizzati per convertire i prezzi di mercato in prezzi ombra e correggere le distorsioni del mercato (ad esempio, le correzioni fiscali) nell'analisi economica (CE, 2014a).

Sia per il VANF e il TIRF che per il VANE e il TIRE, i benefici hanno incluso le entrate derivanti dalla potenziale vendita di prodotti *biobased* (ad esempio, fertilizzanti organici, biopesticidi) (S1 e S2) (Tabella 2). Poiché attualmente in Italia non esistono incentivi o sussidi governativi diretti alla gestione di impianti di DA o alla produzione di compost, questi non sono stati considerati nell'analisi.

Per quanto riguarda le correzioni fiscali dei prezzi dei prodotti *biobased*, dopo averne determinato il valore esatto, queste sono state sottratte dai flussi di cassa in accordo con le linee guida dell'UE (CE, 2014a). In particolare, nell'analisi economica sono stati sottratti i pagamenti dell'Imposta sul Valore Aggiunto (IVA), considerando il 4% per i fertilizzanti (L.1984/748) e il 10% per i biopesticidi (D.P.R. 1972/633, Tabella A).

Nel caso delle correzioni fiscali da apportare al prezzo di vendita dell'elettricità e del calore prodotti, sempre in accordo con CE (2014a), è stato applicato il fattore di conversione standard (0,95), come riportato in Tabella 2. In questo caso, le sovvenzioni applicate a tali prezzi, non rappresentano un trasferimento di risorse, ma una modalità per correggere le esternalità ambientali come, ad esempio, le imposte sulle emissioni di CO₂. Per tale motivo, è giustificato includere queste sovvenzioni (incentivi) nei costi del progetto.

Nel calcolo del VANE e di conseguenza nel TIRE, come spiegato in precedenza, le esternalità associate al cambiamento climatico sono state monetizzate sulla base del calcolo dell'indicatore GW, che tiene conto delle impronte di carbonio incorporate nel sistema (CO₂eq. *trading*). Il prezzo di 25 €·t CO₂eq^{-1b} è il costo medio assegnato alle emissioni di GHG nel 2019 e definito come costo unitario standard in accordo con Sendeco2 (Sendeco2, 2021). I valori netti di CF negativi sono stati

^b Il costo unitario della CO₂eq scelto corrisponde anche al costo "medio" assegnato alle emissioni di GHG dalle linee guida dell'UE (CE, 2014). Tale valore è soggetto alle fluttuazioni dei valori di mercato dei permessi di emissione, infatti, con un prezzo più alto del carbonio (es. 81 €·t CO₂eq⁻¹ nel 2022) la valutazione economica delle emissioni evitate risentirebbe di tale cambiamento. In termini di VANE e TIRE i risultati avrebbero ulteriore margine di miglioramento. Segue che un basso valore del costo unitario della CO₂eq non incentiva misure di decarbonizzazione, bensì autorizza l'emissione di gas ad effetto serra. Infine, il 2019 è stato scelto come anno di riferimento dello studio per escludere gli effetti dati dalla Pandemia di COVID-19 e dal conflitto russo-ucraino sul costo unitario della CO₂eq.

considerati come esternalità positive e incluse nell'ACB come ricavi, mentre i valori positivi sono stati considerati come esternalità negative e incluse nell'ACB come costi.

Poiché nel calcolo delle esternalità, viene valutato un solo aspetto relativo al benessere della società, ossia le emissioni di GHGs evitate tramite la produzione di energia da biogas, non si ricade nel doppio conteggio. I benefici ottenuti tramite l'impiego di tecnologie quali la DA, infatti, non sono relativi alla sola produzione di energia elettrica e calore, ma riguardano una serie più ampia di aspetti quali: il miglioramento nel sistema di gestione dei rifiuti tipo FORSU, l'incentivo alla produzione di energia rinnovabile, il recupero dei nutrienti in ottica di economia circolare (digestato e suo trattamento) e la creazione di nuovi posti di lavoro. Contabilizzando il beneficio per la società dato dalle sole emissioni evitate, si valuta solo una parte dei benefici complessivi derivanti dal sistema DA; per questo motivo è giustificato utilizzare il prezzo di vendita incentivato.

Tabella 2. Inventario dei dati associati all'ACB.

Parametro	Unità	Valore	Fattore di Conversione^a	Tempo di vita (anni)	Riferimento
Trattamento FORSU					
CAPEX					
Uso terreno	€·anno ⁻¹	36.000	1,00	-	Questo studio
Digestore Anaerobico (DA)	€·unità ⁻¹	225.252	0,89	20	Questo studio
<i>Solid state fermentation</i> (SSF)	€·unità ⁻¹	35.000	1,00	20	Angouria-Tsorochidou et al., 2021
Motore <i>Stirling</i>	€·unità ⁻¹	17.000	0,89	20	Angouria-Tsorochidou et al., 2021
Osmosi inversa	€·unità ⁻¹	40.000	1,00	20	Cipollone, 2019
OPEX					
Manutenzione DA	€·anno ⁻¹	3.000	1,02	-	Angouria-Tsorochidou et al., 2021
Manutenzione SSF	€·anno ⁻¹	300	1,02	-	Angouria-Tsorochidou et al., 2021
Manutenzione Osmosi inversa	€·anno ⁻¹	7.000	1,02	-	Cipollone, 2019
Raccolta FORSU					
CAPEX					
Camion	€·unità ⁻¹	35.000	0,89	10	Angouria-Tsorochidou et al., 2021
Ricavi					
Elettricità	€·kWh ⁻¹	0,11	1,00	-	GSE, 2019b
Calore	€·kWh ⁻¹	0,04	1,00	-	TIS innovation park, 2011
Fertilizzante	€·kg ⁻¹	0,42	-	-	Camera di commercio di Modena, 2021 ^b
Biopesticida	€·kg ⁻¹	21,28	-	-	FitoItaly, 2021 ^b

Prezzo unitario						
Elettricità	€·kWh ⁻¹	0,16	0,95	-		EUROSTAT, 2021a; Florio et al. 2003
Calore	€·kWh ⁻¹	0,04	0,95	-		EUROSTAT, 2021b; Florio et al. 2003
Lavoro	€·ora ⁻¹	10	0,60	-		Questo studio
Acqua	€/m ³	1,16	1,00	-		Water News Europe, 2021
Diesel	€·L ⁻¹	1,54	0,65	-		MITE, 2021

^{a.} Conferenza dei Presidenti delle Regioni e delle Province Autonome (2001)

^{b.} L'analisi economica ha considerato il prezzo di vendita al netto dell'IVA secondo la CE (2014a), per tale motivo non è stato necessario applicare il fattore di conversione.

Infine, lo studio ha effettuato un'analisi di sensitività volta a valutare la solidità dei risultati della ACB. Per S0, S1 e S2 sono stati definiti diversi scenari con la variazione dei parametri caratteristici, come il tasso di sconto sociale, il prezzo di vendita e/o la quantità di produzione dei biopesticidi. Anche il prezzo di vendita dell'elettricità prodotta è stato considerato un parametro che può influenzare i risultati.

3.5. Dimensione sociale

La partecipazione attiva dei cittadini alla transizione energetica è un elemento cruciale per una corretta pianificazione energetica territoriale. In tal senso, l'opinione pubblica può giocare un ruolo chiave di stimolo e di supporto. L'attuale transizione energetica, come sottolineato da Lennon et al. (2019), non può utilizzare modelli passati di sfruttamento di nuove fonti energetiche, ignorando le conseguenze ambientali e sociali. Deve essere una transizione attuata in modo diverso: non più mediante decisioni dall'alto verso il basso, ma tramite un processo partecipativo che coinvolga tutte le parti interessate (Lennon et al., 2019; Lange and Cummins, 2021; O'Connor et al., 2022).

Il consenso pubblico deve essere costruito con l'azione politica (ASviS, 2021) e creare obiettivi di *networking* è quanto auspicato al fine di assicurare a tutti l'accesso a sistemi energetici economici, affidabili, sostenibili e moderni. Per costruire un futuro più sostenibile, quindi, è importante comprendere la percezione che il pubblico ha delle tecnologie energetiche (Sütterlin e Siegrist, 2017; O'Connor et al., 2022).

Spesso l'introduzione di nuove tecnologie deve fare i conti l'atteggiamento di opposizione nei confronti della loro realizzazione da parte delle comunità locali (la già citata sindrome *NIMBY*).

Il timore di potenziali ripercussioni su ambiente e società genera dinamiche di resistenza. Questo vale, in modo particolare, nel caso dell'accettazione sociale di progetti infrastrutturali nel campo delle FER; nella loro forma più visibile e immediata: la localizzazione degli impianti di produzione (Magagni, 2021). A tal proposito, diversi sono gli studi sino ad oggi condotti circa la percezione dei

cittadini e sui loro atteggiamenti nei confronti dell'installazione di dispositivi per lo sfruttamento di energia rinnovabile (es., Peterson et al., 2015; Tampakis et al., 2017; Djuricic et al., 2020; Fisher et al., 2021; Macht et al., 2022); alcuni di essi includono anche le EMR (es., de Groot and Bailey, 2016; Howell, 2019; Lange and Cummins, 2021; Billing et al., 2022).

Per quanto riguarda, nello specifico, la diffusione delle tecnologie BE, nell'area del Mediterraneo, queste sono in una fase iniziale, e occorre ancora lavorare sul modo migliore per coinvolgere tutti gli attori e le parti interessate e rimuovere gli ostacoli al loro sviluppo (Betti et al., 2022).

Come dimostrato da de Groot e Bailey (2016), Howell (2019), Hazboun e Boudet (2020) e Brandt (2021) la partecipazione del pubblico è indispensabile per lo sviluppo delle ERM. Ad oggi le possibilità di espansione della produzione di energia da fonti rinnovabili a terra si fanno sempre più limitate, per tale motivo, lo spazio marittimo offre una potenziale soluzione. I dispositivi che sfruttano le EMR, infatti, rappresentano un tassello fondamentale nel processo di decarbonizzazione del settore energetico. Tuttavia, le difficoltà di accettazione da parte del pubblico legate all'impatto visivo degli impianti o a eventuali ricadute sui settori che dal mare traggono ricchezza, sono un aspetto che può ostacolare lo sviluppo di nuove capacità produttive (CE, 2014b).

Da qui la necessità di condurre un'indagine sulla percezione pubblica delle EMR volta a coinvolgere i cittadini e consentire loro di partecipare attivamente alla pianificazione energetica del territorio e alla proprietà degli impianti (Betti et al., 2022).

3.5.1. Ask Your Citizen on BE

Nell'ambito del Progetto *Interreg* MED BLUE DEAL, in 12 località del bacino del Mediterraneo, è stata svolta un'indagine sul livello di conoscenza relativo alle EMR e come queste siano percepite dalla popolazione delle aree coinvolte; oltre a valutare l'accettazione sociale nei confronti delle tecnologie BE.

Il campione degli intervistati ha compreso un totale di 2.843 cittadini, quasi equamente distribuiti per genere (50,8% femmine e 49,2% maschi) e per classi di età (32% 18-39 anni, 38% 40-59, e 28% oltre 60) (Betti et al., 2022). Tutti residenti in zone prettamente costiere.

Le interviste si sono svolte tra la fine dell'estate 2020 e la primavera del 2022 e i siti coinvolti sono stati: Čiovo - Dalmazia (Croazia), Hersonissos - Creta (Grecia), Durazzo (Albania), Kalkara e Xghajra (Malta), Larnaca (Cipro), Salobreña - Andalusia (Spagna), Pobla de Farnals - Comunidad Valenciana (Spagna), Isola del Giglio e Livorno - Toscana (Italia), Civitavecchia - Lazio (Italia), Dubrovnik (Croazia), Capodistria (Slovenia).

Per la realizzazione del sondaggio è stato necessario, in primo luogo, identificare e descrivere il fenomeno oggetto di indagine e definire l'area in cui realizzarla. Per garantire un elevato grado di

comparabilità dei risultati, lo stesso questionario (tradotto nelle lingue locali), riportato in Appendice (Tabella A8), è stato somministrato in tutte le aree oggetto di studio. Le 14 domande elaborate si sono concentrate su differenti aspetti. Ad esempio le caratteristiche socio-demografiche degli intervistati (domande dalla n°1 alla n°6); la conoscenza dei cittadini circa temi quali i cambiamenti climatici, le tecnologie marine rinnovabili e, più in generale, le questioni ambientali (domande dalla n°7 alla n°10). È stata indagata anche la propensione degli intervistati ad accettare un'eventuale installazione di dispositivi BE (proponendo cinque tecnologie differenti, di cui quattro - OWC, *oscillating floater*, boa ed eolico *offshore* - oggetto della valutazione LCA) (domanda n°11). Le domande n°12 e n°13 hanno esaminato le percezioni degli intervistati su punti di forza, debolezze, opportunità e minacce associate a tali tecnologie e il loro livello di preoccupazione circa gli impatti di tali dispositivi sull'ambiente e sul contesto socioeconomico. Infine, la domanda n°14 ha esaminato l'impatto percepito della diffusione delle BE in relazione alle future opportunità di lavoro e ai benefici socioeconomici e ambientali (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022).

L'area di indagine doveva essere quella in cui installare un impianto BE e nel quale sviluppare un progetto. Poteva trattarsi di un'isola o una parte di essa, una zona costiera, una città o una parte di essa. In ciascun caso, l'area individuata doveva contenere tra i 1.500 e i 15.000 abitanti. Quanto alla metodologia di campionamento, questa è stata divisa in due fasi:

- la prima ha riguardato la selezione degli indirizzi tramite campionamento sistematico stratificato (Verma, 1991);
- la seconda si è occupata della scelta una persona all'interno della famiglia in qualità di intervistato (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022).

Il campionamento sistematico stratificato degli indirizzi ha previsto la divisione delle unità di campionamento primarie (*Primary Sampling Units* - PSU) della popolazione, in questo caso gli indirizzi, in gruppi e la selezione di un campione indipendente all'interno di ciascun gruppo (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022). In questo tipo di campionamento probabilistico le unità campionarie di una popolazione vengono selezionate in base a un punto di partenza casuale, ma con un intervallo fisso e periodico. Questo intervallo, chiamato intervallo di campionamento, viene calcolato dividendo la dimensione della popolazione per la dimensione del campione desiderata (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022). Nel caso specifico, l'area scelta (zona costiera o insulare) è stata suddivisa in dieci blocchi o strati, ciascuno dei quali doveva essere contiguo, non sovrapposto agli altri e tutti gli strati insieme dovevano coprire l'intera area. Ogni strato (Figura 10) doveva contenere il più possibile lo stesso numero di unità (abitanti) omogenee, il che significa tipi simili di abitazioni. È importante che i confini di ogni strato siano chiaramente definiti (EUROSTAT, 2018).

Se l'area scelta conteneva 5.000 abitanti, ciascuno dei 10 strati doveva contenerne circa 500 (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022).

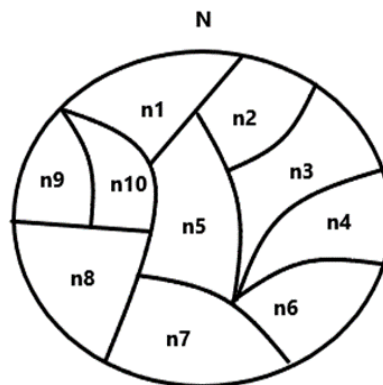


Figura 10. Esempio di *stratum*.

Una volta identificati chiaramente i 10 blocchi o strati, è stato necessario effettuare un campionamento sistematico degli indirizzi in modo indipendente per ogni strato. Per raggiungere un campione finale (cioè le interviste completate) di circa 200 interviste e considerare le mancate risposte, è stato necessario raddoppiare il campione (ipotizzando un tasso di mancata risposta del 50%). Ciò significa che sono stati selezionati 400 indirizzi in totale, quindi 40 indirizzi per strato (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022).

Il passo successivo è stato scegliere un punto di partenza per la selezione degli indirizzi. Una volta scelto il primo indirizzo in uno strato, la persona addetta al lavoro sul campo deve coprire tutte le strade dello strato a piedi, seguendo diversi percorsi possibili e selezionando un indirizzo ogni cinque (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022).

Il lavoro sul campo è stato anticipato dall'invio di una lettera (da parte delle autorità locali) a ciascuna famiglia selezionata, la quale è stata informata dell'attività di indagine. Una volta conclusa la raccolta dati per ogni area campione, i risultati sono stati consolidati ed elaborati (BLUE DEAL, 2021; Betti et al., 2022).

4. Risultati e discussioni

4.1. LCA del modello DECISIVE

La Figura 11 mostra i risultati LCA per tutti gli scenari analizzati, con particolare attenzione alle categorie di impatto considerate: *Global Warming (GW)*, *Terrestrial Acidification (TA)*, *Freshwater Eutrophication (FE)*, *Fossil Resources Scarcity (FRS)* e *Human Toxicity (HT)*. Il sistema pilota di Dolina ha mostrato solide prestazioni ambientali in tutte e cinque le categorie di impatto considerate, in particolare per S1 e S2. In Appendice, la Tabella A9 mostra i risultati per le tutte le categorie di impatto valutate nel metodo ReCiPe 2016 per ciascun scenario analizzato.

Per quanto riguarda il GW, la produzione di energia attraverso la combustione del biogas e gli impatti evitati della produzione di pesticidi inorganici hanno contribuito, rispettivamente, in termini di emissioni evitate espresse in kg CO₂eq per tonnellata di materiale trattato (ww - *wet weight*), a impatti netti negativi in S1 e S2: - 46,10 kg CO₂eq t ww⁻¹ e - 2.767 kg CO₂eq t ww⁻¹.

In S0, i risultati hanno mostrato impatti netti positivi dovuti alle emissioni derivanti dal trattamento della frazione solida del digestato presso l'impianto di compostaggio. Questo è responsabile del 93% del potenziale di GW (2.484 kg CO₂eq t ww⁻¹), da attribuire principalmente all'uso del calore (dati di *background* dal dataset di *Ecoinvent*^c). D'altra parte, in S0 la generazione evitata di elettricità e calore (-69 e -31 kg CO₂eq t ww⁻¹), per via dell'autoproduzione (cogenerazione) locale, indica potenziali crediti ambientali dati dalla diminuzione dell'uso di combustibili fossili.

Per S2, le emissioni evitate associate alla produzione di biopesticida attraverso l'applicazione dell'unità SSF, hanno contribuito maggiormente all'impatto netto negativo per il GW totale (- 2.779 kg CO₂eq t ww⁻¹). I crediti derivanti dalle emissioni associate al mancato impiego di pesticidi inorganici, infatti, potrebbero superare la quota di emissioni date dal processo produttivo e dall'utilizzo di energia, portando ad un valore di GW netto negativo.

Per quanto riguarda le emissioni di GHGs, il risparmio potenziale associato alla sostituzione del MAP è comune in S1 (- 12 kg CO₂eq t ww⁻¹) e S2 (- 0,80 kg CO₂eq t ww⁻¹). In S2, in particolare, il limitato risparmio netto di emissioni di GHGs è dovuto principalmente alla minore quantità di P disponibile nel retentato per sostituire il fertilizzante MAP.

^c Voce dal dataset di *Ecoinvent* studiata e valutata: *Heat, district or industrial, natural gas {CH₄} | market for heat, district or industrial, natural gas | APOS, U*

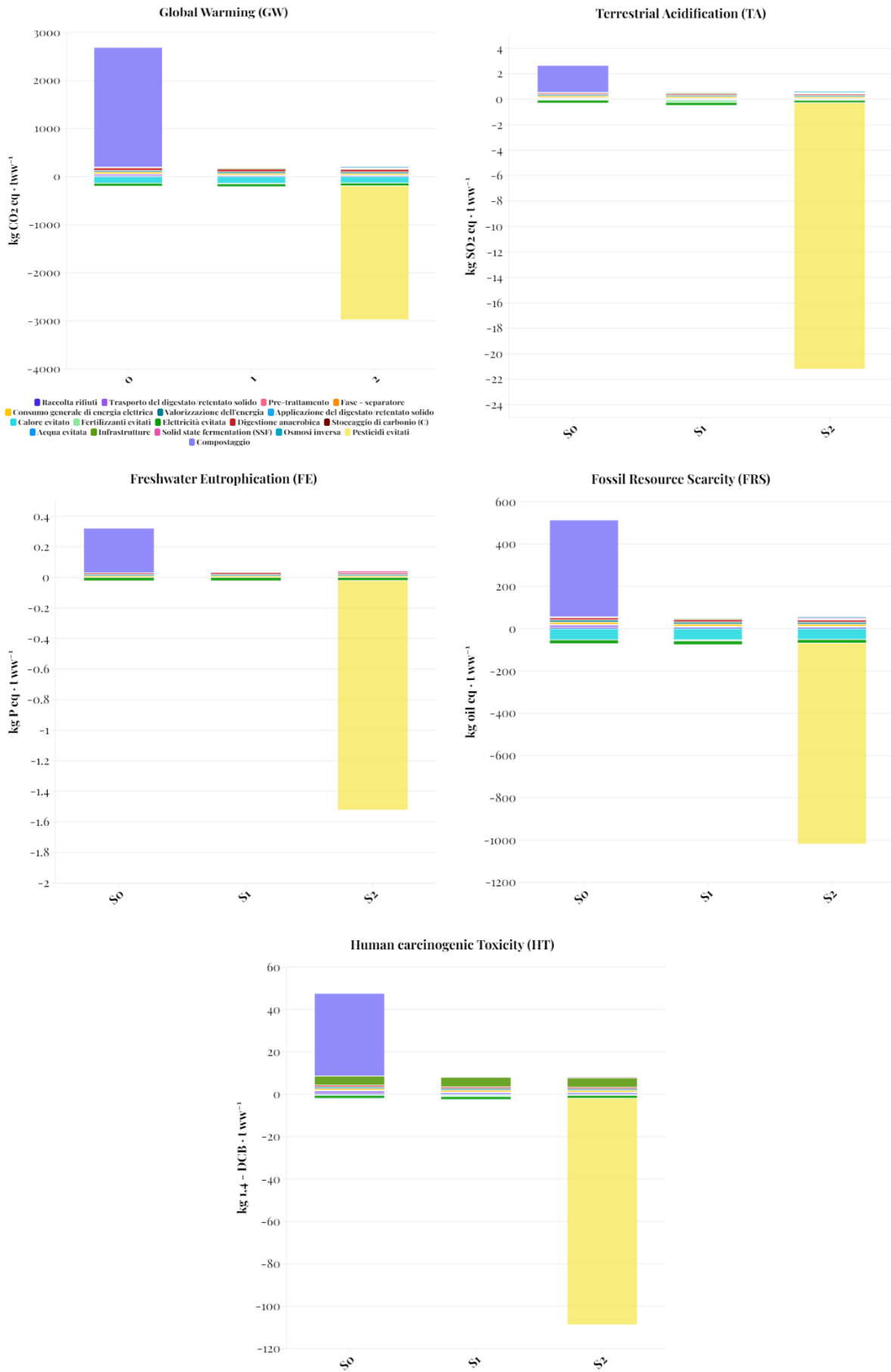


Figura 11. Risultati della LCA per le categorie di impatto GW, TA, FE, FRS, HT relative a ciascun scenario analizzato (S0, S1, S2).

L'analisi del contenuto di nutrienti del digestato ha confermato la sua idoneità a essere utilizzato come fertilizzante organico. Nel dettaglio, le quantità totali di P e Cd nella frazione solida del digestato (dopo il processo di centrifugazione) sono state calcolate considerando i fattori di ripartizione del 96% per il P e del 74% per il Cd (Angouria-Tsorochidou et al., 2022). Per quanto riguarda il contenuto di P e Cd nel retentato, invece, lo studio ha assunto rispettivamente fattori di ripartizione del 94% e del 90% considerando il processo di osmosi inversa (Adam et al., 2018).

Al termine della valutazione, la quantità di P nella frazione solida del digestato e del retentato è risultata rispettivamente pari a 3,49 e 0,20 g kg ww⁻¹; tali valori sono in linea con i limiti normativi stabiliti dal Regolamento UE sui fertilizzanti (4,36 g kg ww⁻¹) (UE, 2019/1009). Mentre, per quanto riguarda la concentrazione di Cd nella frazione solida del digestato e del retentato, questa è stata valutata essere, rispettivamente, 0,14 e 0,75 mg·kg di sostanza secca⁻¹, in accordo con il limite normativo dell'UE di 1,5 mg·kg di sostanza secca⁻¹ (UE, 2019/1009).

In S1 e S2, i risparmi netti di emissioni di GHGs sono in linea con i risultati degli studi di Slorach et al. (2019) e Ascher et al. (2020). Il primo studio ha considerato le implicazioni ambientali associate al recupero di risorse energetiche e materiali da rifiuto alimentare, confrontando quattro metodi di trattamento (digestione anaerobica, compostaggio in vasca, incenerimento e discarica).

La DA ha mostrato gli impatti ambientali più bassi, compreso un potenziale GW netto negativo (-31,6 kg CO₂eq t⁻¹ di rifiuti alimentari), dovuto principalmente alla sostituzione dell'elettricità di rete. Ascher et al. (2020) hanno condotto una LCA di un sistema comunitario di trattamento dei rifiuti alimentari nel Regno Unito, attraverso un impianto di DA a umido su piccola scala. Il potenziale di GW è risultato essere pari a -92,27 kg CO₂eq t⁻¹ di rifiuti alimentari, da attribuire principalmente alle emissioni evitate derivanti dall'autoproduzione di energia (-90 kg CO₂eq t⁻¹ grazie alla sostituzione dell'elettricità) e dall'uso del digestato come fertilizzante.

Per quanto riguarda il contributo positivo alle emissioni di GHGs, in S0 e S1, il consumo di energia elettrica dato dalle operazioni del sistema di DA, del motore *Stirling*, coinvolto nel processo di cogenerazione, e l'attività delle unità di controllo hanno contribuito al GW totale per 125 kg CO₂eq t ww⁻¹. In S2 queste emissioni hanno contribuito per 138 kg CO₂eq t ww⁻¹, considerando il fabbisogno energetico aggiuntivo per l'osmosi inversa. Per quanto riguarda, il contributo dato dal consumo di energia elettrica per il separatore di fase (centrifuga), esso è trascurabile in tutti gli scenari analizzati (S0 e S1: 1,17 kg CO₂eq t ww⁻¹, S2: 1,13 kg CO₂eq t ww⁻¹). Per il funzionamento del sistema di osmosi inversa in S2, invece, il consumo di energia elettrica è stato responsabile del 9% delle emissioni in termini di potenziale GW. In tutti gli scenari il processo DA è stato responsabile di una percentuale trascurabile delle emissioni con un valore medio per il GW di 55 kg

CO₂eq t ww⁻¹. In S2, il processo SSF ha rappresentato il 9% delle emissioni, contribuendo al GW totale con 19 kg CO₂eq t ww⁻¹.

Infine, le emissioni di GHGs legate all'uso di materiali infrastrutturali e alla fase di raccolta dei rifiuti hanno contribuito rispettivamente per il 7% e il 12% dell'impatto totale in S1 e S2 e sono trascurabili in S0.

Per le categorie TA e FE, in S0 e S1, i valori totali sono stati rispettivamente 2,36 e 0,03 kg SO₂eq t ww⁻¹ e 0,31 e 0,01 kg P eq t ww⁻¹; mentre in S2, TA e FE totali presentano valori negativi (- 21 kg SO₂eq t ww⁻¹, - 1,47 kg P eq t ww⁻¹) grazie alle emissioni evitate date dall'impiego di pesticidi inorganici. In S0, il trattamento tramite compostaggio della frazione solida del digestato ha contribuito in modo significativo a queste categorie di impatto (circa l'84%), a causa dell'uso di energia (elettricità e calore); mentre la fase di valorizzazione dell'energia che vede l'impiego di energia elettrica per il funzionamento del motore *Stirling* (processo di cogenerazione) e in generale il consumo di elettricità per altre attività di processo, hanno contribuito per circa il 4% all'interno di TA e FE. Il consumo di elettricità per la separazione delle fasi è trascurabile per entrambe le categorie (meno dello 0,5%).

Queste categorie di impatto, inoltre, sono state influenzate dal contributo dato dalle emissioni evitate dovute alla sostituzione del MAP, soprattutto in S1 (- 39 % per TA e - 20 % per FE) e alla produzione di energia elettrica (- 46 % per TA e - 72 % per FE). In S2, i risultati per TA e FE hanno seguito la stessa tendenza vista nella categoria di impatto GW, evidenziando l'importante contributo della produzione evitata di pesticidi, pari a circa - 99% dell'impatto.

Per quanto riguarda i contributi positivi, in S2 il consumo di energia per le operazioni del sistema DA e per il motore *Stirling* e le unità di controllo della cogenerazione hanno contribuito alla TA e alla FE per il 20%, a causa del consumo di elettricità.

Questi risultati hanno evidenziato la rilevanza di implementare l'uso del digestato piuttosto che inviarlo al compostaggio, in linea con quanto emerso dagli studi di Ascher et al. (2020) e Tian et al. (2021). Il primo ha ottenuto 0,24 kg SO₂eq t ww⁻¹, nella categoria TA, per la DA a causa delle emissioni derivanti dall'utilizzo del biogas nell'unità di cogenerazione. Il secondo, invece, ha ottenuto un valore di TA pari a 0,27 kg SO₂eq t ww⁻¹ e uno di FE pari a - 0,01 kg P eq t ww⁻¹ per un sistema DA decentralizzato volto al trattamento del rifiuto organico, il quale è influenzato principalmente dai nutrienti recuperati dall'utilizzo del digestato e dall'energia recuperata.

In tutti gli scenari, l'impatto evitato dato rispettivamente dalla produzione convenzionale di calore ed elettricità, è evidenziato dai valori netti negativi registrati dalla categoria di impatto FRS; pari a circa - 52 e - 18 kg di petrolio eq t ww⁻¹. Tale risultato è associato al processo di cogenerazione, e

quindi di autoproduzione, di calore ed elettricità. Questi dati sono in linea con i risultati di Tian et al. (2021), che hanno individuato nell'energia recuperata (autoprodotta) un contributo alla riduzione del consumo di combustibili fossili pari a - 59 kg di petrolio eq t ww⁻¹.

Tuttavia, in S0, il consumo energetico dell'impianto di compostaggio è stata la voce che ha inciso per la percentuale maggiore delle emissioni totali (442 kg di petrolio eq t ww⁻¹). Il consumo di elettricità per le diverse fasi di trattamento e il processo di cogenerazione o valorizzazione dell'energia tramite l'impiego del motore *Stirling*, ha raggiunto circa 10 kg di petrolio eq t ww⁻¹ in tutti gli scenari; mentre l'uso di elettricità durante la separazione delle fasi con la centrifuga è stato marginale. In S2, l'elettricità utilizzata per il processo di osmosi inversa è responsabile di circa 5 kg di petrolio eq t ww⁻¹, mentre il processo SSF copre il 10% delle emissioni.

Per quanto riguarda i crediti dati dalla produzione di biopesticidi, essi sono responsabili del 93% delle emissioni evitate, pari a - 949 kg di petrolio eq t ww⁻¹.

Infine, la categoria di impatto HT ha registrato valori pari a 45, 5 e - 100 kg di 1,4-DCB t ww⁻¹, rispettivamente in S0, S1 e S2, evidenziando un progressivo miglioramento delle prestazioni con l'evolversi degli scenari. In S0, tale categoria è stata influenzata principalmente dal funzionamento dell'impianto di compostaggio (soprattutto l'uso di energia elettrica), che ha rappresentato l'82% delle emissioni. Le emissioni evitate associate alla produzione di energia, invece, hanno rappresentato in media il -48% in S0 e il -37% in S1.

L'uso di materiali infrastrutturali è stato più rilevante negli scenari S1 e S2, rappresentando il 54% delle emissioni. Come mostrato nella Figura 8, la categoria d'impatto HT in S2 ha comportato emissioni negative grazie alla produzione evitata di pesticidi inorganici.

4.2. ACB del modello DECISIVE

I risultati derivanti dalla valutazione del VAN finanziario (VANF) ed economico (VANE) per il trattamento di 1 tonnellata in peso umido (*ww – wet weight*) di rifiuto organico trattato, per ciascun scenario ipotizzato, sono riportati in Figura 12.

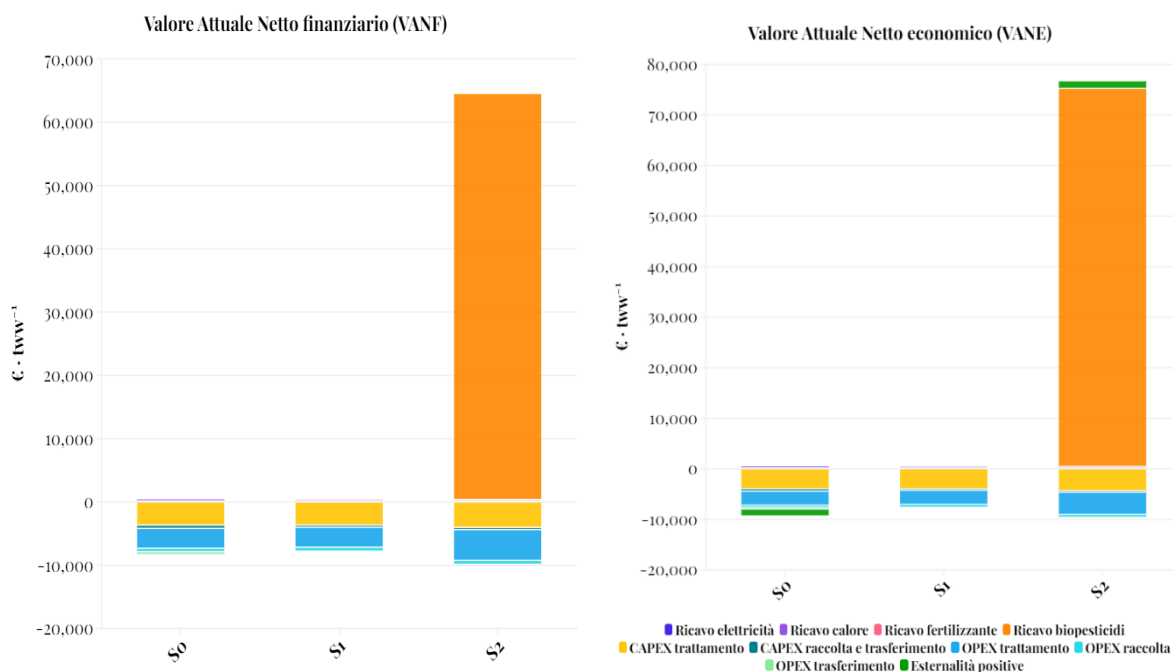


Figura 12. Risultati del VAN finanziario (VANF) (a) ed economico (VANE) (b) per tutti gli scenari valutati.

Dalla Figura 12a emerge che S0 e S1 presentano rispettivamente un VANF netto negativo pari a -7.782 e -7.200 € t ww⁻¹. Ciò suggerisce che l'investimento non è finanziariamente redditizio quando viene implementata solo l'unità di DA, ma anche dopo aver tenuto conto dei benefici ottenibili dalla sostituzione del fertilizzante inorganico con il digestato solido (S1). Tale risultato è confermato dal TIRF che, in entrambi gli scenari, risulta essere inferiore al tasso di sconto applicato (6%; Asher, 2020): -12% per S0 e -9% per S1. Questo suggerisce che le entrate nette generate non compensano i costi e il progetto necessita di un eventuale sostegno finanziario esterno (CE, 2014a) come anticipato in precedenza.

Al contrario, S2 ha mostrato un VANF positivo pari a 54.710 € t ww⁻¹ e un TIRF altrettanto positivo pari a 206%. Questo risultato suggerisce l'eccellente redditività del sistema DECISIVE per S2 e la capacità dell'impianto di ripagare l'investimento iniziale, poiché finanziariamente conveniente. Tale risultato (in particolare il valore del TIRF), proviene per lo più dai ricavi derivanti dalla produzione di biopesticida, che sono il principale contributo ai benefici totali dello scenario (64.047 € t ww⁻¹).

In tutti gli scenari, l'investimento di capitale per la raccolta dei rifiuti organici (350 € t ww⁻¹) è principalmente legato all'acquisto di camion che è trascurabile rispetto al CAPEX per la fase di trattamento (S0 e S1: 3.636 € t ww⁻¹; S2: 4.011 € t ww⁻¹). Questo vale anche per S0, dove è stato considerato il costo aggiuntivo dato dal trasferimento del digestato all'impianto di compostaggio, attraverso un terzo camion (175 € t ww⁻¹). In questo contesto, in ogni scenario valutato, i costi operativi per le attività di trattamento, compresi i costi di manutenzione e manodopera, sono stati

più rilevanti (S0 e S1: 3.139 € t ww⁻¹; S2: 4.842 € t ww⁻¹) rispetto ai costi operativi per la fase di raccolta (533 € t ww⁻¹). Questi ultimi hanno incluso i costi del gasolio per il funzionamento dei camion e i costi associati alla manutenzione del sistema e alla manodopera, che sono in gran parte irrilevanti. In S0, la consegna del digestato all'impianto di compostaggio, con i relativi costi operativi (consumo di gasolio e manodopera), è risultata marginale (364 € t ww⁻¹).

Di conseguenza, dall'analisi finanziaria emerge che, sebbene il biogas goda di un regime di incentivazione dato dalla tariffa omnicomprensiva, il sistema di per sé pare non riesca a garantire un ritorno finanziario adeguato a ripagare l'investimento iniziale, se non si includono i benefici dati dal trattamento del digestato.

La Figura 12b, invece, mostra i risultati dell'VANE. S0 e S1 hanno presentato un VANE netto negativo, rispettivamente pari a - 8.673,02 e - 6.895 € t ww⁻¹. Lo stesso vale per il TIRE che presenta valori inferiori al tasso di sconto (6%; Asher, 2020): -15,5% per S0 e -8,4% per S1. Ciò suggerisce che, ancora una volta, il progetto non è in grado di generare benefici sociali.

Tuttavia, quando il sistema integra il post-trattamento del digestato con la produzione di bioprodotto e include le esternalità positive derivanti dalle emissioni di GHGs evitate, i relativi ricavi garantiscono guadagni sociali in S2, con un VANE positivo di circa 67.192 € t ww⁻¹ e un TIRE del 238%. Dalla valutazione economica per S2, emerge che non solo il progetto è finanziariamente conveniente, ma anche socialmente desiderabile. Tuttavia è importante tenere presente che la quantità di biopesticida prodotto, che anche in questo caso pesa sul valore del risultato finale (in particolare per il TIRE), è frutto di stime preliminari, che non devono essere considerate come valore assoluto e definitivo.

In ogni scenario, i CAPEX relativi alla fase di raccolta mediante camion (310 € t ww⁻¹) sono rimasti trascurabili rispetto a quelli associati alla fase di trattamento (S0 e S1: 3.930 € t ww⁻¹; S2: 4.304 € t ww⁻¹). Rispetto all'analisi finanziaria, l'analisi economica eseguita per S0 ha mostrato che il costo di capitale associato al digestato trasferito all'impianto di compostaggio è marginale (155 € t ww⁻¹; dato dalla differenza tra il CAPEX di raccolta e trasferimento per S0, pari a 465 € t ww⁻¹, e quello per S1, pari a 310 € t ww⁻¹). Nel complesso, i valori dei ricavi hanno seguito la stessa tendenza osservata nell'analisi finanziaria.

Il VANE associato a S2 ha evidenziato che le entrate derivanti dalla produzione di biopesticidi rappresentano il principale contributo ai benefici totali, come già visto per l'VANF. Anche per l'analisi economica, i ricavi ottenuti dalla vendita di elettricità, calore e fertilizzanti sono modesti in S0 e S1, se paragonati ai costi di trattamento. In tutti gli scenari, gli OPEX per le attività di

trattamento (S0 e S1: 2.773 € t ww⁻¹; S2: 4.374 € t ww⁻¹) restano più rilevanti rispetto ai costi operativi associati alle fasi di raccolta (469 € tww⁻¹).

Per quanto riguarda i benefici associati ai valori negativi di CF netta ottenuti in analisi LCA, sono state contabilizzate diverse esternalità ambientali positive, soprattutto per S2, con un valore di 1.390 € tww⁻¹. Tale risultato è dovuto principalmente ai ricavi a seguito della produzione di biopesticidi. D'altra parte, S0 ha mostrato esternalità negative (- 1.235 € t ww⁻¹) associate alla CF netta positiva, poiché non sono stati previsti ricavi da fertilizzanti o biopesticidi.

In generale, i risultati di S2 sono in accordo con quelli ottenuti da Badgett e Milbrandt (2021), che hanno dimostrato i benefici economici per diversi sistemi di gestione dei rifiuti solidi urbani (in grado di trattare da 50.000 a 250.000 t/anno) negli Stati Uniti, compresa la DA.

Sebbene Badgett e Milbrandt (2021) mostrino come i benefici economici dipendano principalmente dall'applicazione della tassa di ingresso (*gate fee*), cioè l'ammontare riscosso (ricavo) su una determinata quantità di rifiuti ricevuti dall'impianto, che non è stata considerata nel presente studio, i ricavi aggiuntivi derivanti dalla vendita di biocarburanti o bioprodotto possono ridurre questa dipendenza. A questo proposito, come emerso in Ascher et al. (2020), che hanno anche valutato la fattibilità economica di un sistema di DA su piccola scala, in S0 e S1 i ricavi dati dalla vendita di energia elettrica, calore e fertilizzanti sono modesti (S0: 414 € t ww⁻¹; S1: 457 € t ww⁻¹) se confrontati con i costi di trattamento, come spiegato di seguito.

I risultati dell'ACB hanno, quindi, indicato che l'implementazione del nuovo sistema eco-industriale descritto in S2 non solo è auspicabile da un punto di vista finanziario, ma è anche economicamente conveniente. Rispetto a sistemi di trattamento come discarica o inceneritore, Badgett e Milbrandt (2021) hanno evidenziato che gli impianti più piccoli e limitati alla gestione della FORSU, come il sistema pilota di DA presso Dolina, mostrano un VAN più elevato su piccola scala. Tuttavia, per questi stessi sistemi, è prevedibile un aumento meno significativo del VAN, all'aumentare delle dimensioni dell'impianto. Ciò suggerisce che se gli impianti di DA vengono implementati su scala ridotta, rappresentano un investimento favorevole per le comunità locali; in particolare se si considera la possibilità di sfruttare i benefici provenienti dal recupero dei nutrienti attraverso processi di post-trattamento completo del digestato (S2) e la produzione di energia rinnovabile.

4.3. LCA dei sistemi WECs

I risultati della CF per ogni WEC analizzato e i valori per i singoli componenti sono riportati nelle Tabelle 3, 4 e 5.

Il sistema OWC ha una CF totale di 4,2 t CO₂eq per unità (singola camera), che aumenta a 21,1 t CO₂eq se si considera un molo frangiflutti di 20 m (in grado di ospitare fino a 5 camere) (Tabella 3). D'altra parte, se si considera un frangiflutti tradizionale di 20 m senza sistema OWC, la CF stimata è di circa 17,9 t CO₂eq. Questo valore inferiore è dovuto all'uso evitato di calcestruzzo per le pareti della camera OWC e di acciaio per le turbine *Wells*. Inoltre, la maggiore quantità di ghiaia che riempie le parti interne della struttura in calcestruzzo, svolgendo la funzione di zavorra, giustifica le minori emissioni, poiché il peso corrispondente in termini di CF, non è rilevante per il risultato totale. Va sottolineato che il frangiflutti tradizionale rimane una struttura passiva non in grado di produrre energia, ma piuttosto di dissiparla.

L' *oscillating floater* mostra una CF per unità di 5 t CO₂eq e, considerando un molo frangiflutti della stessa lunghezza del precedente, la CF è di circa 15 t CO₂eq (3 *floater*) (Tabella 4).

Per quanto riguarda la boa, la CF per unità è di 6,3 t CO₂eq e ipotizzando un parco formato da 25 dispositivi, il risultato totale è di 157,6 t CO₂eq (Tabella 5).

Tabella 3. Risultati della CF totale per il sistema *OWC* e per singolo componente. Si riporta, inoltre, il contributo percentuale di ciascun elemento al risultato finale.

Elemento	Specifiche tecniche	CF per 20 m di molo (5 camere) (t CO ₂ eq)	CF per unità (1 camera) (t CO ₂ eq)	%
Fase 1 - Fabbricazione				
Fondamenta	Calcestruzzo	1,6	0,3	7,4
	Acciaio	1,8	0,4	8,3
Struttura alveolare	Calcestruzzo	2,8	0,6	13,4
	Acciaio	0,7	0,1	3,5
	Ghiaia	1,1	0,2	5,3
Sovrastruttura OWC	Calcestruzzo	1,2	0,2	5,9
	Acciaio	0,9	0,2	4,2
Copertura del tetto	Calcestruzzo	0,6	0,1	2,8
Turbine auto rettificanti	Acciaio	0,6	0,1	3,0
Generatore elettrico	Acciaio	0,02	0,0	0,08
	Rame	0,002	0,0	0,01
Totale Fase 1		11,4	2,3	53,9
Fase 2 – Trasporto, assemblaggio e installazione				
Trasporti, merci, camion	/	5,5	1,1	25,9

Autobetoniera	Diesel	0,1	0,0	0,7
Gru	Diesel	3,0	0,6	14,1
Scavatrice	Diesel	0,0	0,0	0,2
Rimorchiatore	Diesel	0,1	0,0	0,6
Camion per trasporto ghiaia	Diesel	0,04	0,0	0,18
Muletto	Diesel	0,02	0,0	0,08
Totale Fase 2		8,8	1,8	41,8
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione				
Furgone	Trasporto, passeggeri, auto (medie dimensioni)	0,1	0,0	0,5
Turbine auto rettificanti	Acciaio	0,1	0,0	0,7
Totale Fase 3		0,3	0,1	1,2
Fase 4 – Dismissione e fine vita				
Totale Fase 4		0,7	0,1	3,2
Totale		21,1	4,2	100

Tabella 4. Risultati della CF totale per il sistema *oscillating floater* e per singolo componente. Si riporta, inoltre, il contributo percentuale di ciascun elemento al risultato finale.

Elemento	Specifiche tecniche	CF per 20 m di molo (3 floater) (t CO₂eq)	CF per unità (1 floater) (t CO₂eq)	%
Fase 1 - Fabbricazione				
Bracci di ancoraggio	Acciaio	0,5	0,2	3,4
Sistema idraulico	Alluminio	1,4	0,5	9,6
Boa	Acciaio	0,1	0,0	0,5
	Acciaio	0,5	0,2	3,5
	Polietilene	0,3	0,1	2,1
	Schiuma di poliuretano	5,5	1,8	36,4
Totale Fase 1		8,3	2,8	55,5
Fase 2 – Trasporto, assemblaggio e installazione				
Trasporti, merci, camion	/	0,2	0,1	1,3
Muletto	Diesel	0,1	0,0	0,4

Gru	Diesel	0,9	0,3	6,2
Imbarcazioni ausiliarie	Diesel	0,4	0,1	3,0
Generatore elettrico	Diesel	0,4	0,1	2,8
Totale Fase 2		2,1	0,7	14
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione				
Furgone	Trasporto, passeggeri, auto (medie dimensioni)	0,1	0,04	0,8
Pistoni	Alluminio	1,4	0,5	9,6
	Acciaio	0,4	0,1	2,4
Totale Fase 3		1,5	0,5	10,3
Fase 4 – Dismissione e fine vita				
Totale Fase 4		3,05	1,0	20,4
Totale		15,0	5,0	100

Tabella 5. Risultati della CF totale per la boa (*seabed-based buoy*) e per singolo componente. Si riporta, inoltre, il contributo percentuale di ciascun elemento al risultato finale.

Elemento	Specifiche tecniche	CF per parco (25 boe) (t CO ₂ eq)	CF per unità (1 boa) (t CO ₂ eq)	%
Fase 1 - Fabbricazione				
Fondazioni	Calcestruzzo	5,8	0,2	3,7
	Acciaio	13,0	0,5	8,3
	Acciaio	0,3	0,0	0,2
Capsula e sovrastruttura	Acciaio	2,7	0,1	1,7
	Acciaio	1,3	0,1	0,8
	Acciaio	0,2	0,0	0,1
	Acciaio	0,8	0,0	0,5
Cavo	Acciaio	0,8	0,0	0,5
Boa	Acciaio	3,0	0,1	1,9
	Acciaio	1,4	0,1	0,9
	Polietilene	2,7	0,1	1,7
	Poliuretano	33,4	1,3	21,2
<i>Translator</i>	Ghisa	3,4	0,1	2,1

	Rame	0,1	0,0	0,1
	Magnete in ferrite	0,3	0,0	0,2
	Plastica e gomma	0,4	0,0	0,2
	Zinco	0,2	0,0	0,1
	Alluminio	0,1	0,0	0,1
	Vernice	0,2	0,0	0,1
<i>Substation</i>	Acciaio	0,4	0,0	0,2
	Rame	0,04	0,0	0,0
	Concrete	0,02	0,0	0,0
Cavo sottomarino	Piombo	1,0	0,0	0,6
	Rame	0,5	0,0	0,3
	Polietilene	0,3	0,0	0,2
	Acciaio	1,8	0,1	1,1
	Polipropilene	0,2	0,0	0,1
Totale Fase 1		73,5	2,9	46,6
Fase 2 – Trasporto, assemblaggio e installazione				
Trasporti, merci, camion	/	13	0,5	8,2
Muletto	Diesel	0,8	0,0	0,5
Gru	Diesel	12,2	0,5	7,7
Generatore elettrico	Diesel	10,4	0,4	6,6
Imbarcazione da lavoro	Diesel	1,1	0,0	0,7
Total Fase 2		37,4	1,5	24
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione				
Imbarcazione per trasferimento equipaggio	Diesel	23,7	0,9	15,1
Totale Fase 3		23,7	0,9	15,1
Fase 4 – Dismissione e fine vita				
Totale Fase 4		23,0	0,9	14,6
Totale		157,6	6,3	100

Le principali fonti di emissioni di GHGs per fase e processo del ciclo di vita sono riportate nella Figura 13.

Nel complesso, i risultati sono in linea con gli studi precedenti che evidenziano come la grande maggioranza degli impatti ambientali associata a questo tipo di dispositivi sia dovuta alla Fase 1, quella di fabbricazione (Zhai et al., 2018; Uihlein, 2016; Walker e Howell 2011; Sørensen et al., 2006; Dahlsten, 2009). In particolare, questa fase ha coperto il 54% (2,3 t CO₂eq), il 56% (2,8 t CO₂eq) e il 47% (2,9 t CO₂eq) del CF totale rispettivamente per OWC, *oscillating floater* e *boa*. Queste percentuali sono in linea con l'intervallo tra il 40% e il 90% emerso in precedenti valutazioni (Zhai et al., 2018; Uihlein, 2016; Thomson et al., 2011; Dahlsten, 2009).

I potenziali impatti ambientali valutati sono dovuti principalmente alla fase di fabbricazione delle componenti strutturali materiali dei sistemi WEC, come cemento, acciaio e poliuretano (Fase 1). Il calcestruzzo e l'acciaio sono stati coinvolti nella struttura del sistema OWC e hanno rappresentato rispettivamente il 29% e il 19% delle emissioni totali di GHGs (Tabella 3). Mentre il poliuretano ha svolto un ruolo fondamentale nella fase di fabbricazione dell'*oscillating floater* e della *boa*, coprendo rispettivamente il 36% e il 21% dei GWP valutati (Tabella 4 e 5).

La Fase 2, relativa alle attività di trasporto, assemblaggio e installazione, ha coperto il 42% (1,8 t CO₂eq) della CF totale del sistema OWC, principalmente a causa del trasporto su camion (26%) dei componenti materiali al sito di assemblaggio e del consumo di gasolio per le attività di funzionamento della gru (14%) (Tabella 3). Per quanto riguarda le prestazioni del sistema *oscillating floater* e della *boa*, la Fase 2 rappresenta rispettivamente il 14% e il 24% (Tabella 4 e 5) delle emissioni. Nel primo caso, ancora una volta è determinante il consumo di gasolio per l'utilizzo della gru (6,2%), mentre nel secondo il peso percentuale delle emissioni è suddiviso tra il trasporto dei componenti materiali tramite camion (8,2%) e il consumo di gasolio per la gru (8%) e il generatore di elettricità (7%).

La Fase 3, Manutenzione e sostituzione, è trascurabile per OWC, poiché copre solo l'1,2% dei risultati complessivi della CF (Tabella 3), mentre per gli altri due WEC, rispettivamente per *oscillating floater* e *boa*, è responsabile del 10% e del 15% delle emissioni (Tabella 4 e 5). Per l'*oscillating floater* il principale hotspot è l'alluminio coinvolto nella sostituzione del pistone idraulico (circa il 9,6%), mentre per la *boa* il consumo di gasolio per la nave di trasferimento dell'equipaggio è il principale input responsabile delle emissioni in questa fase.

La Fase 4, Dismissione e fine vita, non è significativa per OWC (3%) (Tabella 3), mentre per *oscillating floater* e per la *boa* rappresenta rispettivamente il 20% e il 15% delle emissioni potenziali di GHGs (Tabella 4 e 5), a causa del diverso destino dei materiali coinvolti (principalmente riciclo dei metalli e termovalorizzazione della plastica).

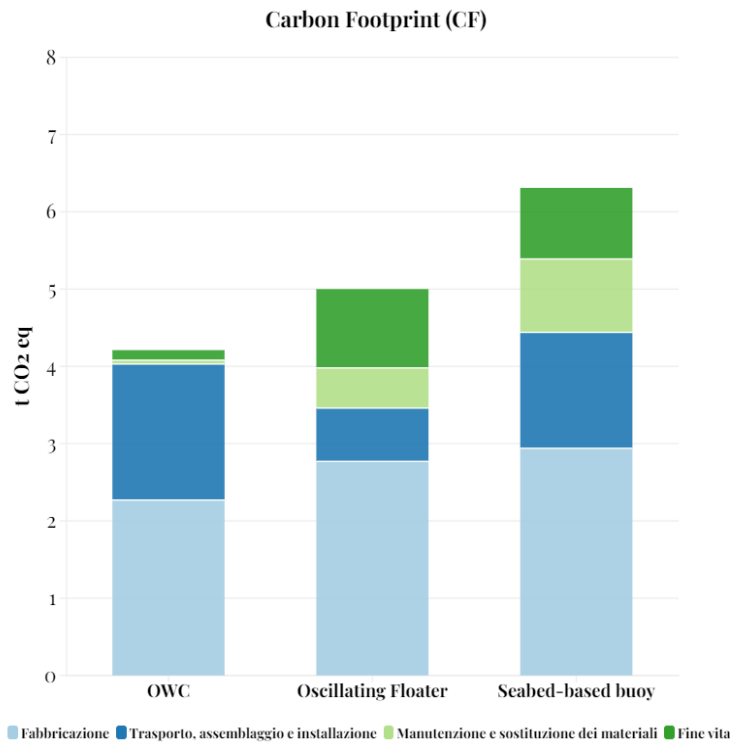


Figura 13. Risultati della CF nei tre WEC in relazione alle diverse fasi del ciclo di vita analizzato.

Le CF valutate per ogni WEC sono state confrontate con un intervallo stimato di produzione di energia elettrica ($\text{MWh}\cdot\text{anno}^{-1}$), ottenendo la CIE, espressa in $\text{g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$. Considerando i potenziali dell'energia del moto ondoso per le aree marine del Mediterraneo, estrapolati dalla letteratura scientifica disponibile, i valori della CIE per il sistema OWC rientrano nell'intervallo $270 - 203 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ (ipotizzando $15,6 - 20,8 \text{ MWh}$ per dispositivo, rispettivamente, secondo Arena, 2016 e Ibarra-Berastegi et al, 2018); per l'*oscillating floater* variano tra 374 e $94 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ (considerando $13,3 - 53,3 \text{ MWh}$ per dispositivo, rispettivamente, secondo BLUE DEAL MED, 2022c e BLUE DEAL MED, 2022d) e per la boa, i valori rientrano nell'intervallo $158 - 105 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ (ipotizzando $60 - 40 \text{ MWh}$ per dispositivo, rispettivamente, secondo Bozzi et al., 2013).

In generale, la gamma di valori CIE calcolati per ogni sistema WEC mostra prestazioni migliori rispetto a qualsiasi fonte fossile per la produzione di elettricità: gas naturale ($443 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$), prodotti petroliferi ($778 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$), combustibili fossili solidi (principalmente carbone) ($1.050 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$), come riportato da Sovacool (2008). Lo stesso vale per alcuni vettori e fonti energetiche alternative come: idrogeno ($664 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$; Sovacool, 2008) e geotermia ($380 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$; Pulselli et al., 2019). Diversa è la situazione se il confronto viene fatto con i valori di CIE riportati per il fotovoltaico ($32 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$), l'idroelettrico ($12 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$), l'eolico *onshore* ($10 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$) (Sovacool, 2008), l'eolico *offshore* fisso al fondale ($32 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$) e l'eolico *offshore* flottante ($49 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$) (Pulselli et al, 2022), che grazie a un livello di

sviluppo tecnologico più elevato, risultano essere soluzioni più performanti e vantaggiose, quindi, più diffuse.

Per quanto riguarda il confronto con altri sistemi WEC (Figura 14), questo è limitato ai risultati di CIE ottenuti per la tecnologia delle boe, in quanto non sono ancora disponibili in letteratura studi LCA sulle tecnologie OWC o *oscillating floater*. Per questo motivo, per il caso di studio della boa, i risultati ottenuti sono vicini ai valori medi trovati in letteratura per i convertitori a corpi galleggianti (83 g CO₂eq·kWh⁻¹ considerando Dahlsten, 2009; 105 g CO₂eq·kWh⁻¹ secondo Uihlein, 2016; 90 g CO₂eq·kWh⁻¹ calcolati da Zhai et al., 2018). In generale, i valori di CIE ottenuti nel presente studio risultano più alti rispetto a quelli presenti in letteratura, poiché associati a un *benchmark* di riferimento. Con un maggior livello di dettaglio e di specifica delle indagini, infatti, è possibile ottenere risultati più precisi e puntuali.

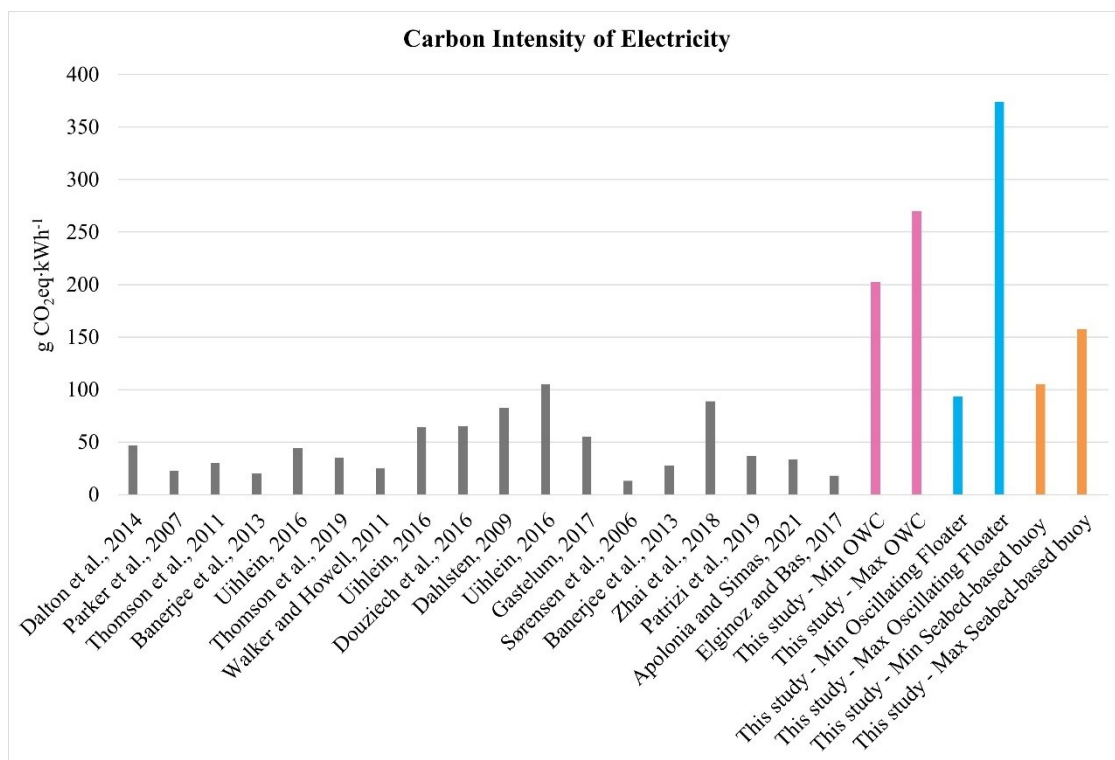


Figura 14. Valori CIE dei sistemi WEC disponibili in letteratura (colonne grigie) e risultati ottenuti dal presente studio (colonne colorate).

Sulla base dei risultati ottenuti e dal confronto con la letteratura sopra citata, è evidente che incoraggiare la ricerca e lo sviluppo di tali sistemi WEC, anche integrandoli con tecnologie già consolidate, consente l'implementazione e diffusione di nuove soluzioni in grado di favorire un uso consapevole delle risorse. Nonostante la necessità di miglioramenti strutturali mirati, le tecnologie per lo sfruttamento delle EMR potrebbero comunque contribuire a rendere i sistemi energetici più sostenibili, attraverso sinergie con altre fonti di energia rinnovabile (IRENA, 2020), come vedremo nel paragrafo successivo.

4.4. LCA dei modelli *raft-buoy* e *spar-buoy*

I risultati della CF per i modelli di turbina analizzati (*raft-buoy* e *spar-buoy*) e i valori per i singoli componenti sono riportati in Tabella 6.

Dall'analisi emerge che il ciclo di vita dei due dispositivi (compresi i cavi che collegano le turbine alla terraferma) genera emissioni pari a: 12.242 t CO₂eq (cioè 612 t CO₂eq per anno di funzionamento) per il modello *raft-buoy* e 15.118 t CO₂eq (cioè 756 t CO₂eq all'anno) per quello *spar-buoy*.

Tabella 6. Risultati della CF totale per il modello *raft-buoy* e *spar-buoy* e per singolo componente. Si riporta, inoltre, il contributo percentuale di ciascun elemento al risultato finale.

Elemento	Specifiche tecniche	<i>raft-buoy</i>		<i>spar-buoy</i>	
		t CO ₂ eq	%	t CO ₂ eq	%
Fase 1 - Fabbricazione					
Turbina e struttura flottante	Acciaio	278,7	45,5	274,5	36,3
	Calcestruzzo	/	/	33,8	4,5
	Fibra di vetro	95,8	15,6	95,8	12,7
	Ghisa	17,6	2,9	17,6	2,3
	Alluminio	29,3	4,8	29,3	3,9
	Plastica	9,5	1,5	9,5	1,3
	Altri materiali	3,4	0,6	3,4	0,4
	Rame	1,2	0,2	1,2	0,2
	Piombo	1,5	0,2	1,5	0,2
	Vernice alchidica	2,1	0,3	2,1	0,3
	Legno	0,04	0,01	0,04	0,005
	Zinco	1,0	0,2	1,0	0,1
	Resina epossidica	0,3	0,04	0,3	0,03
	Gomma	0,05	0,01	0,05	0,01
Sistema di ancoraggio	Acciaio (catena)	14,3	2,3	14,3	1,9
	Acciaio (ancora di trascinamento/palo di aspirazione)	3,6	0,6	26,1	3,5
Cavo sottomarino (33 kV)	Piombo	1,8	0,3	1,8	0,2
	Rame	0,8	0,1	0,8	0,1

	Polietilene	0,6	0,1	0,6	0,1
	Acciaio	3,4	0,5	3,4	0,4
	Polipropilene	0,29	0,05	0,29	0,04
Totale Fase 1		465,1	76%	517,2	68,4
Fase 2 – Trasporto, assemblaggio e installazione					
Generatore elettrico	Diesel	0,5	0,1	/	/
Gru	Diesel	0,8	0,1	0,8	0,1
Muletto	Diesel	0,1	0,01	0,1	0,01
Rimorchiatore	Diesel	/	/	0,8	0,1
Imbarcazioni ausiliarie	Diesel	/	/	0,4	0,05
Trasporto (camion)	/	43,3	7,1	132	17,5
Trasporto (barca)	/	1,1	0,2	/	/
Totale Fase 2		45,8	7,5	134	17,7
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione					
<i>Gearbox</i>	Ghisa	2,6	0,4	2,6	0,4
	Acciaio	2,2	0,4	2,2	0,3
	Gomma	0,05	0,01	0,05	0,01
Totale Fase 3 (materiali)		4,9	0,8	4,9	0,7
Imbarcazione di trasferimento	Diesel	9,1	1,5	9,1	1,2
<i>Fast Supply Vessel (FSV)</i>	Diesel	49,7	8,1	49,7	6,6
Elicottero	Cherosene	0,4	0,1	0,4	0,1
Totale Fase 3 (energia)		59,2	9,7	59,2	7,8
Fase 4 – Dismissione e fine vita					
Totale Fase 4		37,1	6,1	40,5	5,4
Totale		612,1	100	755,9	100

La Figura 15 mostra le principali fonti di emissioni di GHGs per fase e processo del ciclo di vita. La fabbricazione dei materiali che costituiscono le turbine, i sistemi di ancoraggio e i cavi elettrici (Fase 1) anche in questo caso risultano essere la principale fonte di emissioni: oltre il 75% per il

modello *raft-buoy* (49% acciaio e 15,6% fibra di vetro) e quasi il 70% per quello *spar-buoy* (42% acciaio; 12,7% fibra di vetro).

La differenza strutturale tra i due modelli va ricercata nel bilancio di massa e, più nello specifico, nell'utilizzo di cemento; infatti si ha: 4.547 t per il modello *raft-buoy*, di cui 3.805 t (83,7%) di acciaio; 10.278 t per *spar-buoy*, di cui 4.036 t (39,3%) di acciaio e 5.500 t (53,5%) di cemento. A tal proposito, ipotizzando l'impiego di materiali alternativi al cemento, al fine di ridurre le emissioni derivanti dalla sua produzione, la scelta potrebbe ricadere su materiali di dragaggio o cemento "riciclato" derivante da processi di demolizione (Wang et al., 2018).

In generale i risultati ottenuti sono coerenti con quanto già presentato in letteratura per altre fonti di energia rinnovabile, in cui le fasi di produzione e installazione dei dispositivi sono quelle dominanti nella valutazione degli impatti (Sacchi et al., 2019).

A prova di ciò, secondo Chipindula et al. (2018) per le turbine collocate in acque profonde, la fase di produzione rappresenta l'81,5% dell'impatto totale. Poujol et al. (2020) hanno evidenziato che circa l'80% del GWP è dovuto principalmente all'estrazione delle materie prime e alla produzione delle componenti strutturali dell'impianto. I risultati ottenuti concordano anche con Raadal et al. (2014), che hanno dimostrato che i materiali della turbina e delle fondazioni/piattaforme (cioè la produzione, la lavorazione, il trasporto e lo smaltimento di tutto il materiale infrastrutturale legato alla produzione di questi elementi) contribuiscono maggiormente alle emissioni complessive di GHGs (circa il 60%-80%).

Per quanto riguarda, invece, le emissioni dovute alla manutenzione (Fase 3), esse sono da attribuire principalmente al carburante utilizzato da navi o imbarcazioni a motore (9,7% *raft-buoy* e 7,8% *spar-buoy*) impiegate nelle attività di sostituzione delle componenti (in particolare la *gearbox*). Il carburante per il trasporto e l'assemblaggio delle componenti ammonta rispettivamente al 7,5% e al 17,7%.

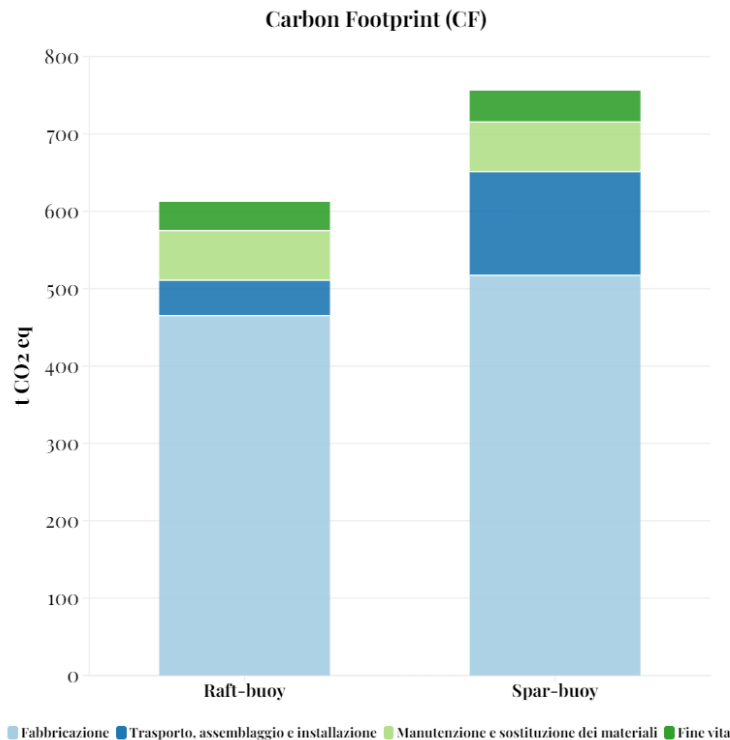


Figura 15. Risultati della CF per i due modelli di turbina (*raft-buoy* e *spar-buoy*), in relazione alle diverse fasi del ciclo di vita analizzato.

A partire dai risultati raggiunti, è stato stimato anche il valore di CIE ($\text{g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$) considerando le produttività potenziali dei tre siti del Mediterraneo nei quali sono stati svolti i *Transferring Lab*, ossia: Creta (Grecia), Spalato (Croazia), Larnaca (Cipro).

I GWP stimati per i due modelli sono stati confrontati con la produttività elettrica ($\text{MWh}\cdot\text{yr}^{-1}$) nei tre siti presi in esame, ottenendo i rispettivi valori di CIE, espressa in $\text{g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ (Tabella 7). I risultati ottenuti rientrano nell'intervallo $26,1 - 78,7 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$, i quali oltre a dipendere dagli impatti misurati in ambito LCA, sono naturalmente influenzati dalla produttività specifica del sito delle aree marine selezionate.

Nello specifico, gli intervalli per ciascun modello di turbina (*raft-buoy* e *spar-buoy*) sono rispettivamente: $26,1 - 32,2 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ per Creta (Grecia); $42,1 - 52 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ per Spalato (Croazia) e $63,8 - 78,7 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ per Larnaca (Cipro). Valori medi di $44 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ e $54,3 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ sono stati registrati rispettivamente per il modello *raft-buoy* e *spar-buoy* nel Mediterraneo orientale. La media complessiva è di $49,2 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ per una generica turbina eolica flottante installata nel Mediterraneo orientale.

I valori ottenuti sono in linea con gli studi precedenti; in particolare, nel caso di Creta, i risultati sono coerenti con i valori medi trovati in letteratura per le turbine flottanti (circa $26 \text{ g CO}_2\text{eq}\cdot\text{kWh}^{-1}$ considerando Weinzettel et al., 2009; Raadal et al., 2014; Tsai et al., 2016; Chipindula et al., 2018; Poujol et al., 2020).

Tabella 7. Rendimenti di produzione di energia elettrica per singola turbina e per ipotetici parchi eolici da 24 MW in tre aree marine del Mediterraneo. Sono riportati anche i valori di CIE per i due modelli (*raft-buoy* e *spar-buoy*) da 6 MW analizzati. I valori in tabella si basano sui potenziali di energia eolica specifici di ciascun sito valutato.

Sito	Rendimento della produzione di energia elettrica		CIE (g CO ₂ eq·kWh ⁻¹)	
	Singola turbina (GWh·anno ⁻¹)	Parco di 1 km ² (4 turbine) (TWh/20 anni)	<i>raft-buoy</i>	<i>spar-buoy</i>
Creta (Grecia)	23,5	1,9	26,1	32,2
Spalato (Croazia)	14,5	1,2	42,1	52,0
Larnaca (Cipro)	9,6	0,8	63,8	78,7

In generale, i risultati della CIE indicano buone prestazioni ambientali delle turbine eoliche flottanti. Essi sono in linea con quelli di altre fonti di energia elettrica rinnovabile, come l'eolico *onshore* (10 g CO₂eq·kWh⁻¹) e il fotovoltaico (32 g CO₂eq·kWh⁻¹) (Pulselli et al., 2019) e sono ben al di sotto degli attuali valori CIE associati ai mix energetici delle reti elettriche nazionali (Grecia: 479 g CO₂eq·kWh⁻¹; Croazia: 134 g CO₂eq·kWh⁻¹; Cipro: 621 g CO₂eq·kWh⁻¹; dati del 2020, fonte EEA, 2022). Se si scelgono le aree marine più adatte e con un buon potenziale eolico (ad esempio, Creta), lo studio dimostra che le turbine eoliche flottanti nel Mediterraneo sono competitive in termini di prestazioni ambientali, con valori CIE simili a quelli registrati in contesti oceanici.

I risultati di questa analisi evidenziano come, in vista di una futura integrazione delle fonti di energia rinnovabile, i sistemi flottanti offrono una valida opportunità per integrare l'eolico *offshore* con altre energie rinnovabili. Esempi sono il fotovoltaico flottante, i sistemi WEC analizzati in precedenza, l'acquacoltura e la produzione di idrogeno (Buck et al., 2017; Lee et al., 2018; Roy et al., 2018; Fenu et al., 2020; SINN Power GmbH, 2022).

La LCA può dunque essere una metodologia ausiliaria per lo sviluppo di sistemi integrati, a condizione che i risultati di diversi studi possano essere confrontati. Per promuovere una generazione ibrida di elettricità, ad esempio, i WEC possono essere accoppiati con turbine eoliche *offshore*; ne è un esempio la piattaforma *offshore* multiuso valutata da Elgincoz e Bas (2017) e progettata per le condizioni dell'Oceano Atlantico Cantabrico, che unisce convertitori di energia da onde ed eolica.

4.5. Indagine sociale

In generale dai risultati dell'indagine *Ask Your Citizen on BE* è emerso che la maggior parte degli intervistati è consapevole delle questioni legate al cambiamento climatico (65%) e ritiene che sia necessario adottare misure adeguate a mitigarlo. Questa percentuale si è rivelata essere particolarmente alta nella fascia dei giovani intervistati, confermando una maggiore sensibilità a tali

tematiche da parte delle nuove generazioni. Viceversa, coloro che hanno mostrato una più bassa consapevolezza delle questioni legate ai cambiamenti climatici sono proprio coloro che, per esperienza pregressa, hanno lavorato nel settore marittimo. La percentuale degli intervistati che ha mostrato consapevolezza sulle questioni legate al cambiamento climatico è particolarmente alta, oltre il 90%, nelle località di Pobla de Farnals, Isola del Giglio e Livorno; supera l'80% a Capodistria e Civitavecchia, mentre a Dubrovnik registra il 72%. Il dato, invece, supera il 60% a Larnaca e Hernissos e si aggira sul 50% nell'Isola di Čiovo e a Salobreña. Infine, mentre a Durazzo tale percentuale si assesta intorno al 45%, a Kalkara e Xghajra si ottiene il valore più basso pari al 17%.

Per quanto riguarda, in particolare, le strategie di riduzione dell'impatto ambientale, la gran parte dei cittadini (due terzi degli intervistati) crede che sia necessario ridurre i consumi domestici di energia e produrre energia da fonti rinnovabili.

Tuttavia, solo una piccola percentuale degli intervistati conosce le BE e ciò è una diretta conseguenza del fatto che buona parte di queste tecnologie, avendo un basso livello di sviluppo tecnologico (TRL 2-4) e ridotta capacità installata, necessita di sforzi in attività di ricerca e sviluppo per arrivare ad un prodotto commerciale (ENEA, 2019b). Alla domanda circa la conoscenza le EMR, infatti, il 58,5% degli intervistati ha risposto non averne mai sentito parlare (Domanda n°10).

Ipotizzando la realizzazione di un progetto per l'installazione di una delle tecnologie presentate nel questionario (set di cinque tecnologie), presso le comunità coinvolte dall'indagine, in generale il livello di sostegno a ciascuna tecnologia presentata è il seguente: 65% per la turbina eolica flottante (energia del vento *offshore*); 64% per l'aquilone sottomarino (energia delle correnti marine); 73% per l'impianto OWC (energia delle onde *onshore*); 66% per il sistema *oscillating floater* (energia del moto ondoso *onshore*) e 67% per le boe (energia delle onde *offshore*) (Domanda n°11).

Dai risultati è emerso che tutte le tecnologie hanno trovato un forte sostegno, in particolare l'impianto OWC, considerato il meno invasivo. Questo suggerisce che un limite al sostegno e supporto all'installazione dei dispositivi BE è dato dal loro impatto visivo. A tal proposito, sono stati suggeriti cinque temi sui potenziali impatti dati dall'implementazione di tali tecnologie, quali: rumore, impatto su fauna e flora, impatto visivo, effetti negativi turismo e pesca (i quali dovrebbero essere oggetto d'indagine delle analisi ex-ante di Valutazione di Impatto Ambientale). La maggiore parte degli intervistati ha evidenziato preoccupazione per l'impatto dato dall'installazione di dispositivi BE su fauna e flora (54%). Seguono gli effetti negativi su pesca (52%), rumore (49%), l'impatto visivo (47%) e infine i risvolti sul turismo (40%) (Betti et al., 2022).

Infine, è stato chiesto agli intervistati di quantificare il livello di fiducia (attribuendo un punteggio da 0 a 10) nei confronti di quelli che possono essere i vantaggi dati dall'implementazione di dispositivi BE nelle aree oggetto di studio. Tra le opzioni presentate agli intervistati vi sono: nuovi posti di lavoro, indipendenza energetica, mitigazione del cambiamento climatico, riduzione dell'inquinamento locale e lo slancio per le start-up innovative. In generale il 77% dei rispondenti ripone fiducia nella creazione di nuovi posti di lavoro e nel raggiungimento dell'indipendenza energetica, il 67% nell'attenuazione del cambiamento climatico, il 66% nella riduzione dell'inquinamento locale e il 68% nella creazione start-up innovative (Domanda n°14).

Più nel dettaglio, per l'area del Mar Adriatico (Čiovo e Dubrovnik in Croazia, Durazzo in Albania, Capodistria in Slovenia), gli intervistati sono stati 1.286. Il 61% di loro è consapevole del cambiamento climatico e quanto alla conoscenza delle ERM, il 55,1% ha risposto di no (Domanda n°10). Relativamente all'ipotesi di installare una delle tecnologie presentate nel questionario, il livello di sostegno è: 12% per la turbina eolica flottante; 15% per l'aquilone sottomarino; 30% per l'impianto OWC; 26% per il sistema *oscillating floater* e 16% per le boe (Domanda n°11). Relativamente al livello di fiducia nei confronti dei vantaggi dati dall'implementazione dei dispositivi BE, si ha: nuovi posti di lavoro (75%), indipendenza energetica (75%), attenuazione del cambiamento climatico (54%), riduzione dell'inquinamento locale (53%), start-up innovative (58%) (Domanda n°14).

Per quanto riguarda l'area del mar Tirreno (Isola del Giglio, Civitavecchia, Livorno), sono stati raccolti i dati di 543 intervistati. Il 91% di questi è consapevole del cambiamento climatico e relativamente alla conoscenza delle energie rinnovabili marine, il 71,8% ha risposto di no (Domanda n°10). Ipotizzando l'installazione di una delle tecnologie presentate nel questionario, il livello di sostegno è: 16% per la turbina eolica flottante; 19% per l'aquilone sottomarino; 39% per l'impianto OWC; 10% per il sistema *oscillating floater* e 16% per le boe (Domanda n°11). Relativamente al livello di fiducia nei confronti dei vantaggi dati dall'implementazione dei dispositivi BE, si ha: nuovi posti di lavoro (79%), indipendenza energetica (79%), attenuazione del cambiamento climatico (71%), riduzione dell'inquinamento locale (76%), start-up innovative (75%) (Domanda n°14).

Nel caso del Mar Iberico (Salobreña e Poble de Farnals in Spagna), dei 402 intervistati, il 74% è consapevole del cambiamento climatico, ma il 63,2% non conosce le energie rinnovabili marine (Domanda n°10). Riguardo la potenziale installazione di una delle tecnologie proposte dal questionario, il livello di sostegno è: 20% per la turbina eolica flottante; 14% per l'aquilone sottomarino; 20% per l'impianto OWC; 22% per il sistema *oscillating floater* e 24% per le boe

(Domanda n°11). Relativamente al livello di fiducia nei confronti dei vantaggi dati dall'implementazione dei dispositivi BE, si ha: nuovi posti di lavoro (83%), indipendenza energetica (83%), attenuazione del cambiamento climatico (84%), riduzione dell'inquinamento locale (77%), start-up innovative (79%) (Domanda n°14).

Infine, per l'area del Mediterraneo (Hernissos in Grecia, Malta e Larnaca a Cipro), dei 612 intervistati, il 47% è consapevole del cambiamento climatico, ma il 50,8% non conosce le energie rinnovabili marine (Domanda n°10). Ipotizzando la realizzazione di una delle tecnologie presentate nel questionario, il livello di sostegno è: 20% per la turbina eolica flottante; 11% per l'aquilone sottomarino; 30% per l'impianto OWC; 22% per il sistema *oscillating floater* e 17% per le boe (Domanda n°11). Relativamente al livello di fiducia nei confronti dei vantaggi dati dall'implementazione dei dispositivi BE, si ha: nuovi posti di lavoro (78%), indipendenza energetica (78%), attenuazione del cambiamento climatico (77%), riduzione dell'inquinamento locale (78%), start-up innovative (76%) (Domanda n°14).

Come sottolineato da Betti et al. (2022) i risultati della presente indagine non possono essere direttamente confrontati con i risultati di altri studi simili, in quanto sono stati sviluppati e adottati metodi di campionamento e questionari diversi. Tuttavia, i concetti che stanno alla base dello studio e che hanno guidato l'indagine possono essere messi in relazione.

Ad esempio, Lange e Cummins (2021) hanno dimostrato che lo sviluppo economico è fortemente legato al tessuto culturale, non solo del paese, ma delle comunità locali. Per tale ragione, l'attuazione di politiche di transizione energetica devono tener conto e affrontare quelle che sono le preoccupazioni delle comunità locali. Emerge, quindi, la necessità di istituire un *framework* capace di rendere le comunità locali parte integrante nel processo di sviluppo e realizzazione delle grandi infrastrutture. L'indagine svolta nell'ambito del progetto BLUE DEAL, da questo punto di vista, è un esempio di coinvolgimento delle comunità locali e costiere nel processo decisionale, potenzialmente replicabile.

Hazboun e Boudet (2020) hanno condotto uno studio comparativo per comprendere l'opinione pubblica e la preferenza su un'ampia gamma di fonti di energia, comprese le risorse rinnovabili e non rinnovabili, in British Columbia, Canada e Washington e Oregon, Stati Uniti. Analogamente, chiedere agli intervistati di individuare una eventuale tecnologia BE preferita, dimostra proprio come concentrarsi sull'opinione dei cittadini sia il punto di partenza per la pianificazione energetica. In linea generale, ciò che emerge da questa analisi è che la raccomandazione finale da indirizzare ai decisori politici sta nell'aumentare la consapevolezza e il coinvolgimento delle comunità locali nell'iter di pianificazione energetica territoriale.

5. Analisi di sensitività

In entrambi gli ambiti di studio è stata svolta l'analisi di sensitività al fine di verificare e valutare la robustezza delle assunzioni fatte e delle conclusioni raggiunte al termine della ricerca.

L'analisi di sensitività, infatti, è uno strumento valido per comprendere il grado di incertezza e i limiti relativi ai modelli analizzati, oltre ad evidenziare se i risultati ottenuti sono ancora solidi in base a ipotesi, metodi o scenari diversi.

In abito LCA, l'analisi di sensitività (o sensibilità) permette di valutare l'influenza delle ipotesi più importanti sui risultati. Il principio è semplice: cambiare le ipotesi e ricalcolare la LCA (PRé Consultants, 2016). D'altra parte, nel caso specifico dell'ACB, l'analisi di sensitività è il processo che consente la verifica degli indicatori di performance (VAN e TIR) al mutare di alcune variabili ritenute critiche per l'analisi. L'ACB, inoltre, richiede esplicitamente l'elaborazione dell'analisi del rischio, che viene rappresentata proprio dall'analisi di sensitività.

In generale, sia per la LCA che per l'ACB, sono state individuate quelle variabili che, una volta modificate, avrebbero inciso maggiormente sul risultato finale.

5.1. ACB del modello DECISIVE

Per valutare le variazioni del VAN e del TIR, l'analisi di sensitività ha selezionato variabili potenzialmente critiche, quali: il prezzo di vendita dell'energia elettrica, il prezzo di vendita del biopesticida, la quantità di biopesticida prodotto e il valore del tasso di sconto.

Per quanto riguarda il prezzo di vendita dell'energia elettrica prodotta, l'analisi ha valutato l'effetto del passaggio dal prezzo agevolato o incentivato ($0,11 \text{ € kWh}^{-1}$) (GSE, 2019a) al prezzo zonale o non incentivato ($0,042 \text{ € kWh}^{-1}$) (GSE, 2019b). Un prezzo incentivato aumenta il ricavo dato dalla vendita dell'elettricità prodotta; quindi, può influenzare il risultato degli indicatori calcolati.

In S0 e S1, l'assenza di sovvenzioni ha comportato una variazione critica del VANF (rispettivamente $-1,34\%$ e -20%) e del TIRF (rispettivamente -3% e -73%), dimostrando l'importanza di questo strumento economico-finanziario per la redditività dell'azienda. Per quanto riguarda l'analisi economica, la variazione del VANE è risultata pari a -8% in S0 e -21% in S1, mentre quella del TIRE ha registrato una variazione di -13% per S0 e -70% per S1.

Nello S2, la variazione del prezzo di vendita dell'energia elettrica prodotta non è risultata essere una variabile critica né per il VANF né per il TIRF. In analisi economica, invece, il VANE non presenta una variazione critica, poiché i biopesticidi coprono la maggior parte dei ricavi, mentre il TIRE ha evidenziato una variazione critica, pari al 10% .

Poiché il prezzo di vendita del biopesticida ($21,28 \text{ € kg}^{-1}$) (Fitoitaly, 2021), gioca un ruolo considerevole in termini di ricavi, anche a causa delle notevoli quantità prodotte; l'analisi di

sensibilità ha ipotizzato, per i prossimi 20 anni, un'espansione del relativo mercato in Italia, e conseguente aumento della concorrenza. A supporto di ciò, uno studio pubblicato su Market Analysis Report (2021) stima l'espansione del mercato dei biofertilizzanti in Italia del 4,9% in una previsione dal 2022 al 2030. Per tale motivo, è stata ipotizzata una riduzione del prezzo di vendita di questi bioprodotto del 50%.

Nello S2, i risultati hanno mostrato una variazione pari a - 59% per il VANF e -56% per il TIRF, mentre in analisi economica le variazioni sono state pari a - 56% per il VANE e -48% per il TIRE. La differenza tra VANF e VANE è dovuta ai benefici sociali (esternalità positive dovute alle emissioni nette di GHGs) inclusi nell'analisi economica, che compensano la riduzione del prezzo. Lo stesso vale per il TIRF e il TIRE.

Per quanto riguarda la quantità totale di biopesticida prodotto (circa 52 t) mediante la SSF, poiché non si conosce l'effettiva domanda di mercato di questi bioprodotto, e per evitare che il prodotto rimanga invenduto, l'analisi ha considerato di ridurre la quantità del 30% nello S2. I risultati hanno confermato l'importanza di questa variabile, poiché una riduzione del 30% della produzione di biopesticida porterebbe a una riduzione dell'82% del VANF e del 78% per il TIRF, mentre in analisi economica, si registra un calo del 78% per il VANE e del 71% per il TIRE.

Infine, il tasso di sconto sociale utilizzato nell'analisi finanziaria è stato ridotto dal 6% al 5%, mentre in quella economica, esso è stato lasciato invariato, in quanto definito direttamente dalle linee guida dell'UE (CE, 2014a). Questo parametro risulta essere una variabile molto aleatoria nell'implementazione dell'ACB e per questo motivo può influenzare la performance dell'indicatore VAN (Almansa e Martínez-Paz, 2011).

Come previsto, una riduzione del tasso di sconto sociale ha portato a una variazione critica del VANF in tutti e tre gli scenari (- 1% per S0, - 27% per S1 e circa +9% per S2), in quanto, più il tasso di sconto si avvicinava a zero, maggiore è il peso che viene attribuito al futuro. Per quanto riguarda il TIRF, anch'esso ha registrato variazioni critiche, in particolare per S0 (-2%) e S1 (-80%).

5.2. LCA dei sistemi WECs

L'analisi di sensibilità è stata impiegata per valutare le variazioni in termini di CF e, di conseguenza, di CIE dei tre dispositivi WEC, ipotizzando di cambiare alcuni dei parametri che influenzano maggiormente i risultati dello studio, quali: l'utilizzo di acciaio e poliuretano (Tabella 8).

A tal proposito, già lo studio condotto da Paredes et al. (2019), sottolineava come la produzione di materiali per la fabbricazione delle strutture dei sistemi tipo WEC sia responsabile della maggiore parte degli impatti in termini di emissioni totali di GHGs.

Utilizzando fattori di emissione appropriati, l'analisi ha ipotizzato che, per la costruzione del sistema OWC, il 30% e il 50% dell'acciaio primario, coinvolto nella fase di fabbricazione, venga riciclato (rispettivamente negli scenari S1 e S2). Sebbene in questo sistema sia il calcestruzzo ad avere il peso maggiore in termini di CF, attualmente non esistono destini diversi dalla discarica per questo materiale. Inoltre, per un dispositivo come l'OWC, sarebbero necessari ulteriori studi per verificare la possibilità di ridurre la quantità di calcestruzzo coinvolto o la sua sostituzione con altri materiali per la realizzazione della struttura del cassone, come ad esempio acciaio o legno.

Per quanto riguarda l'impiego di poliuretano, invece, è possibile applicare vari metodi di riciclaggio per dare una seconda vita a tale materiale evitando di perdere un polimero così prezioso (Cannon, 2021). Poiché il poliuretano è il materiale che più contribuisce alle emissioni nella fase di fabbricazione degli altri due sistemi WEC (*oscillating floater* e *boa*), sono stati ipotizzati quattro scenari (S3 e S4 per l'*oscillating floater*; S5 e S6 per la *boa*) con rispettivamente il 30% e il 50% di poliuretano riciclato. Per ovviare alla mancanza di dati di base su SimaPro, per modellare il riciclo del poliuretano è stato assunto come *proxy* il processo di riciclo del polietilene ad alta densità, poiché i rispettivi processi di trattamento possono essere considerati simili e la materia prima non è esplicitata nel modello.

Inoltre, sempre per quanto concerne l'impiego di poliuretano, è necessario tenere presente che lo sviluppo di nuovi materiali plastici con migliori prestazioni ambientali, rispetto alla tradizionale controparte a base fossile, è una priorità nell'ottica di favorire lo sviluppo di sistemi produttivi sostenibili (Manzardo et al., 2019). Per tale motivo, è stata ipotizzata la sostituzione delle componenti in poliuretano tradizionale, con una soluzione *biobased*. Da uno studio condotto sulla produzione di poliuretano *biobased*, infatti, è emerso che il glicerolo viene convertito in carbonati ciclici in modo altamente efficiente. Questo è dovuto essenzialmente all'elevata resa del processo, alla ridotta quantità di rifiuti prodotti e a un innovativo metodo di conversione catalitica che richiede condizioni di reazione miti (Bioplastics, 2015). Dal punto di vista dei risultati, il materiale *biobased* ha dimostrato di avere un potenziale di riscaldamento globale (GWP) inferiore, pari a $-4,0 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{kg}^{-1}$ contro i 4,7 del poliuretano prodotto su base petrolchimica (Bioplastics, 2015).

A tal fine, sono stati considerati quattro ulteriori scenari (S7 e S8 per l'*oscillating floater*; S9 e S10 per la *boa*) in cui, rispettivamente, il 50% e il 100% del poliuretano è stato sostituito con un poliuretano *biobased*.

È necessario precisare che nel presente studio le componenti sostituite sono quelle non a diretto contatto con l'ambiente marino, bensì quelle che costituiscono la struttura interna dei sistemi WEC.

Tabella 8. Scenari valutati tramite l'analisi di sensitività e valori di CF ottenuti per singolo dispositivo.

WEC	Scenario	CF (t CO ₂ eq)	
		Prima	Dopo
OWC	S1 - Utilizzo di acciaio riciclato (30%)	4,22	4,15
	S2 - Utilizzo di acciaio riciclato (50%)	4,22	4,08
Oscillating floater	S3 - Utilizzo di poliuretano riciclato (30%)	4,99	4,49
	S4 - Utilizzo di poliuretano riciclato (50%)	4,99	4,17
Seabed-based buoy (boa)	S5 - Utilizzo di poliuretano riciclato (30%)	6,30	5,94
	S6 - Utilizzo di poliuretano riciclato (50%)	6,30	5,95
Oscillating floater	S7 - Utilizzo di poliuretano <i>biobased</i> (50%)	4,99	4,32
	S8 - Utilizzo di poliuretano <i>biobased</i> (100%)	4,99	3,66
Seabed-based buoy (boa)	S9 - Utilizzo di poliuretano <i>biobased</i> (50%)	6,30	5,81
	S10 - Utilizzo di poliuretano <i>biobased</i> (100%)	6,30	5,33

Come riportato in Tabella 8, l'analisi di sensitività ha mostrato che per il modello OWC, gli scenari S1 e S2 (con il 30% e il 50% di acciaio riciclato, rispettivamente) non hanno ridotto significativamente l'impatto (-0,3% e -0,6% del CF totale). Infatti, i valori di CF rimangono quasi invariati in ogni scenario (circa 4 t CO₂eq).

L'implementazione del poliuretano riciclato nella struttura del sistema *oscillating floater*, invece, è responsabile di -6% e -10% della variazione dei valori totali di CF, che scendono rispettivamente a 4,5 e 4 t CO₂eq in S3 e S4. Anche per la boa, l'uso di poliuretano riciclato migliora le prestazioni ambientali complessive, con valori di CF pari a 6 t CO₂eq in S5 e S6 (-6%).

Per quanto riguarda l'applicazione del poliuretano *biobased*, per entrambi i sistemi WEC, la sostituzione del 50% (S7 e S9) e del 100% (S8 e S10) di quello tradizionale, è responsabile di una variazione delle emissioni pari a -8% e -16%. Ciò significa che i valori di CF del sistema *oscillating floater* scendono rispettivamente a 4,32 e 5,81 t CO₂eq, mentre quelli corrispondenti alla boa arrivano rispettivamente a 3,66 e 5,33 t CO₂eq.

Allo stesso modo, le variazioni in termini di CIE mostrano che l'implementazione di materiali riciclati può migliorare le prestazioni dei sistemi analizzati (Figura 16).

Per quanto riguarda il sistema OWC, i valori di CIE per S1 e S2 scendono rispettivamente a 199 - 266 g CO₂eq·kWh⁻¹ e 196 - 261 g CO₂eq·kWh⁻¹. I valori dell'intervallo CIE associati al dispositivo *oscillating floater* sono 84 - 337 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S3 e 78 - 312 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S4, mentre per la boa sono 99 - 148,5 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S5 e 99 - 149 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S6.

Infine, anche l'applicazione di poliuretano *biobased* per il dispositivo *oscillating floater* e per la *boa* si rivela una scelta interessante che consentirebbe di ottenere intervalli di valori di CIE pari a: 81 – 324 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S7; 69 - 275 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S8; 97 - 145 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S9 e 89 - 133 g CO₂eq·kWh⁻¹ in S10.

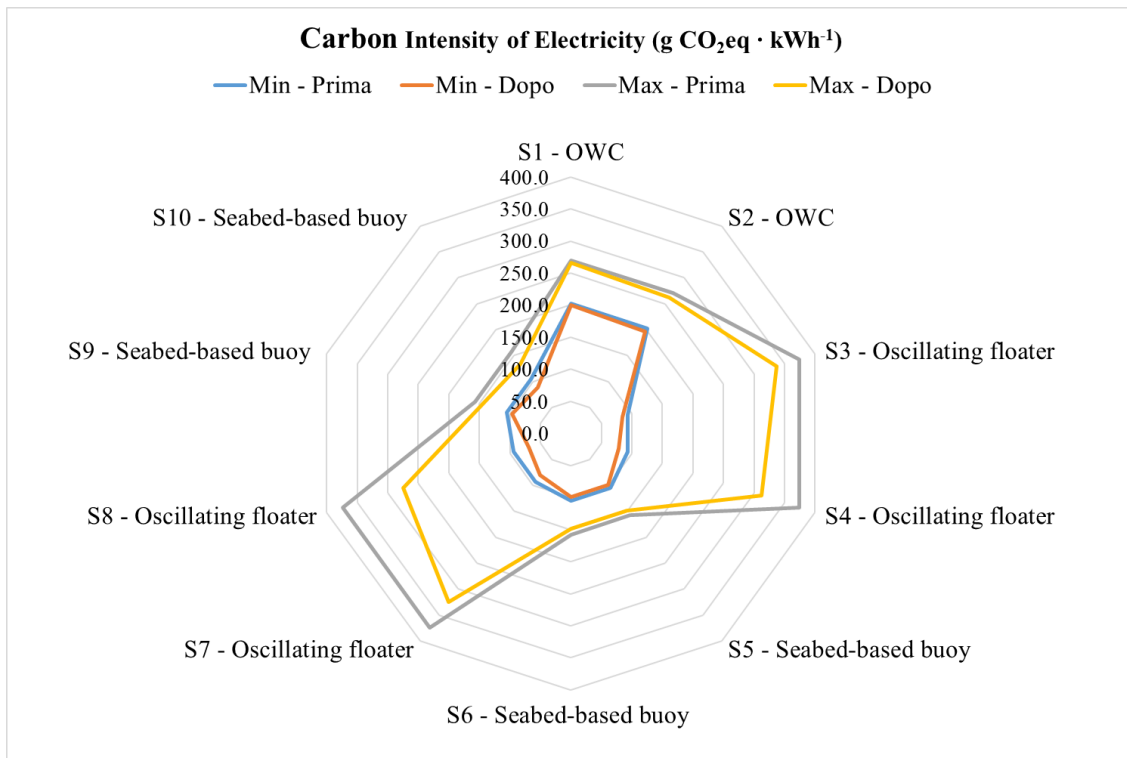


Figura 16. Risultati dell'analisi di sensitività circa i valori di CIE per ciascun scenario analizzato.

5.3. LCA dei modelli *raft-buoy* e *spar-buoy*

Come visto nel paragrafo precedente, anche in questo caso, l'analisi di sensitività è stata applicata per i due modelli di turbina eolica flottante, ipotizzando di modificare quel parametro che più influenza i risultati ottenuti; ovvero la quantità di acciaio impiegata nella fabbricazione delle due turbine (46% della CF per il modello *raft-buoy* e 36% della CF per quello *spar-buoy*).

L'acciaio, infatti, rappresenta la componente materiale predominante nella struttura delle turbine (Poujol et al., 2020) e delle piattaforme o fondazioni (Raadal et al., 2014), oltre a essere il maggior responsabile degli impatti in termini di emissioni di GHGs nella fase di fabbricazione (Fase 1). Questo vale per entrambi i sistemi, come visto in precedenza. Oltre a ridurre la quantità di acciaio utilizzato, l'analisi ha ritenuto opportuno ipotizzare, anche per le turbine eoliche, l'utilizzo di materiali riciclati, i quali possono migliorare significativamente le prestazioni in termini di CF, come dimostrato da Tsai et al. (2016) e Weinzettel et al. (2009).

Come riportato in Tabella 9, sono stati considerati tre scenari (S1, S2, S3) in cui la quantità di acciaio utilizzata nella struttura flottante è stata ridotta rispettivamente del 5%, 10% e 15%, e due

scenari in cui è stato utilizzato il 30% e il 50% acciaio riciclato (S4 e S5), sia per la turbina che per la struttura flottante.

Poiché quelli valutati sono dei modelli, una riduzione della quantità di acciaio superiore al 15% richiederebbe ulteriori valutazioni ingegneristiche a monte. È quindi ragionevole, in questa sede, limitarsi ad assumere una prospettiva di ciclo di vita e proporre l'uso di acciaio riciclato.

Per quanto riguarda la struttura di ancoraggio e i cavi elettrici, invece, queste componenti non sono state incluse nella valutazione.

Tabella 9. Scenari valutati tramite l'analisi di sensitività e valori di CF ottenuti.

Scenario	CF (t CO ₂ eq)			
	<i>raft - buoy</i>		<i>spar - buoy</i>	
	Prima	Dopo	Prima	Dopo
S1 - Riduzione di acciaio (5%)	612	603	756	747
S2 - Riduzione di acciaio (10%)	612	594	756	738
S3 - Riduzione di acciaio (15%)	612	585	756	730
S4 - Utilizzo di acciaio riciclato (30%)	612	591	756	735
S5 - Utilizzo di acciaio riciclato (50%)	612	566	756	710

L'analisi di sensitività ha mostrato che per entrambi i modelli, gli scenari S1 e S2 (con riduzioni del 5% e del 10% della quantità di acciaio utilizzato) non hanno migliorato significativamente l'impatto (rispettivamente -0,3% e -0,5%), mentre lo scenario S3 (15% di acciaio in meno) è stato associato a una riduzione dell'1% del CF per entrambi i modelli. La CF del modello *raft-buoy* è scesa da 612 a 585 t CO₂eq, mentre quella del modello *spar-buoy* è passata da 756 a 730 t CO₂eq (Tabella 9). I risultati per S4 e S5, invece, hanno mostrato che per entrambi i modelli, lo scenario che prevede il 50% di acciaio riciclato per la turbina è una variabile critica (-1,3%). In particolare, la CF del *raft-buoy* scende da 612 a 566 t CO₂eq, mentre quella del modello *spar-buoy* passa da 756 a 710 t CO₂eq (Tabella 9).

Considerando un parco eolico di 1km² (che ospita 4 turbine), per quanto riguarda la CIE, negli scenari di riduzione delle quantità di acciaio (S1, S2 e S3), il valore medio per il modello *raft-buoy* passa da 44 a 42,1 g CO₂eq·kWh⁻¹, mentre quello del modello *spar-buoy* scende da 54,3 a 52,4 g CO₂eq·kWh⁻¹.

Per quanto riguarda gli scenari di utilizzo di acciaio riciclato (S4 e S5), invece, il valore medio di CIE per *raft-buoy* passa da 44 a 40,7 g CO₂eq·kWh⁻¹, mentre quello per *spar-buoy* scende da 54,3 a 51 g CO₂eq·kWh⁻¹.

In Appendice, la Tabella A10 riporta i valori di CIE e la loro variazione per ciascun sito valutato (Creta in Grecia, Spalato in Croazia e Larnaca a Cipro).

6. Conclusioni

Oggi, più che mai, è chiaro come l'uso irrazionale del capitale naturale, il degrado ambientale e più in generale il cambiamento climatico, costituiscano una minaccia sempre più concreta per la vita sul pianeta: almeno quella che fino ad oggi conosciamo.

Una delle maggiori sfide di questo secolo per l'uomo è la di ricerca di fonti di energia alternative ai combustibili fossili (Owusu e Asumadu-Sarkodie, 2016). Questa sfida è molto difficile, ma non impossibile. La scienza e la tecnologia, infatti, sono in grado di affrontarla e risolverla. Si tratta di una sfida etica, politica e sociale che richiede scelte lungimiranti per tener conto dei limiti fisici della nostra casa comune, l'astronave Terra (Armaroli e Balzani, 2017).

Il paradigma secondo cui il benessere aumenta con la crescita economica è un paradigma insostenibile. Tuttavia, l'economia della crescita si basa proprio sulla convinzione che la produzione e il consumo siano la forma principale per migliorare gli standard di vita, e che il PIL (Prodotto Interno Lordo), così come i livelli di consumo, possano crescere indefinitamente (Coscieme, 2021). La crescita continua dei consumi non solo è insostenibile a causa degli impatti ambientali e dell'esaurimento delle risorse naturali, ma anche perché genera impatti negativi sulla coesione sociale (aumentando le disuguaglianze), e sul benessere fisico e psicologico (Wilkinson e Pickett, 2009) degli individui. Questo è il modello di sviluppo della nostra epoca; un'epoca in cui il *decoupling* tra crescita economica e impiego massiccio di risorse naturali fatica a concretizzarsi, nonostante l'appello degli scienziati.

Per prendere le distanze proprio da questo modello di sviluppo è opportuno cambiare il modo in cui vengono impiegate le risorse, prodotti e utilizzati i beni e gestiti i materiali una volta giunti a fine vita. Solo così potremo creare un'economia circolare fiorente in grado di portare benefici a tutti entro i limiti del nostro pianeta (Ellen MacArthur Foundation, 2022a).

Da questo lavoro di ricerca è emerso che esistono diverse alternative in grado di produrre energia nell'ottica della circolarità dell'uso delle risorse.

Una prima scelta lungimirante in questa direzione, come è stato dimostrato, riguarda lo sviluppo di innovativi sistemi di riciclaggio della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU) a livello urbano, in grado di produrre risorse preziose, a beneficio degli attori locali. Lo stesso vale per le tecnologie che sfruttano nuove forme di energia rinnovabile, come quella derivante da mari e oceani.

In entrambi i casi, è emersa la necessità di "far circolare" risorse e materiali e mantenerli in uso, sia come prodotti che, quando non possono più essere utilizzati, come componenti o materie prime. Così facendo, nulla diventa un rifiuto e il valore intrinseco di prodotti e materiali viene mantenuto

(Ellen MacArthur Foundation, 2022b) nel tempo. Se da una parte i rifiuti vengono trasformati in risorse preziose per la produzione di biogas, dall'altra dispositivi innovativi, quali le tecnologie BE, possono essere progettati tenendo conto della "circolarità" delle loro componenti materiali essenziali (come acciaio e/o poliuretano, nel caso specifico dell'*oscillating floater* e della *boa*).

Nella ricerca qui presentata, il sistema decentralizzato di digestione anaerobica su piccola scala ha mostrato di essere in grado di recuperare energia e risorse, a partire da quello che comunemente è considerato rifiuto. Sulla base dei risultati ottenuti e in accordo con studi precedenti, il sistema di digestione anaerobica si è confermato essere una valida opzione per il trattamento dei rifiuti organici. Tuttavia, migliori prestazioni ambientali possono essere ottenute integrando sistemi di post-trattamento del digestato grezzo (sottoprodotto del processo di digestione anaerobica), come la centrifuga e l'osmosi inversa per il recupero dei nutrienti e la *Solid State Fermentation* (SSF) per la produzione di prodotti *biobased* di alta qualità (ad esempio, biopesticidi) (Scenario S2).

L'applicazione della *Life Cycle Assessment* (LCA) e dell'Analisi Costi Benefici (ACB) ha permesso di evidenziare diversi punti critici per l'intervento politico, come la necessità di rimuovere gli incentivi a favore dell'impiego di fertilizzanti inorganici e pesticidi chimici, dannosi per l'ambiente. A tal proposito, le emissioni evitate dalla sostituzione del fosfato monoammónico (*monoammonium phosphate* - MAP) (in S1 e S2), sono state supportate dall'idoneità del digestato a essere utilizzato come fertilizzante organico.

Nello scenario S2, in particolare, le emissioni evitate associate alla produzione di biopesticidi, attraverso l'applicazione dell'unità *Solid State Fermentation* (SSF), hanno rappresentato il più alto contributo al risultato netto negativo per tutte le categorie di impatto su cui si è focalizzata l'analisi (*Global Warming - GW*, *Terrestrial Acidification - TA*, *Freshwater Eutrophication - FE*, *Fossil Resource Scarcity - FRS* e *Human Toxicity - HT*).

Questo ha trovato conferma anche nella valutazione positiva data dall'Analisi Costi Benefici. A partire dall'analisi finanziaria, quest'ultima ha mostrato un Valore Attuale Netto finanziario positivo per S2 (54.710 € t ww⁻¹), mentre la redditività del progetto è risultata insostenibile per S0 e S1 (-7.782 e -7.200 € t ww⁻¹). Inoltre, con la successiva inclusione degli aspetti socio-ambientali associati alla contabilizzazione dei benefici del progetto, come gli effetti di mitigazione del cambiamento climatico e la produzione di bioprodotti, si è osservato un miglioramento del Valore Attuale Netto economico in S2 (67.218 € t ww⁻¹). Ciò ha evidenziato come il progetto sia in grado di creare benefici sociali per la comunità.

Relativamente ai valori di Tasso Interno di Rendimenti finanziario, per S0 e S1 i risultati ottenuti (-12% per S0 e -9% per S1) sono risultati inferiori rispetto al tasso di sconto applicato (6%; Asher, 2020), il che suggerisce come le entrate nette generate non siano in grado di compensare i costi. Lo

stesso vale per il Tasso Interno di Rendimento economico che registra i seguenti valori: -15,5% per S0 e -8,4% per S1. Viceversa per quanto riguarda S2, emerge l'eccellente redditività del sistema con valori di Tasso Interno di Rendimento finanziario di 206% e Tasso Interno di Rendimento economico pari a 238%, largamente maggiori del tasso di sconto. Tuttavia questi ultimi sono strettamente legati ai ricavi derivanti dalla produzione di biopesticida, che sono il principale contributo ai benefici totali dello scenario S2.

In generale, lo studio ha dimostrato come l'aggiunta progressiva di soluzioni alla configurazione dell'impianto, attraverso investimenti mirati, permetta di migliorare i risultati ambientali ed economico-finanziari. Inoltre, se gli impianti di digestione anaerobica vengono implementati su scala ridotta, rappresentano un investimento favorevole per le comunità locali, sia in termini di produzione di energia rinnovabile che di recupero dei nutrienti, come emerso nello scenario S2.

Tuttavia, l'analisi di sensibilità ha mostrato la forte dipendenza della redditività del progetto dai ricavi dati dalla quantità di bioprodotti generati. Ciò suggerisce lo sviluppo di un'ulteriore analisi circa l'evoluzione del mercato dei biopesticidi, in particolare nell'area di Dolina. A questo proposito, sarebbe interessante valutare come varia il costo del biopesticida al variare della domanda, dato che nel presente studio è stato assunto un valore medio per il territorio italiano ($21,28 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1}$; Fitoitaly, 2021). Poiché Dolina si trova in un'area fortemente agricola, si potrebbe ipotizzare che in futuro, con l'espansione del mercato, dovuta ad una maggiore competitività nel settore, il prezzo del biopesticida possa diminuire.

Nel caso dell'analisi svolta sui sistemi *Blue Energy* (BE) per lo sfruttamento dell'energia marina, sia per i dispositivi *Wave Energy Converter* (WEC) che per le turbine eoliche *offshore*, la LCA ha confermato che gli impatti potenziali, in termini di *Carbon Footprint* (CF), derivano principalmente dalla fase di fabbricazione (Fase 1).

Sebbene i risultati si riferiscano a modelli 3D (anche ispirati a prototipi esistenti) e basati, in parte, su assunzioni e ipotesi circa la massa di materiali specifici, le operazioni di installazione-manutenzione e il tempo di vita previsto per alcuni componenti strutturali, essi sono in grado di fornire informazioni utili a comprenderne le prestazioni attuali e immaginarne i potenziali miglioramenti.

Secondo Pirrtimaa e Cruz (2020), infatti, per comprendere e mitigare gli effetti negativi che le installazioni per lo sfruttamento dell'energia oceanica possono avere sugli ecosistemi marini, sono necessarie ulteriori ricerche nel campo dell'Energia Marina Rinnovabile. Per un migliore scambio di informazioni sui potenziali impatti ambientali, studi e ricerche future dovrebbero approfondire e incrementare le conoscenze circa i materiali utilizzati nella costruzione di queste tecnologie. Ad esempio, riducendo, ove possibile, le quantità di componenti ad alto *Global Warming Potential*

(GWP), selezionando quelli con migliori prestazioni in termini di caratteristiche strutturali e ambientali e valutando la possibilità di estenderne la durata nel tempo.

Anche in questo caso, l'analisi di sensitività ha rafforzato l'affidabilità delle valutazioni e delle ipotesi fatte nella fase di inventario di ciascun dispositivo analizzato. Per quanto riguarda i sistemi tipo *Wave Energy Converter*, l'impiego di acciaio riciclato non ha mostrato variazioni significative in termini di *Carbon Footprint* e valori di *Carbon Intensity of Electricity*. Lo stesso vale per i modelli *raft-buoy* e *spar-buoy*, per i quali, al variare della quantità e della composizione dei componenti in acciaio, l'analisi ha mostrato variazioni minime. Non sono stati ottenuti cambiamenti significativi nei risultati variando tali parametri, il che ha conferito affidabilità alle conclusioni dedotte, in relazione ad alcune delle ipotesi fatte durante la realizzazione dell'inventario dei dati.

In linea con altri studi presenti in letteratura, l'analisi ha comunque evidenziato la necessità di ulteriori ricerche per concepire modi per ridurre la quantità di acciaio necessaria per costruire, ad esempio, le turbine eoliche flottanti.

L'uso di acciaio riciclato, in particolare, si è dimostrato capace di migliorare le prestazioni ambientali dei dispositivi valutati; lo stesso vale per l'impiego di poliuretano riciclato e *biobased*, per il quale sono state osservate variazioni ancora più rilevanti. Ciò ha ribadito la necessità di approfondire gli aspetti relativi alla composizione e produzione delle componenti, facendo attenzione sia ai materiali utilizzati che alle loro caratteristiche in termini di consumo di risorse materiali ed energetiche, di attitudine al riciclo e di durabilità.

Sulla base delle informazioni ottenute (ad esempio, la tecnica costruttiva utilizzata, il principio funzionale, il potenziale energetico marino dell'ipotetico sito di implementazione), i dispositivi tipo *Wave Energy Converter*, ad esempio, sembrano soluzioni promettenti per sfruttare il potenziale relativo all'Energia Marina Rinnovabile nel Mediterraneo e mostrano chiaramente l'opportunità di approfondire e promuovere la sua diffusione. Sebbene ciascun *Wave Energy Converter* sia progettato per sfruttare la stessa risorsa (il potenziale energetico del moto ondoso), si tratta pur sempre di tecnologie diverse, caratterizzate da sistemi operativi differenti. Inoltre, le loro prestazioni dipendono dal luogo in cui vengono installate. Per tali motivi, non è possibile raccomandare una tecnologia piuttosto che un'altra.

Visti i risultati mostrati in questo studio, i *Wave Energy Converter* possono essere presi in seria considerazione dalle amministrazioni e dalle autorità pubbliche per le politiche energetiche a livello nazionale e locale (CE, 2014). Analogamente, il potenziale eolico *offshore*, può contribuire in maniera sostanziale a ridurre l'impatto in termini di GHGs dovuti alla produzione elettrica, mitigando gli effetti del *climate change* nell'area del Mediterraneo. Lo sviluppo di parchi eolici flottanti *offshore* sarebbe strategico per il Mediterraneo, dove la profondità del mare aumenta

notevolmente con la distanza dalla costa. A tal fine, a febbraio 2022, nelle acque di Taranto (Puglia, Italia), è stata completata l'installazione della prima delle dieci turbine eoliche *offshore* da 3 MW che andranno a costituire l'impianto denominato "Beleolico". Sempre nelle acque del Mediterraneo, molti altri progetti di impianti eolici (sia fissi che galleggianti) sono in fase di realizzazione (Palmiotti, 2022). In particolare, in Sardegna (Italia) è in progetto la realizzazione di un parco eolico flottante con potenza complessiva di circa 450 MW (Palmiotti, 2022), mentre a Marsala (Sicilia, Italia) è prevista la costruzione di un parco eolico flottante *offshore* che ospiterà 25 turbine da 10 MW (Comelli, 2020). Inoltre, una manifestazione di interesse, per un parco eolico *offshore* flottante, sempre costituito da 27 turbine da 10 MW ciascuna, è stata presentata dalla Regione Lazio per l'area al largo della costa di Civitavecchia (Regione Lazio, 2021). Per quello che concerne i valori di produttività, sebbene nel caso dei *Wave Energy Converter* non vi sia stata un'attività di monitoraggio diretto in siti reali, poiché i dati presentati si basano su intervalli di produttività presenti in letteratura, i risultati hanno dimostrato un elevato potenziale di implementazione nel Mediterraneo di questi sistemi, con alti tassi di miglioramento dell'efficienza. Gli intervalli dei valori di *Carbon Intensity of Electricity* per singolo dispositivo (203–270 g CO₂eq·kWh⁻¹ per OWC; 94–374 g CO₂eq·kWh⁻¹ per *oscillating floater* e 105–158 g CO₂eq·kWh⁻¹ per la *boa*) sono inferiori a quelli dati dall'impiego di fonti energetiche fossili. Lo stesso vale per le turbine eoliche flottanti *offshore*, poiché i risultati hanno dimostrato la loro competitività nel bacino del Mediterraneo. In questo caso, inoltre, il valore medio di *Carbon Intensity of Electricity* registrato (49,2 g CO₂eq·kWh⁻¹ per una generica turbina eolica flottante installata nel Mediterraneo orientale) è in linea con quello di altre fonti di energia rinnovabile.

Coerentemente, questo studio ha dimostrato ancora una volta come la LCA possa fornire informazioni utili per la progettazione di innovative tecnologie, in questo caso di tipo *Blue Energy*, sia per quanto riguarda la loro resa produttiva che per quanto riguarda i processi caratterizzanti il loro ciclo di vita. Un ulteriore approfondimento di questo studio potrebbe riguardare la creazione di sinergie tra questi dispositivi (sistemi *Wave Energy Converter*, eolico *offshore*) per incoraggiare la produzione ibrida di elettricità e permettere il distacco dai combustibili fossili. A sostegno di ciò, Sørensen et al. (2016) hanno condotto uno studio di fattibilità e LCA di una piattaforma *Wave Energy Converter*, chiamata *Wave Dragon*, da combinare con turbine eoliche. I ricercatori hanno dimostrato che il *Levelized Cost Of Electricity* (LCOE) dell'unità combinata onda-eolico è inferiore del 17% rispetto al solo *Wave Energy Converter*.

La pianificazione dello spazio marino è certamente un processo complesso e che deve considerare diversi aspetti, come l'impatto diretto e indiretto su flora e fauna, la compatibilità paesaggistica e l'interferenza con altre attività marine come la navigazione, il turismo e la pesca. Sebbene questi

nuovi dispositivi *Blue Energy* possano avere impatti sugli ecosistemi, che devono essere adeguatamente valutati, diversi studi ne stanno dimostrando la capacità di proteggere e persino favorire la proliferazione di un'ampia gamma di specie marine, come pesci, molluschi, crostacei, foche e focene, che si foraggiano in questi mari (Russell et al., 2014; Vattenfall, 2018). Questo vale in particolare per i parchi eolici *offshore*.

Usando le parole di Armaroli e Balzani (2017), in un mondo a caccia di risorse energetiche pulite e con la necessità impellente di svincolarsi dai combustibili fossili è ragionevole attenderci che anche le tecnologie *Blue Energy*, oggi “minori”, potranno far parte del mix energetico rinnovabile. Una loro futura affermazione dipenderà certamente dalla disponibilità di finanziamenti alla ricerca scientifica e allo sviluppo tecnologico, finora esigui se paragonati con quelli di cui hanno goduto le tecnologie tradizionali.

Riconoscere l'importanza dell'ecosistema più grande a nostra disposizione, il mare, è il primo passo per aumentare la consapevolezza sulle potenzialità dell'Energia Marina Rinnovabile. Coinvolgere *stakeholder*, autorità locali e cittadini in processi di pianificazione partecipativa per capire come implementare le *Blue Energy* nelle aree marittime e costiere è quanto di più auspicabile nell'ottica della transizione verso nuove fonti di produzione di energia. A tal proposito, l'indagine condotta sulla percezione delle *Blue Energy* da parte delle popolazioni dell'area mediterranea ha il potenziale per diventare un modello da replicare in altri paesi. I risultati, infatti, hanno permesso di valutare in che misura le comunità locali sono propense a investire nelle *Blue Energy*. Ciò è di grande importanza dal momento che i sistemi *Blue Energy*, sono risultati essere più competitivi rispetto a quelli che utilizzano fonti di energia fossile e, in alcuni casi, anche rispetto ad altre tecnologie in grado di impiegare diverse fonti di energia rinnovabile, come l'idrogeno e la geotermia.

Sebbene i risultati sottolineino che la maggioranza degli intervistati non sa cosa sia l'Energia Marina Rinnovabile e non conosce le tecnologie *Blue Energy*, in generale emerge il favore all'installazione di tecnologie per lo sfruttamento l'energia da mari e oceani. In particolare, delle tecnologie *Blue Energy* proposte dall'indagine, il dispositivo *Oscillating Water Column* (OWC) è risultato essere quello più accettato, seguito dalle boe.

Per quanto riguarda le preoccupazioni circa la possibile installazione di uno o più dispositivi *Blue Energy* nelle aree oggetto di indagine, gli intervistati hanno espresso preoccupazione per tutti gli impatti citati, in particolare quello relativo agli effetti negativi su flora e fauna.

In relazione al ventaglio di opportunità che potrebbe derivare, invece, dall'implementazione delle tecnologie *Blue Energy* ai vantaggi generati per le comunità locali, gli intervistati si sono dimostrati

fiduciosi circa la creazione di nuovi posti di lavoro e la possibilità di raggiungere l'indipendenza energetica.

L'indagine, dunque, ha ampiamente dimostrato come i cittadini siano disposti a prendere parte alla pianificazione locale e ad essere coinvolti nella transizione energetica sin dalle prime fasi (Betti et al., 2022). Questo a prova del fatto che la dimensione sociale sia un aspetto imprescindibile e cruciale alla progettazione di piani e politiche di sviluppo sostenibile.

Edgard Morin ha scritto che «I problemi importanti sono sempre complessi e spesso pieni di contraddizioni. Bisogna quindi affrontarli globalmente, con saperi diversi che debbono interagire fra loro». In questo lavoro di tesi, l'obiettivo era proprio quello di affrontare un problema importante, come quello della produzione di energia da fonti rinnovabili, tramite l'applicazione integrata di saperi diversi concretizzati in metodologie e indicatori per la valutazione della sostenibilità ambientale.

L'interazione della metodologia LCA con quella dell'Analisi Costi Benefici ha dimostrato come l'inserimento degli impatti ambientali indiretti derivanti dal ciclo di vita complessivo di un sistema, comunemente ignorati dalla tradizionale Analisi Costi Benefici, sia di fondamentale importanza per valutare la sostenibilità a lungo termine del progetto valutato (Manzo e Salling, 2016). La quantificazione delle emissioni di CO₂, tramite l'applicazione dell'indicatore *Global Warming Potential*, ha aggiunto al processo di valutazione il costo monetario degli impatti sull'inquinamento atmosferico derivanti dalle differenti fasi del ciclo di vita dell'impianto di digestione anaerobica. In questo modo, allo strumento di contabilità finanziaria è stato affiancato quello economico, rappresentativo del benessere e non solo del profitto.

Anche l'impiego di strumenti propri dell'analisi sociale, come il questionario d'indagine sull'accettazione sociale nei confronti delle tecnologie *Blue Energy*, risponde all'esigenza e alla necessità di affrontare globalmente il problema della transizione energetica dalle fonti fossili a quelle rinnovabili.

In questo studio, infatti, l'applicazione di due differenti metodologie (LCA e Analisi Costi Benefici) e indicatori di sostenibilità ambientale, insieme a strumenti di analisi sociale, per la valutazione di sistemi di produzione di energia rinnovabile, ha fatto emergere aspetti che resterebbero fuori dal quadro di valutazione di un comune decisore. L'integrazione di informazioni socio-ambientali con quelle finanziarie, sfruttando la complementarità delle metodologie, ha fornito una visione globale dell'impatto potenziale dei sistemi e processi studiati. La capacità delle metodologie di completarsi a vicenda e l'approccio partecipativo dei vari *stakeholder* all'individuazione delle soluzioni tecnologiche più promettenti, mostra come strumenti apparentemente molto diversi possano essere

combinati per produrre un risultato migliore, capace di dare indicazioni per una sostenibilità reale e duratura.

La transizione energetica richiede un cambiamento, Armaroli e Balzani (2017) direbbero parziale, dei nostri stili di vita. Per fare questo, però, è necessario capire la predisposizione e la tendenza delle società attuali ad affrontare cambiamenti che riguarderanno sia scelte individuali (alimentazione, trasporti) che collettive.

La transizione energetica può risolvere sia la crisi climatica sia quella ambientale: riducendo i costi economici e ambientali, favorendo una reale indipendenza energetica e creando posti di lavoro, perché le energie rinnovabili sono innanzitutto industria manifatturiera e, quindi, richiedono più manodopera rispetto all'energia da combustibili fossili (Armaroli e Balzani, 2017).

Deve affermarsi un concetto semplice, ma al tempo stesso difficile da metabolizzare: in risposta al problema dell'energia non basta limitarsi a migliorare i consumi energetici, bisogna anche essere in grado di ridurli. Già su scala individuale, l'attuazione di misure come l'utilizzo consapevole ed efficiente dei sistemi di riscaldamento/raffreddamento e degli apparecchi elettrici, la riqualificazione energetica delle abitazioni (corretto isolamento termico, manutenzione degli impianti), creerebbero terreno fertile per fare la differenza.

Come ha ricordato Simon Stiell, nuovo segretario esecutivo della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC), in occasione dell'apertura della ventisettesima Conferenza mondiale sul clima delle Nazioni Unite (COP 27) a Sharm el-Sheikh, in Egitto, «spesso si sente dire che una persona non può fare la differenza»; tuttavia, ha aggiunto «Nelson Mandela ha detto che tutto può sembrarci sempre impossibile finché non viene fatto» (Lifegate, 2022). Lo stesso vale per la lotta ai cambiamenti climatici. È tempo di ripensare le nostre politiche, le nostre attività economiche, le nostre infrastrutture e le nostre azioni, siano esse pubbliche o private. Tutto ciò, come ha sottolineato, Simon Stiell deve allinearsi agli impegni presi con l'Accordo di Parigi (Lifegate, 2022).

Solo così facendo, è possibile attuare la svolta epocale.

Appendice

Si presentano in questa sezione le tabelle relative alla raccolta dei dati di inventario per il modello DECISIVE e per i modelli delle tecnologie BE.

Sono riportate anche le tabelle che raccolgono gli studi di letteratura, ad oggi esistenti, circa i dispositivi BE (sia WEC che turbine eoliche).

Oltre al questionario (in lingua inglese) realizzato per l'indagine sulla percezione delle BE, sono qui presentate le tabelle riguardanti: i risultati di tutte le categorie di impatto valutate nell'analisi LCA del modello DECISIVE e dell'analisi di sensitività svolta per una *wind farm* di 1km², ipotizzandone l'installazione presso i siti di Creta, Spalato e Larnaca.

Tabella A1. Dati di inventario per il sistema in primo piano (*foreground data*).

Parametro	Unità	Valore	Riferimento
Totale rifiuti organici generati	t·anno ⁻¹	570	DECISIVE, 2018
Area dell'impianto	m ²	200	Questo studio
Capacità dell'impianto pilota	t·anno ⁻¹	200	Questo studio
Potenziale biochimico del metano	Nm ³ CH ₄ /t sv ^a	460	DECISIVE, 2018
Contenuto CH ₄ (biogas)	%	65	Møller et al., 2009; Ascher et al., 2020
Contenuto CO ₂ (biogas)	%	35	Møller et al., 2009; Ascher et al., 2020
Efficienza di conversione	%	80	Angouria-Tsorochidou et al., 2021

^a Solidi volatili (sv)

Tabella A2. *Life Cycle Inventory* per un frangiflutti di 20 m che ospita 5 sistemi OWC generici.

Elemento	Specifiche tecniche	Unità	Valore	%	Tempo di vita (anno)	Note e Riferimenti
Fase 1 - Fabbricazione						
Fondamenta	Calcestruzzo	t	632,1	8,1	50	
	Acciaio	t	55,3	0,7	50	
Struttura alveolare	Calcestruzzo	t	1.150,9	14,8	50	Arena et al. (2013); Arena (2016); Curto et al. (2021); De Girolamo (2015); Malara et al. (2017); Spanos et al. (2018).
	Acciaio	t	23,0	0,3	50	
	Ghiaia	t	5.122,8	66,0	50	
Sovrastruttura <i>OWC</i>	Calcestruzzo	t	502,7	6,5	50	
	Acciaio	t	28,3	0,4	50	
Copertura del tetto	Calcestruzzo	t	236,8	3,1	50	
Turbine auto rettificanti	Acciaio	t	6,0	0,1	15	Ibarra-Berastegi et al. (2018).
Generatore elettrico	Acciaio	t	0,2	0,003	20	Faÿ et al. (2020) (80% acciaio e 20% rame).
	Rame	t	0,05	0,001	20	
Totale Fase 1		t	7.758,1	100	/	
Fase 2 - Assemblaggio e installazione						
Autobetoniera	Diesel	t	1,9	4,2	50	Ipotesi: 17 giorni lavorativi (10 per cassoni galleggianti,
Gru	Diesel	t	39,9	89,5	50	

Scavatrice	Diesel	t	0,5	1,2	50	come suggerito da Cejuela et al., 2018 e Magallanes et al., 2016), seguendo Arena et al. (2013). Consumi orari del carburante seguono Chipindula et al. (2018).
Rimorchiatore	Diesel	t	1,6	3,5	50	
Camion per trasporto ghiaia	Diesel	t	0,5	1,1	50	
Carrello elevatore	Diesel	t	0,2	0,5	50	
Totale Fase 2		t	44,6	100	/	
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione						
Furgone	Trasporto, passeggeri, auto (medie dimensioni)	km	360	/	1	Un controllo mensile e una distanza percorsa di 30 km
Turbine auto rettificanti	Acciaio	t	1,3	/	15	Bruschi et al. (2019)
Fase 4 – Dismissione e fine vita						
Materiale	Unità	Riciclaggio	Discarica	Termovalorizzatore	Note	
Calcestruzzo	t	/	2.522,5	/		Discarica 100%
Acciaio	t	101,5	11,3	/		Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Rame	t	0,045	0,005	/		Riciclaggio 90%, Termovalorizzatore 10%

Tabella A3. *Life Cycle Inventory* per un frangiflutti di 20 m che ospita 3 generici dispositivi tipo *oscillating floater*

Elemento	Specifiche tecniche	Unità	Valore	%	Tempo di vita (anno)	Note e Riferimenti
Fase 1 - Fabbricazione						
Bracci di ancoraggio	Acciaio	t	8,0	16,5	25	Cascajo et al. (2019); Curto et al. (2021); Marchesi et al. (2020).
Sistema idraulico	Alluminio	t	2,2	4,5	12,5	Pistoni seguono <i>Seadamp FX</i> (ipotesi: 13 pistoni con un peso unitario di 70 kg). BLUE DEAL MED (2022a) e Seares (2022)
	Acciaio	t	0,5	1,1	12,5	
Boa	Acciaio	t	8,3	17,2	25	Cascajo et al. (2019); Curto et al. (2021); Marchesi et al. (2020); Resinex Trading Srl (Resinex, 2007).
	Polietilene	t	4,4	9,1	25	
	Schiuma di poliuretano	t	24,9	51,5	25	
Totale Fase 1		t	48,3	100	/	
Fase 2 - Assemblaggio e installazione						
Muletto	Diesel	t	0,4	3,4	25	Ipotesi: 5 giorni lavorativi e consumi orari di carburante sull'esempio di Chipindula et al. (2018).
Gru	Diesel	t	6,2	50,1	25	
Imbarcazioni ausiliarie	Diesel	t	3,0	24,0	25	
Generatore elettrico	Diesel	t	2,8	22,5	25	
Totale Fase 2		t	12,4	100	/	
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione						
Furgone	Trasporto, passeggeri, auto (medie dimensioni)	km	360	/	1	Ipotesi: 12 viaggi all'anno per l'ispezione e la manutenzione della

Pistoni	Alluminio	t	2,2	/	12,5	struttura. Distanza una distanza percorsa di 30 km. Ipotesi: una sostituzione in accordo con Seares (2022).
	Acciaio	t	0,5	/	12,5	

Fase 4 – Dismissione e fine vita

Materiale	Unità	Riciclaggio	Discarica	Termovalorizzatore	Note
Acciaio	t	15,6	1,7	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Alluminio	t	3,9	0,2	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Polietilene	t	/	/	4,4	Termovalorizzatore 100%
Schiuma di poliuretano	t	/	/	24,9	Termovalorizzatore 100%

Tabella A4. *Life Cycle Inventory* per un parco onde che ospita 25 boe generiche basate sul fondale marino.

Elemento	Specifiche tecniche	Unità	Valore	%	Tempo di vita (anno)	Note e Riferimenti
Fase 1 - Fabbricazione						
Fondazioni	Calcestruzzo	t	2.350,1	76,3	50	
	Acciaio	t	205,6	6,7	25	
	Acciaio	t	4,4	0,1	25	
Capsula e sovrastruttura	Acciaio	t	43,3	1,4	25	
	Acciaio	t	20,5	0,7	25	Andersen et al. (2009); Chatzigiannakou et al. (2017); De Girolamo (2015); Strömstedt et al. (2012); Strömstedt et al. (2012); Resinex (2007).
	Acciaio	t	3,1	0,1	25	
Cavo	Acciaio	t	13,0	0,4	25	
Boa	Acciaio	t	47,2	1,5	25	
	Acciaio	t	21,4	0,7	25	
	Polietilene	t	37,8	1,2	25	
	Poliuretano	t	152,7	5,0	25	
<i>Translator</i>	Ghisa	t	45,0	1,5	25	
	Rame	t	4,7	0,2	25	Dahlsten (2009); Hultman et al. (2014); Chatzigiannakou et al. (2017).
	Magnete in ferrite	t	4,5	0,1	25	
	Plastica e gomma	t	4,2	0,1	25	
	Zinco	t	1,0	0,0	25	

	Alluminio	t	0,4	0,0	25	
	Vernice	t	1,9	0,1	25	
<i>Substation</i>	Acciaio	t	6,0	0,2	25	
	Rame	t	1,3	0,0	25	Chatzigiannakou et al. (2015).
	Calcestruzzo	t	3,2	0,1	25	
Cavo sottomarino	Piombo	t	30,0	1,0	40	Per il collegamento delle boe alla <i>substation</i> è stato scelto un cavo sottomarino da 33 kV (ipotesi: percorso di 30 m per ognuna delle 25 boe - seguendo Chatzigiannakou et al., 2015) e per il collegamento con la costa (2 km – in accordo con Leijon et al., 2008 and Short, 2012). Dati da Birkeland (2011). Tempo di vita in accordo con Huang et al. (2017).
	Rame	t	22,5	0,7	40	
	Polietilene	t	7,5	0,2	40	
	Acciaio	t	45,0	1,5	40	
	Polipropilene	t	3,8	0,1	40	
Totale Fase 1		t	3.079,9	100	/	
Fase 2 - Assemblaggio e installazione						
Muletto	Diesel	t	5,3	3,3	25	Chatzigiannakou et al, (2015; 2017 – Sito di
Gru	Diesel	t	81,3	49,7	25	Sotenäs). Consumi

Generatore elettrico	Diesel	t	69,8	42,7	25	orari del combustibile in accordo con Chipindula et al. (2018).
Imbarcazione da lavoro	Diesel	t	7,1	4,3	25	
Totale Fase 2		t	163,5	100	/	

Fase 3 - Manutenzione e sostituzione

Imbarcazione per il trasferimento dell'equipaggio	Diesel	t	6,3	/	1	Nessuna sostituzione (Rémouit et al., 2018), ma solo periodiche operazioni di pulizia dal biofouling (consumo orario di carburante derivato da Acta Marine, 2017).
---	--------	---	-----	---	---	--

Fase 4 – Dismissione e fine vita

Materiale	Unità	Riciclaggio	Discarica	Termovalorizzatore	Note
Calcestruzzo	t	/	2.353,3	/	Discarica 100%
Acciaio	t	368,5	40,9	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Polietilene	t	/	/	45,3	Termovalorizzatore 100%
Poliuretano	t	/	/	152,7	Termovalorizzatore 100%
Ghisa	t	40,5	4,5	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Rame	t	25,7	/	2,9	Riciclaggio 90%, Termovalorizzatore 10%
Magnete in ferrite	t	/	4,5	/	Discarica 100%
Plastic and rubber	t	/	/	4,2	Termovalorizzatore 100%
Zinco	t	0,9	0,1	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%

Alluminio	t	0,4	0,04	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Vernice	t	/	/	1,9	Termovalorizzatore 100%
Piombo	t	27	/	3	Riciclaggio 90%, Termovalorizzatore 10%
Polipropilene	t	/	/	3,8	Termovalorizzatore 100%

Tabella A5. Revisione della letteratura sui precedenti studi LCA sulle WEC e focus sulla valutazione della *Carbon Intensity of Electricity* (CIE) (g CO₂eq·kWh⁻¹).

Potenza nominale	CIE (g CO ₂ eq·kWh ⁻¹)	Tempo di vita (anno)	Riferimento	Modello	Confini del sistema (LCA)	Note
1 MW	47	20	Dalton et al., 2014	<i>Wavestar WEC</i>	Dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento dei rifiuti: dalla culla alla tomba (<i>cradle-to-grave</i>).	<p>Design: Wave Star Energy ApS. Collocazione a 1,5 km dalla costa.</p> <p>Categorie di impatto: Energia incorporata, Intensità Energetica, CO₂ Incorporata ed Emissioni di CO₂e (<i>Embodied CO₂ and CO₂e Emissions</i>), Carbon Intensity, Ritorno dell'energia e del carbonio (<i>Energy and Carbon Payback</i>), Costo dell'elettricità</p>
750 kW	23	20	Parker et al., 2007	<i>Pelamis WEC</i>	Estrazione delle materie prime, produzione, assemblaggio e installazione, funzionamento e manutenzione (operation e maintenance - O&M), fine vita (<i>cradle-to-grave</i>).	<p>Design: Ocean Power Delivery Srl., con sede a Edimburgo. Le prime versioni hanno una lunghezza di 120 m, un diametro di 3,5 m e una potenza nominale di 750 kW. Sono progettate per profondità d'acqua comprese tra 50 e 100 metri.</p> <p>Categorie di impatto: Energia incorporata, <i>Embodied CO₂</i>, <i>Energy Payback</i>, <i>CO₂ Payback</i>.</p> <p>Design: Modellato in accordo con Parker et al. (2007).</p>
	30		Thomson et al., 2011		Estrazione, lavorazione, produzione, assemblaggio, installazione, O&M, smantellamento in discarica o riciclaggio dei materiali. (<i>cradle-to-grave</i>).	<p>Categorie di impatto: Energia incorporata, Riscaldamento globale (<i>Global Warming</i>) 100a, Riduzione dell'ozono, Formazione di ozono</p>

			(vegetazione), Formazione di ozono (uomo), Acidificazione, Eutrofizzazione terrestre, Eutrofizzazione acquatica EP(N), Eutrofizzazione acquatica EP(P), Tossicità per l'uomo nell'aria (<i>Human toxicity air</i>), Tossicità per l'uomo nell'acqua (<i>Human toxicity water</i>), Tossicità per l'uomo nel suolo (<i>Human toxicity soil</i>), Ecotossicità cronica dell'acqua, Ecotossicità acuta dell'acqua, Ecotossicità cronica del suolo, Rifiuti pericolosi, Scorie/ceneri, Rifiuti sfusi, Rifiuti radioattivi, Risorse (tutte).
			Design: Fa riferimento a Taylor (2006). Il tempo di vita segue Parker et al. (2007).
20	Banerjee et al., 2013	Impatto delle materie prime: dalla culla al cancello (<i>cradle-to-gate</i>).	Categorie di impatto: <i>Global Warming</i> , Periodo di ammortamento dell'energia (<i>Energy Payback Period</i>).
44	Uihlein, 2016	Estrazione di materie prime, assemblaggio e produzione, installazione e manutenzione, fine vita (<i>cradle-to-grave</i>).	Design: La gamma di peso dipende dal tipo di dispositivo (103 dispositivi a onda da 50 sviluppatori).
			Categorie di impatto: <i>Global Warming</i> .
35	Thomson et al., 2019	Estrazione delle materie prime, fabbricazione, assemblaggio e installazione, funzionamento e manutenzione, fine vita (<i>cradle-to-grave</i>).	Design: Sulla base di Parker et al. (2007).
			Categorie di impatto: Cambiamento climatico (<i>Climate Change</i>), Riduzione dell'ozono,

						Formazione di ossidanti, fotochimici, Acidificazione terrestre, Eutrofizzazione delle acque dolci, Eutrofizzazione marina, Formazione di particolato, Tossicità per l'uomo, Ecotossicità terrestre, Ecotossicità delle acque dolci, Ecotossicità marina, Radiazioni ionizzanti, Occupazione del suolo agricolo, Occupazione del suolo urbano, Trasformazione del suolo naturale, Impoverimento dell'acqua, Impoverimento dei metalli, Impoverimento dei fossili, Domanda cumulativa di energia ed Energia incorporata.
315 kW	25	15	Walker e Howell, 2011		Estrazione dei materiali, produzione, trasporto, installazione, O&M e smantellamento (compreso il riciclaggio).	Design: Aquamarine Power Srl. Categorie di impatto: Uso di energia ed Emissioni di carbonio.
-	64	20	Uihlein, 2016	<i>Oyster WEC</i>	Estrazione delle materie prime, produzione, assemblaggio e installazione, O&M, fine vita (<i>cradle-to-grave</i>).	Design: La gamma di peso dipende dal tipo di dispositivo (103 dispositivi a onda da 50 sviluppatori). Categorie di impatto: <i>Global Warming</i> .
800 kW	65,5	20	Douziech et al., 2016		Costruzione, trasporto, O&M, fine vita (<i>cradle-to-grave</i>).	Design: Aquamarine Srl. Efficienza 40%, produzione annua di energia prevista di 2,8 GWh. Categorie di impatto: <i>Climate Change</i> .

Parco da 20 MW	39-126	20	Dahlsten, 2009		Dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento dei rifiuti (<i>cradle-to-grave</i>).	Design: Seabased Industry AB.
-	105	20	Uihlein, 2016	<i>Point WEC absorber</i>	Tutte le fasi del ciclo di vita "dalla culla alla tomba", compresi l'assemblaggio e la produzione del dispositivo, l'installazione e la manutenzione, l'uso e fine vita.	Categorie di impatto: Potenziale di riscaldamento globale (<i>Global Warming Potential</i>), Potenziale di riduzione dell'ozono, Acidificazione, Eutrofizzazione, Energia non rinnovabile, Uso dell'acqua ed <i>Energy Payback Time</i> . Design: La gamma di peso dipende dal tipo di dispositivo (103 dispositivi a onda da 50 sviluppatori). Categorie di impatto: <i>Global Warming</i> .
Parco da 20 MW	30-80	5	Zepeda, 2017		Estrazione, lavorazione, produzione, assemblaggio, installazione, O&M, smantellamento in discarica o riciclaggio dei materiali (<i>cradle-to-grave</i>).	Design: In base a Holmgren (2016) per le specifiche della boa, il generatore è stato sviluppato secondo il dipartimento Electric Power Systems del Royal Institute of Technology e per il modulo del sistema di ormeggio è stato seguito Bjørnsen (2014). Categorie di impatto: <i>Climate Change</i> .
7 MW	13	50	Sørensen et al., 2006	<i>Wave WEC Dragon</i>	Estrazione di materie prime, produzione e assemblaggio, utilizzo e smaltimento (<i>cradle-to-grave</i>)	Design: Progetto dimostrativo. Categorie di impatto: <i>Global Warming</i> , Riduzione dell'ozono, Acidificazione, Arricchimento dei nutrienti, Tossicità per l'uomo nell'acqua, Tossicità per l'uomo

						<p>nel suolo, Tossicità per l'uomo nell'aria, Ossidazione fotochimica, Ecotossicità dell'acqua cronica, Ecotossicità dell'acqua acuta, Ecotossicità del suolo cronica, Scorie e ceneri, Rifiuti nucleari, Rifiuti pericolosi, Rifiuti sfusi.</p> <p>Design: Basato su Russel (2007).</p>
28			Banerjee et al., 2013		<p>Impatto delle materie prime (<i>cradle-to-grave</i>)</p>	<p>Categorie di impatto: <i>Global Warming Potential, Energy Payback Period.</i></p>
10 kW	89	20	Zhai et al., 2018	<p><i>Buoy-rope-drum WEC</i></p>	<p>Estrazione e produzione di materie prime, produzione di componenti, produzione di moduli, assemblaggio di sistemi, installazione, O&M, smantellamento e riciclaggio.</p>	<p>Design: Shandong University. Collocazione a 2 km dalla costa.</p> <p>Categorie di impatto: <i>Climate Change, Riduzione dell'ozono, Acidificazione terrestre, Eutrofizzazione delle acque dolci, Eutrofizzazione marina, Tossicità umana, Formazione di ossidanti fotochimici, Formazione di particolato, Ecotossicità terrestre, Ecotossicità d'acqua dolce, Ecotossicità marina, Radiazioni ionizzanti, Occupazione agricola e urbana, Trasformazione naturale del territorio, Impoverimento delle acque, Impoverimento dei metalli e Impoverimento dei fossili.</i></p>

3 kW	37	60	Patrizi et al., 2019	<i>OBREC WEC</i>	Produzione di componenti, installazione in loco e trasporto, O&M (<i>cradle-to-gate</i>).	<p>Design: Dipartimento di ingegneria, Università della Campania.</p> <p>Categorie di impatto: <i>Global Warming Potential, Carbon Intensity of Electricity.</i></p>
1 MW	33,8	20	Apolonia e Simas, 2021	<i>MegaRoller WEC</i>	Produzione di ciascun componente, assemblaggio, trasporto e installazione, O&M, smantellamento e smaltimento (<i>cradle-to-grave</i>)	<p>Design: Basato sul modello <i>WaveRoller</i>. Installato a circa 8–20 m di profondità e 400 m dalla costa.</p> <p>Categorie di impatto: <i>Global Warming Potential, Riduzione dell'ozono stratosferico, Radiazioni ionizzanti, Formazione di ozono, Salute umana, Formazione di particolato fine, Formazione di ozono, Ecosistemi terrestri, Acidificazione terrestre, Eutrofizzazione d'acqua dolce, Eutrofizzazione marina, Ecotossicità terrestre, Ecotossicità d'acqua dolce, Ecotossicità marina, Tossicità cancerogena per l'uomo, Tossicità non cancerogena per l'uomo, Uso del suolo, Scarsità di risorse minerali, Scarsità di risorse fossili, Consumo di acqua, Domanda cumulativa di energia.</i></p>

Tabella A6. *Life Cycle Inventory* del modello *raft-buoy* e *spar-buoy*, rispettivamente da 6 MW.

Elemento	Specifiche tecniche	Unità	<i>raft-buoy</i>		<i>spar-buoy</i>		Tempo di vita (anno)	Note e Riferimenti
Fase 1 - Fabbricazione								
Turbina e struttura flottante	Acciaio	t	3.504,6	77,1%	3.450,5	33,6%	20	Equinor (2021); Nguyen-Thanh et al. (2016); Wikantyo et al. (2019); Vestas (2011; 2015; 2017; 2021); Antonutti et al. (2016), Les Eoliennes Flottantes du Golfe du Lion (2018), Principle Power Inc (2022), Roddier et al. (2010) (per <i>raft-buoy</i>), Ghigo et al. (2020) e Equinor (2021) (per <i>spar-buoy</i>). Chipindula et al., 2018; Huang et al., 2017; Wang et al., 2019. Nello specifico, con la voce "altri materiali" si fa riferimento all'acciaio, in accordo con Poujol et al. (2020). Appartiene al
	Calcestruzzo	t	/	/	5.500	53,5%	20	
	Fibra di vetro	t	211,3	4,6%	211,3	2,1%	20	
	Ghisa	t	173,1	3,8%	173,1	1,7%	20	
	Alluminio	t	71,5	1,6%	71,5	0,7%	20	
	Plastiche	t	65,8	1,4%	65,8	0,6%	20	
	Altri materiali	t	42,8	0,9%	42,8	0,4%	20	
	Rame	t	29,8	0,7%	29,8	0,3%	20	
	Piombo	t	23,5	0,5%	23,5	0,2%	20	
	Vernice alchidica	t	7,3	0,2%	7,3	0,07%	20	
	Legno	t	4,8	0,1%	4,8	0,05%	20	
	Zinco	t	4	0,1%	4	0,04%	20	
	Resina epossidica	t	1,2	0,03%	1,2	0,01%	20	
Gomma	t	0,2	0,003%	0,2	0,001%	10		

Sistema di ancoraggio	Acciaio (catena)	t	180	4%	180	1,8%	20	<i>gearbox</i> Ipotesi: tre catene di ancoraggio da 60 t ciascuna sulla base di Equinor (2021) e Vryhof (2018). Per la turbina <i>raft-buoy</i> sono state prese in considerazione tre ancore del tipo Stevshark® di 6165x6645 mm e del peso di 15 t ciascuna. (Vryhof, 2018), come suggerito da Golightly (2017). Per il modello spar-buoy, i pali di aspirazione seguono Golightly (2017) e Supachawarote (2006).
	Acciaio (ancora di trascinamento/palo di aspirazione)	t	45,0	1,0%	329,7	3,2%	20	
Cavo sottomarino (33 kV)	Piombo	t	50,4	1,1%	50,4	0,5%	20-40	Ipotesi: cavo sottomarino da 33 kV che collega le turbine alla substation (Tsai et al. 2016); dati da Birkeland (2011). Tempo di vita di 20 anni per i cavi all'interno della farm; 40 anni per i cavi di collegamento alla rete nazionale. La <i>substation</i> non è stata considerata in questo studio.
	Rame	t	37,8	0,8%	37,8	0,4%	20-40	
	Polietilene	t	12,6	0,3%	12,6	0,1%	20-40	
	Acciaio	t	75,7	1,7%	75,7	0,7%	20-40	
	Polipropilene	t	6,3	0,1%	6,3	0,06%	20-40	

Totale Fase 1		t	4.547,4	100%	10.278	100%	/	
Fase 2 - Assemblaggio e installazione								
Generatore elettrico	Diesel	t	2,8	37,9%	/	/	20	La turbina <i>raft-buoy</i> viene assemblata in porto e trasportata al sito. È stato considerato il trasporto via mare per 22,2 km. 8 ore di lavoro per l'installazione e un consumo orario di diesel che segue Chipindula et al. (2018).
Gru	Diesel	t	4,1	56,3%	4,1	38,5%	20	
Muletto	Diesel	t	0,4	5,8%	0,4	4,0%	20	
Rimorchiatore	Diesel	t	/	/	4,2	39,0%	20	
Imbarcazioni ausiliarie	Diesel	t	/	/	2,0	18,5%	20	
Totale Fase 2		t	7,4	100%	10,7	100%	/	
Fase 3 - Manutenzione e sostituzione								
<i>Gearbox</i>								
	Ghisa	t	14,1	49,7%	14,1	49,7%	10	Wang et al., (2019); Chipindula et al. (2018). Le componenti materiali e sono state adattati per una turbina da 6 MW sulla base delle dimensioni del rotore (Bhattacharya et al., 2018 suggeriscono un diametro di 100 m per una turbina da 2 MW e di 154 m per una turbina da 6 MW).
	Acciaio	t	14,1	49,7%	14,1	49,7%	10	
	Gomma	t	0,2	0,5%	0,2	0,5%	10	
Totale Fase 3 (materiali)			28,3	100%	28,3	100%	/	

Imbarcazione di trasferimento	Diesel	t	2,4	14,6%	2,4	14,6%	1	Ipotesi: 6 viaggi in barca all'anno (400 kg di gasolio/viaggio) e un viaggio FSV all'anno (29.000 kg di gasolio/viaggio) (Tsai et al. (2016); un viaggio in elicottero di 4 ore all'anno (come suggerito da Wang et al., 2019 e Weinzettel et al., 2009) che consuma 234 l/h di cherosene (Swiss Helicopter, 2022)
<i>Fast Supply Vessel</i> (FSV)	Diesel	t	13,2	79,8%	13,2	79,8%	1	
Elicottero	Cherosene	t	0,9	5,7%	0,9	5,7%	1	
Totale Fase 3 (energia)		t	16,5	100%	16,5	100%	/	

Fase 4 – Dismissione e fine vita

Materiale	Unità	<i>Raft-buoy</i>			<i>Spar-buoy</i>			Note
		Riciclaggio	Discarica	Termovalorizzatore	Riciclaggio	Discarica	Termovalorizzatore	
Acciaio	t	3.450,0	380,6	/	3.657,6	403,7	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Calcestruzzo	t	/	/	/	/	5.500	/	Discarica 100%
Fibra di vetro	t	/	/	211,3	/	/	211,3	Termovalorizzatore 100%
Ghisa	t	181,1	20,1	/	181,1	20,1	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Alluminio	t	64,4	7,2	/	64,4	7,2	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Plastiche	t	/	/	65,8	/	/	65,8	Termovalorizzatore 100%
Altri materiali	t	38,5	4,3	/	38,5	4,3	/	Riciclaggio 90%, Discarica 10%
Rame	t	60,8	/	6,8	60,8	/	6,8	Riciclaggio 90%, Termovalorizzatore

Piombo	t	66,5	/	7,4	66,5	/	7,4	10% Riciclaggio 90%, Termovalorizzatore 10%
Vernice alchidica	t	/	/	7,3	/	/	7,3	Termovalorizzatore 100%
Legno	t	/	/	4,8	/	/	4,8	Termovalorizzatore 100%
Zinco	t	3,6	/	0,4	3,6	/	0,4	Riciclaggio 90%, Termovalorizzatore 10%
Resina epossidica	t	/	/	1,2	/	/	1,2	Termovalorizzatore 100%
Gomma	t	/	/	0,3	/	/	0,3	Termovalorizzatore 100%
Polietilene	t	/	/	12,6	/	/	12,6	Termovalorizzatore 100%
Polipropilene	t	/	/	6,3	/	/	6,3	Termovalorizzatore 100%

Tabella A7. Revisione della letteratura sui precedenti studi LCA su parchi eolici *onshore*, *offshore* galleggianti e fissi al fondale, con focus sulla valutazione della *Carbon Intensity of Electricity* (CIE) (g CO₂eq·kWh⁻¹).

Potenza nominale ^d	CIE (g CO ₂ eq·kWh ⁻¹)	Tempo di vita (anno)	Riferimento	Modello	Confini del sistema (LCA)	Note
5 MW	12,2	25	Weinzettel et al., 2009	<i>Spar-buoy</i> flottante	Produzione di componenti materiali e trasporto (per il montaggio, la posizione finale e il porto); installazione; manutenzione; fine vita.	Design: <i>Norwegian Sway Company</i> . Il tempo di vita ipotizzato da Weinzettel et al. (2009) è di 25 anni; il valore di CIE è corretto per una vita di 20 anni (come suggerito in Raadal et al., 2014). Categorie di impatto: Impoverimento abiotico, <i>Global Warming</i> , Tossicità per l'uomo, Acqua dolce, Ecotossicità acquatica, Ecotossicità terrestre, Ossidazione fotochimica, Acidificazione, Eutrofizzazione.
5 MW	20,9			<i>Tension-Leg-Spar</i> flottante		Design: turbina di riferimento da 5 MW, modello illustrato in Jonkman et al. (2009). Altezza mozzo 90 m, diametro rotore 126 m. Profondità ipotizzata: 200 m per turbine flottanti, 50 m per turbine fisse sul fondo. Categorie di impatto: <i>Global Warming</i> , <i>Energy Payback Ratio</i> ed <i>Energy Payback Time</i> (Performance energia).
5 MW	31,4		Raadal e Vold, 2012;	Semi-sommergibile flottante	Produzione e trasporto di materiali (turbina, piattaforma, cavi); installazione; manutenzione; fine vita.	
5 MW	25,3	20	Raadal et al., 2014	<i>Spar-buoy</i> flottante		
5 MW	19,2			<i>Tension-Leg-Spar</i> flottante		
5 MW	18,0			<i>Tension-Leg-Buoy</i> flottante		

^d Valore per singola turbina.

5 MW	18,9				<i>OC4 Jacket</i> fisso al fondale
3 MW	40,9				<i>Gravity-Based Foundation</i>
3 MW	28				Monopala
3 MW	41,7				Tripode
3 MW	44,3				Tripode
3 MW	38,1				Flottante
3 MW	25,7				Monopala
3 MW	32,9				Flottante
3 MW	33				Flottante
3 MW	33,8	20	Tsai et al., 2016		Flottante
3 MW	35,5				Flottante
3 MW	25,6				Monopala
3 MW	40,5				Tripod
3 MW	33,1				Flottante
3 MW	33,9				Flottante
3 MW	35,5				Flottante
3 MW	33,4				<i>Gravity-based foundation</i>
3 MW	27,7				Monopala
3 MW	41,3				Tripode

Produzione di ciascun componente, assemblaggio, trasporto e installazione, O&M, smantellamento e smaltimento (*cradle-to-grave*).

Design: turbine Vestas V112-3.0 MW con diversi tipi di fondazioni. Installazione ipotizzata in quattro contee del Michigan (US): n = 8-12 Berrien County; n = 13-17 Ottawa County; n = 18-22 Oceana County; n = 23-27 Huron County.

Categorie di impatto: *Global Warming Potential*, Potenziale di acidificazione e Fabbisogno energetico cumulativo (*Cumulative Energy Demand*).

3 MW	42				Tripode		
3 MW	47,3				Tripode		
1 MW	7,4				<i>Onshore</i>		Design: ipotetici parchi eolici <i>onshore</i> (da 1,2 e 2,3 MW), acque poco profonde (2 e 2,3 MW) e acque profonde (2,3 e 5 MW). Categorie di impatto: Cancerogeni, Non cancerogeni, Inorganici respiratori, Radiazioni ionizzanti, Riduzione dello strato di ozono, Organici respiratori, Ecotossicità acquatica, Ecotossicità terrestre, Acidità/Nutrizione terrestre, Occupazione del suolo, Acidificazione acquatica, Eutrofizzazione acquatica, <i>Global Warming</i> , Energia non rinnovabile, Estrazione mineraria.
2 MW	7,1				<i>Onshore</i>		
2,3 MW	5,8				<i>Onshore</i>		
2 MW	9,5	20	Chipindula et al., 2018		Monopala	Estrazione e produzione di materie prime, produzione di componenti, produzione di moduli, assemblaggio di sistemi, installazione, O&M, smantellamento e riciclaggio.	
2,3 MW	6,5				Monopala		
2.3 MW	7,9				<i>Dutch Tri-Floater</i> flottante		
5 MW	7,3				<i>Dutch Tri-Floater</i> flottante		
2 MW	295,2	20	Wang et al., 2019		<i>Onshore</i>	Produzione di ciascun componente, assemblaggio, trasporto e installazione, O&M, smantellamento e smaltimento (<i>cradle-to-grave</i>)	I valori originali sono espressi in kg CO ₂ ·MJ ⁻¹ sono stati convertiti in g CO ₂ ·kWh ⁻¹ . Categorie di impatto: <i>Global Warming Potential</i> .
2 MW	468				<i>Spar-buoy</i> flottante		
6 MW	22,3	20	Poujol et al., 2020		Semi-sommersibile flottante	Estrazione e produzione di materie prime, produzione di componenti, produzione di moduli, assemblaggio di sistemi, installazione, O&M e smantellamento.	Design: Quattro turbine da 6 MW che compongono un parco eolico flottante da 24 MW. Categorie di impatto: <i>Climate Change</i> , Esaurimento delle risorse, Uso dell'acqua, Ecotossicità marina, Qualità dell'aria, <i>Cumulative Energy Demand</i> Rinnovabili e Non Rinnovabili.

Tabella A8. Domande del questionario preparato per l'indagine sulla percezione delle BE (versione in lingua inglese).

Questions	Possible answers
1. Sex	<ul style="list-style-type: none"> a. M b. F
2. How old are you?	<ul style="list-style-type: none"> a. <18 b. 18-39 c. 40-59 d. >59
3. In which municipality/province/region/county do you live?	_____
4. In this area, you are	<ul style="list-style-type: none"> a. Resident b. Tourist
5. How far do you live from the sea?	<ul style="list-style-type: none"> a. Less than 5 km b. Between 5 and 10 km c. More than 10 km
6. What is your job/working status?	<ul style="list-style-type: none"> a. I don't work (student, pensioner, unemployed, etc.) b. I have a full-time job in the maritime industry (fishing, tourism, shipbuilding industry etc.) c. I work in the maritime industry seasonally or with short-term contracts d. I work, but not in the maritime industry
7. Are you aware of the concerns related to climate change?	<ul style="list-style-type: none"> a. I am not aware of these issues b. I am aware of these concerns, but I don't believe they affect or threaten me c. I am aware of these concerns, but I don't believe they affect or threaten humans d. I am aware of these concerns, and I believe that it is necessary to adopt adequate measures in order to mitigate the climate change problem

8. In your area, the average electric energy consumption per household is *XXXX* (Partner: Insert proper value) kWh, *YY%* (Partner: Insert proper value) of which derives from non-renewable energies. Were you aware of that?

- a. Yes
- b. No

9. Which one of the following statements do you agree more?

- a. It is necessary to reduce household consumptions of energy in order to reduce environmental impact.
- b. It is necessary to produce energy from renewable energies in order to reduce environmental impact.
- c. Both of them
- d. None of them

10. Do you know the marine renewable energies (“Blue Energies”)?

- a. Yes
- b. No

11. There are technologies which can exploit the marine renewable energies. If there was a plan to install one of these technologies near to you how supportive would you be, from a scale to 0 to 10?

a. A floating wind turbine, to harness the energy of the wind

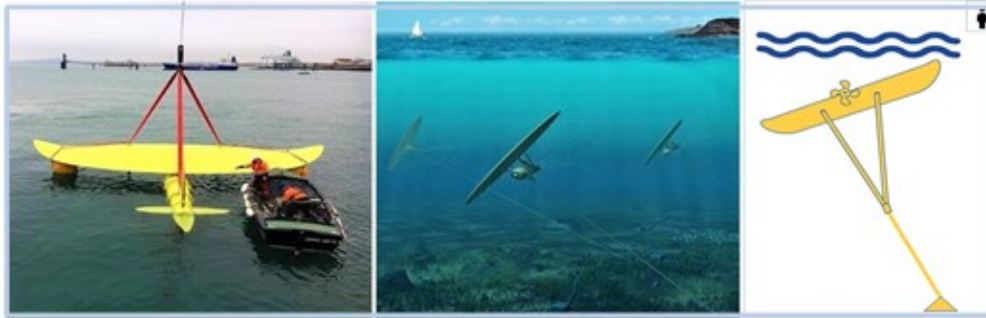


0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Completely disagree

Fully agree

- c.
- b. Submarine kite, to harness the energy of marine currents



0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Completely disagree

Fully agree

c. Oscillating Water Column plant installed in a pier, to harness the energy of waves.



0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Completely disagree

Fully agree

d. Set of floaters fixed on a pier, to harness the energy of waves

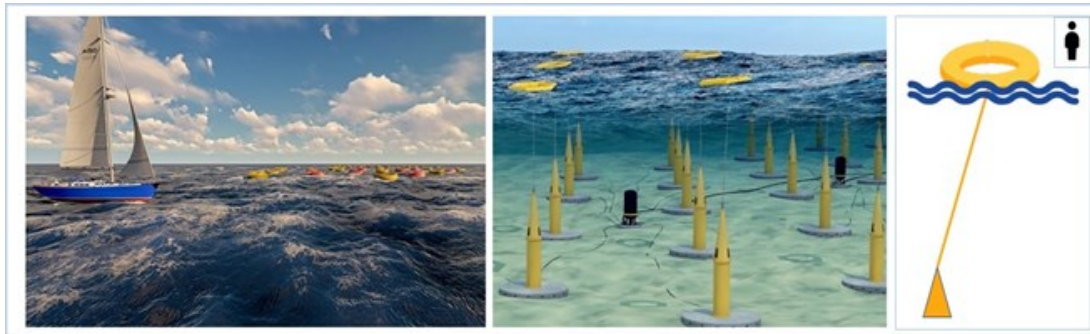


0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Completely disagree

Fully agree

e. Cluster of oscillating buoy to harness the energy of waves offshore



0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Completely disagree

Fully agree

12. The pictures above show some of the existing marine renewable energy technologies. Which one do you feel would be less invasive?
- a. 11a
 - b. 11b
 - c. 11c
 - d. 11d
 - e. 11e
13. In a scale from 0 to 10, how concerned would you be about the following possible issues?
- a. Noise
 - b. Impacts on fauna and flora
 - c. Visual impact
 - d. Negative effects on tourism
 - e. Negative effects on fishing
14. In a scale from 0 to 10, how hopeful would you be about the following possible aspects?
- a. New job positions
 - b. Energy independence
 - c. Climate change mitigation
 - d. Reduction of local pollution
 - e. Improvement of innovative start-up
-

Tabella A9. Risultati LCA per tutte le categorie di impatto per ogni scenario analizzato.

Categoria di impatto	Unità	Scenario S0	Scenario S1	Scenario S2
<i>Global warming</i> (Riscaldamento globale)	kg CO ₂ eq	2.486,80	-46,10	-2.766,76
<i>Stratospheric ozone depletion</i> (Impoverimento dell'ozono stratosferico)	kg CFC11 eq	0,00	0,00	-0,01
<i>Ionizing radiation</i> (Radiazioni ionizzanti)	kBq Co-60 eq	486,38	5,44	-173,19
<i>Ozone formation, Human health</i> (Formazione dell'ozono, salute umana)	kg NO _x eq	2,30	0,11	-7,41
<i>Fine particulate matter formation</i> (Formazione di particolato fine)	kg PM2.5 eq	0,93	0,04	-7,70
<i>Ozone formation, Terrestrial ecosystems</i> (Formazione di ozono, ecosistemi terrestri)	kg NO _x eq	2,40	0,14	-7,58
<i>Terrestrial acidification</i> (Acidificazione terrestre)	kg SO ₂ eq	2,36	0,03	-20,55
<i>Freshwater eutrophication</i> (Eutrofizzazione dell'acqua dolce)	kg P eq	0,31	0,01	-1,47
<i>Marine eutrophication</i> (Eutrofizzazione marina)	kg N eq	0,03	0,52	-0,60
<i>Terrestrial ecotoxicity</i> (Ecotossicità terrestre)	kg 1,4-DCB	3.560,97	529,00	-12.356,03
<i>Freshwater ecotoxicity</i> (Ecotossicità in acqua dolce)	kg 1,4-DCB	50,41	1,55	-211,07
<i>Marine ecotoxicity</i> (Ecotossicità marina)	kg 1,4-DCB	66,66	1,97	-232,38
<i>Human carcinogenic toxicity</i> (Tossicità cancerogena per l'uomo)	kg 1,4-DCB	45,50	5,35	-100,31
<i>Human non-carcinogenic toxicity</i> (Tossicità umana non cancerogena)	kg 1,4-DCB	936,70	441,90	-3.503,84
<i>Land use</i> (Uso del suolo)	m ² a crop eq	210,79	18,65	-582,25
<i>Mineral resource scarcity</i> (Scarsità di risorse minerali)	kg Cu eq	4,93	0,42	-84,74
<i>Fossil resource scarcity</i> (Scarsità di risorse fossili)	kg oil eq	441,55	-29,21	-961,69
<i>Water consumption</i> (Consumo di acqua)	m ³	26,77	-0,44	-8,93

Tabella A10. Scenari valutati tramite l'analisi di sensitività e valori di CIE ottenuti per ciascun sito analizzato.

Scenario	CIE (g CO ₂ eq·kWh ⁻¹) per un parco eolico da 1 km ²											
	<i>Raft-buoy</i>						<i>Spar-buoy</i>					
	Creta (Prima)	Creta (Dopo)	Spalato (Prima)	Spalato (Dopo)	Larnaca (Prima)	Larnaca (Dopo)	Creta (Prima)	Creta (Dopo)	Spalato (Prima)	Spalato (Dopo)	Larnaca (Prima)	Larnaca (Dopo)
S1 - Riduzione di acciaio (5%)	26,1	26	42,1	42	63,8	63	32,2	32	52,0	51	78,7	78
S2 - Riduzione di acciaio (10%)	26,1	25	42,1	41	63,8	62	32,2	31	52,0	51	78,7	77
S3 - Riduzione di acciaio (15%)	26,1	24,9	42,1	40,3	63,8	61,0	32,2	31,1	52,0	50,2	78,7	76,0
S4 - Utilizzo di acciaio riciclato (30%)	26,1	25	42,1	41	63,8	62	32,2	31	52,0	51	78,7	77
S5 - Utilizzo di acciaio riciclato (50%)	26,1	24	42,1	39	63,8	59	32,2	30	52,0	49	78,7	74

Bibliografia

- Acta Marine (2017). Offshore Response I South Boats 12 m Catamaran Crew Transfer vessel. https://www.actamarine.com/documenten/specs/ctv_s_17-05-2017/vessel_specifications_offshore_response.pdf. [Accesso 13.07.2022].
- Adam, G., Mottet, A., Lemaigre, S., Tsachidou, B., Trouvé, E., Delfosse, P. (2018). Fractionation of anaerobic digestates by dynamic nanofiltration and reverse osmosis: An industrial pilot case evaluation for nutrient recovery. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 6, 5, 6723-6732. doi:10.1016/j.jece.2018.10.033.
- Agence France-Presse (AFP) (2022). Il solare e l'eolico hanno attirato 15 volte più investimenti del nucleare nel 2021. Disponibile al link: <https://energynews.pro/it/il-solare-e-leolico-hanno-attirato-15-volte-piu-investimenti-del-nucleare-nel-2021/>. [Accesso 18.11.2022].
- Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT) (2006). L'Ecotossicologia negli ambienti acquatici. Prima ricognizione dello stato dell'arte nelle Agenzie. Disponibile al link: <https://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003700/3710-rapporto-71-2006.pdf>. [Accesso 03.11.2022].
- Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile (ASviS) (2021). L'Italia e gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile. Rapporto ASviS 2021. Disponibile a link: https://asvis.it/public/asvis2/files/Rapporto_ASviS/Rapporto_2021/Rapporto_ASviS_2021.pdf. [Accesso 29.06.2022].
- Almansa, C., Martínez-Paz, J.M. (2011). What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of The Total Environment*. 409, 7, 1305-1314. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.12.004.
- Altervista (2022). Consumo di energia primaria per fonte nell'Unione Europea e nel mondo (1965-2021). Disponibile al link: <https://grafici.altervista.org/consumo-di-energia-primaria-per-fonte-nellunione-europea-e-nel-mondo/>. [Accesso 12.10.2022].
- Andersen, K., Chapman, A., Hareide, N. R., Folkestad, A. O., Sparrevik, E., Langhamer, O. (2009). Environmental monitoring at the maren wave power test site off the island of runde, western Norway: Planning and design. Disponibile al link: <https://www.researchgate.net/publication/228877739>. [Accesso 11.11.2022].
- Angouria-Tsorochidou, E., Seghetta, M., Trémier, A., Thomsen, M. (2022). Life cycle assessment of digestate post-treatment and utilization. *Science of The Total Environment*. 815, 152764. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152764.

- Angouria-Tsorochidou, E., Teigiserova, D.A., Thomsen, M. (2021). Environmental and economic assessment of decentralized bioenergy and biorefinery networks treating urban biowaste. *Resources, Conservation & Recycling*. 176, 105898. [doi:10.1016/j.resconrec.2021.105898](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105898).
- Antonutti, R., Peyrard, C., Johanning, L., Incecik, A., Ingram, D. (2016). The Effects of Wind-Induced Inclination on the Dynamics of Semi-submersible Floating Wind Turbines in the Time Domain. *Renew. Energy* 88, 83–94. [doi:10.1016/j.renene.2015.11.020](https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.11.020).
- Apolonia, M., Simas, T. (2021). Life Cycle Assessment of an Oscillating Wave Surge Energy Converter. *J. Mar. Sci. Eng.* 9:2. [doi:10.3390/jmse9020206](https://doi.org/10.3390/jmse9020206). 489.
- Appiott, J., Dhanju, A., Cicin-Sain, B. (2014). Encouraging renewable energy in the offshore environment. *Ocean & Coastal Management*. 90, 58-64. [doi:10.1016/j.ocecoaman.2013.11.001](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.11.001).
- Ardolino, F., Parrillo, F., Arena, U. (2018). Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste. *Journal of Cleaner Production*. 174, 462-476. doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.320
- Arena, C., Genco, M., Mazzola, M.R. (2020). Environmental Benefits and Economical Sustainability of Urban Wastewater Reuse for Irrigation—A Cost-Benefit Analysis of an Existing Reuse Project in Puglia, Italy. *Water*. 12, 2926. [doi:10.3390/w12102926](https://doi.org/10.3390/w12102926).
- Arena, F. (2016). Resonant Wave Energy Converters REWEC3: primi prototipi nei porti di Civitavecchia e di Salerno. <http://www.eugenioipc.it/investigacion/seminari/EnergiaMareNSW16/PRESENTAZIONI/PresentazioneArena.PDF>. [Accesso 13.07.2022].
- Arena, F., Romolo, A., Malara, G., Ascanelli, A. (2013). On Design and Building Of a U-Owc Wave Energy Converter in the Mediterranean Sea: A Case Study. [doi:10.1115/OMAE2013-11593](https://doi.org/10.1115/OMAE2013-11593).
- Armaroli, N., Balzani, V. (2017). *Energia per l'astronave Terra*. Terza edizione. L'era delle rinnovabili. ISBN: 9788808520876.
- Arvidsson, R., Svanström, M., Harvey, S., Sandén, B.A. (2021). Life-cycle impact assessment methods for physical energy scarcity: considerations and suggestions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 26, 2339–2354. [doi:10.1007/s11367-021-02004-x](https://doi.org/10.1007/s11367-021-02004-x).
- Ascher, S., Li, W., You, S. (2020). Life cycle assessment and net present worth analysis of a community-based food waste treatment system. *Bioresource Technology*. 305, 123076. [doi:10.1016/j.biortech.2020.123076](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123076).
- Bacenetti, J., Sala, C., Fusi, A., Fiala, M. (2016). Agricultural anaerobic digestion plants: What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable. *Applied Energy*. 179, 669–686. [doi:10.1016/j.apenergy.2016.07.029](https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029).

- Badgett, A., Milbrandt, A. (2021). Food waste disposal and utilization in the United States: A spatial cost benefit analysis. *Journal of Cleaner Production*, 314, 128057. doi:10.1016/j.jclepro.2021.128057.
- Baldo, G.L., Massimo, M., Rossi S. (2008). *Analisi del ciclo di vita LCA. Gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi*. Edizioni Ambiente.
- Balzani, V. (2016). COP21 di Parigi e Laudato Si'. Il vento è cambiato: un punto di svolta nell'antropocene. Centro Studi di Città della Scienza. Disponibile al link: <http://www.cittadellascienza.it/centrostudi/2016/01/cop21-di-parigi-e-laudato-si-il-vento-e-cambiato-una-punto-di-svolta-nellantropocene/>.
- Banerjee, S., Duckers, L., Blanchard, R. E. (2013). An overview on green house gas emission characteristics and energy evaluation of ocean energy systems from life cycle assessment and energy accounting studies. *J. Appl. Nat. Sci.* 5:2. doi:10.31018/jans.v5i2.364.
- Baricco, A. (1994). Novecento. Milano, Feltrinelli. ISBN 978-88-07-88088-9.
- Bartocci, P., Zampilli, M., Massoli, S., Fantozzi, F. (2020). Food waste anaerobic digestion in Umbria region (Italy): scenario analysis on the use of digestate through LCA. 3S Web Conf., 197. 75th National ATI Congress. doi:10.1051/e3sconf/202019708011.
- Bernstad, A., La Cour Jansen, J. (2012). Review of comparative LCAs of food waste management systems e current status and potential improvements. *Waste Manag.* 32, 2439-2455. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.023>.
- Betti, G., Cervellera, G.P., Gagliardi, F., Gioia, C., Patrizi, N., Bastianoni, S. (2022). Perceptions and attitudes toward blue energy and technologies in the Mediterranean area: ASKYOURCITIZENSONBE. *Frontiers in Energy Research*. doi:10.3389/fenrg.2022.973952.
- Bhattacharya, S., Nikitas, G., Jalbi, S. (2018). "On the use of scaled model tests for analysis and design of offshore wind turbines", in *Geotechnics for Natural and Engineered Sustainable Technologies. Developments in Geotechnical Engineering*. ed. Springer (Singapore), 107–129. doi:10.1007/978-981-10-7721-0_6.
- Billing, S. L., Charalambides, G., Tett, P., Giordano, M., Ruzzo, C., Arena, F., et al. (2022). Combining wind power and farmed fish: Coastal community perceptions of multi-use offshore renewable energy installations in Europe. *Energy Res. Soc. Sci.* 85, 102421. doi:10.1016/j.erss.2021.102421.
- Bioplastics (2015). Just how environmentally friendly are biobased materials actually? <https://www.bioplasticsmagazine.com/en/news/meldungen/20150814-Biobased-production-should-become-more-efficient.php>. [Accesso 30.08.2022].

- Birkeland, C. (2011). Assessing the life cycle environmental impacts of offshore wind power generation and power transmission in the North Sea. [dissertation/Master's thesis]. [Trondheim (N)]: Norwegian University of Science and Technology.
- Bjørnsen, E. (2014). Chains in mooring systems (Trondheim (N): Norwegian University of Science and Technology). [tesi/ tesi di master]. Disponibile al link: https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/237551/751069_FULLTEXT01.pdf?sequence=1. [Accesso 10.10.2022].
- BLUE DEAL MED (2021). Deliverable 3.2.1 Survey on BE perception.
- BLUE DEAL MED (2022a). HYDRA WHT for the Giglio Island. <https://bluedealmed.eu/colab/proposals/hydra-wht-for-the-giglio-island>. [Accesso 05.07.2022].
- BLUE DEAL MED (2022b). Seadamp FX – The anchorage system that harvests energy from the sea. <https://bluedealmed.eu/colab/proposals/seadamp-fx-the-anchorage-system-that-harvests-energy-from-the-sea-3>. [Accesso 05.07.2022].
- BLUE DEAL MED (2022c). Eco Wave Power: Generating Clean Electricity from Ocean Waves for Giglio Island. <https://bluedealmed.eu/colab/proposals/eco-wave-power-generating-clean-electricity-from-ocean-waves-for-giglio-island>. [Accesso 05.07.2022].
- BLUE DEAL MED (2022d). EDS: the Energy Double System for harnessing wave energy in the nearshore zone. <https://bluedealmed.eu/colab/proposals/eds-the-energy-double-system-for-harnessing-wave-energy-in-the-nearshore-zone-2>. [Accesso 05.07.2022].
- Bøckman, O.C., Olf, H.W. (1998). Fertilizers, agronomy and N₂O. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 52, 165-170.
- Bozzi, S., Miquel, A. M., Antonini, A., Passoni, G., Archetti, R. (2013). Modeling of a Point Absorber for Energy Conversion in Italian Seas. *Energies*. 6, 3033-3051. doi:10.3390/en6063033.
- BP (2022). Statistical Review of World Energy – 71st edition. Disponibile al link: <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>.
- Brandt, D. (2021). A current look at marine renewable energy in Oregon: Oregon MRE and the role of public perception and participation in Oregon's MRE future. [Master Thesis], Corvallis, OR: Oregon State University.
- Bruno, M., Maccanti, M., Pulselli, R.M., Sabbetta, A., Neri, E., Patrizi, E., Bastianoni, S. (2022). Benchmarking marine renewable energy technologies through LCA: Wave energy converters in the Mediterranean. *Front. Energy Res.* 10:980557. doi:10.3389/fenrg.2022.980557.

- Bruschi, D. L., Fernandes, J. C. S., Falcão, A. F. O., Bergmann, C. P. (2019). Analysis of the degradation in the Wells turbine blades of the Pico oscillating-water-column wave energy plant. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 115, 109368. doi:10.1016/j.rser.2019.109368.
- Buck, B.H., Krause, G., Pogoda, B., Grote, B., Wever, L., Goseberg, N., et al. (2017). “The German Case Study: Pioneer Projects of Aquaculture-Wind Farm Multi-Uses”, in *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean*, ed. Springer (Cham, CH), 253-354. doi: 10.1007/978-3-319-51159-7_11.
- Camera di Commercio di Modena (2021). CONCIMI CHIMICI – PREZZI INFORMATIVI RILEVATI D’UFFICIO Euro a tonnellata – rilevazione mensile.
- Cannon (2021). Recycled Polyurethane: the second life of the polymer. <https://www.cannonplastec.com/blog/recycled-polyurethane-the-second-life-of-the-polymer/>.
- Capettini, V. (2022). Rinnovabili, in Europa crescita record: dall’inizio della guerra ci hanno fatto risparmiare 11 miliardi. Ma dobbiamo fare molto di più. *Icona Clima*. Disponibile al link: <https://www.iconaclima.it/energia/energia-rinnovabili-europa-guerra/>.
- Cascajo, R., García, E., Quiles, E., Correcher, A., Morant, F. (2019). Integration of marine wave energy converters into seaports: A case study in the port of Valencia. *Energies*. 12:5. doi:10.3390/en12050787.
- Cejuela, E., Negro, V., del Campo, J. M., Martín-Antón, M., Esteban, M. D., López-Gutiérrez, J. S. (2018). Recent history, types, and future of modern caisson technology: The way to more sustainable practices. *Sustainability* 10, 3839. doi:10.3390/su10113839.
- Chatzigiannakou, M. A., Dolguntseva, I., Leijon, M. (2014). Offshore deployment of point absorbing wave energy converters with a direct driven linear generator power take-off at the Lysekil test site. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.656.3662&rep=rep1&type=pdf>. [Accesso 06.07.2022].
- Chatzigiannakou, M. A., Dolguntseva, I., Leijon, M. (2015). Offshore Deployment of Marine Substation in the Lysekil Research Site. *Proceedings of the Twenty-fifth International Ocean and Polar Engineering Conference Kona, Big Island, Hawaii, USA, June 21-26*. ISBN 978-1-880653-89-0; ISSN 1098-6189.
- Chatzigiannakou, M. A., Dolguntseva, I., Leijon, M. (2017). Offshore Deployments of Wave Energy Converters by Seabased Industry AB. *J. Mar. Sci. Eng.* 5:2. doi:10.3390/jmse5020015.
- Chipindula, J., Botlaguduru, V.S.V., Du, H., Kommalapati, R.R., Huque, Z. (2018). Life Cycle Environmental Impact of Onshore and Offshore Wind Farms in Texas. *Sustainability*. 10. 2022. doi: 10.3390/su10062022.

- Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A., Wilson, A.E. (2013). Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4):10.
- Cipollone, P. (2019). Progettazione di un piccolo impianto di dissalazione per il trattamento di acqua salmastra a scopo irriguo. Design of a small desalination plant for the treatment of brackish water for irrigation purposes. Master thesis. Disponibile al link: <https://webthesis.biblio.polito.it/10756/>. [Accesso 12.07.2022].
- COM (2018). Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio Europeo, al Consiglio, alla Banca Centrale Europea, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Piano d'azione per finanziare la crescita sostenibile. COM/2018/097 final. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52018DC0097&from=it>.
- Comelli, E. (2020). Nascerà in Sicilia il primo parco eolico galleggiante del Mediterraneo. Investimento da 740 milioni di euro della danese Copenhagen Offshore Partners al largo di Marsala: tecnologia espansione. Disponibile al link: <https://www.ilsole24ore.com/art/nascera-sicilia-primo-parco-eolico-galleggiante-mediterraneo-ADIXfxX>. [Accesso 23.11.2022].
- Commissione Europea (CE) (2007). Summary notes from the Beyond GDP conference. Disponibile al link: https://ec.europa.eu/environment/beyond_gdp/proceedings/bgdp_proceedings_summary_notes.pdf. [Accesso 27.12.2022].
- Commissione Europea (CE) (2014a). Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects. Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020. doi: 10.2776/97516.
- Commissione Europea (CE) (2014b). Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Energia blu. Realizzare il potenziale dell'energia oceanica dei mari e degli oceani europei entro il 2020 e oltre. COM(2014) 8 final. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0008&from=EN>. [Accesso 08.08.2022].
- Commissione Europea (CE) (2015). Commission Implementing Regulation (EU) 2015/207. Official Journal of the European Union. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015R0207&from=EN>. [Accesso 23.06.2022].
- Commissione Europea (CE) (2017). Better Regulation Toolbox 61 THE USE OF DISCOUNT RATES. https://ec.europa.eu/info/files/better-regulation-toolbox-61_en. [Accesso 14.07.2022].
- Commissione Europea (CE) (2018). Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio Europeo, al Consiglio, alla Banca Centrale Europea, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato Delle Regioni. Piano d'azione per finanziare la crescita sostenibile. COM (2018) 97 final.

Bruxelles. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52018DC0097&from=it>.

Commissione Europea (CE) (2020a). Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Strategia dell'UE per sfruttare il potenziale delle energie rinnovabili offshore per un futuro climaticamente neutro. COM (2020) 741 final. Bruxelles. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0741&from=IT>.

Commissione Europea (CE) (2020b). The EU Blue Economy Report. 2020. <https://op.europa.eu/it/publication-detail/-/publication/83843365-c18d-11ea-b3a4-01aa75ed71a1>. [Accesso 10.03.2022].

Commissione Europea (CE) (2022a). Un Green Deal europeo. Puntare a essere il primo continente a impatto climatico zero. Disponibile al link: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_it. [Accesso 23.06.2022].

Commissione Europea (CE) (2022b). L'energia e il Green Deal. Disponibile al link: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/energy-and-green-deal_it. [Accesso 23.06.2022].

Commissione Europea (CE) (2022c). Soluzioni. L'energia e il cambiamento climatico. Disponibile al link: https://ec.europa.eu/clima/sites/youth/solutions/solutions-energy_it. [Accesso 07.07.2022].

Commissione Europea (CE) (2022d). EU taxonomy for sustainable activities. What the EU is doing to create an EU-wide classification system for sustainable activities. Disponibile al link: https://ec.europa.eu/info/business-economy-euro/banking-and-finance/sustainable-finance/eu-taxonomy-sustainable-activities_en. [Accesso 07.07.2022].

Commissione Europea (CE) (2022e). Marine renewable energy. Disponibile al link: https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/ocean/blue-economy/marine-renewable-energy_en. [Accesso 30.06.2022].

Commissione Europea (CE) (2022f). Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Piano REPowerEU. COM(2022) 230 final. Bruxelles. Disponibile al link: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:fc930f14-d7ae-11ec-a95f-01aa75ed71a1.0023.02/DOC_1&format=PDF.

Commissione Europea (CE) (2022g). European Platform on Life Cycle Assessment (LCA). Disponibile al link: <https://ec.europa.eu/environment/ipp/lca.htm>.

Commissione Europea. (CE) (2019). Regolamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 5 giugno 2019 che stabilisce norme relative alla messa a disposizione sul mercato di prodotti

fertilizzanti dell'UE. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=EN>. [Accesso 23.06.2022].

COmmunity Research and Development Information Service (CORDIS) (2016). Alternative Energy Forms for Green Chemistry. Disponibile al link: <https://cordis.europa.eu/article/id/166135-greeningup-the-chemical-industry-with-energy-efficient-alternative-fuels/it>. [Accesso 22.11.2022].

COmmunity Research and Development Information Service (CORDIS). (2014). SFIDE PER LA SOCIETÀ - Azione per il clima, ambiente, efficienza delle risorse e materie prime. Disponibile al link: <https://cordis.europa.eu/programme/id/H2020-EU.3.5./it>. [Accesso 24.06.2022].

Consiglio Europeo. Consiglio dell'Unione Europea (CE – CUE) (2022a). Accordo di Parigi sui cambiamenti climatici. Disponibile al link: <https://www.consilium.europa.eu/it/policies/climate-change/paris-agreement/>. [Accesso 05.08.2022].

Consiglio Europeo. Consiglio dell'Unione Europea (CE – CUE) (2022b). Pronti per il 55%. Disponibile al link: <https://www.consilium.europa.eu/it/policies/green-deal/fit-for-55-the-eu-plan-for-a-green-transition/>.

Consiglio Europeo. Consiglio dell'Unione Europea (CE – CUE) (2022c). "Pronti per il 55%": il Consiglio concorda obiettivi più ambiziosi per le energie rinnovabili e l'efficienza energetica. Disponibile al link: <https://www.consilium.europa.eu/it/press/press-releases/2022/06/27/fit-for-55-council-agrees-on-higher-targets-for-renewables-and-energy-efficiency/>.

Coscieme, L. (2021). L'economia del benessere: un nuovo paradigma per trasformare la politica. Economia ecologica. Greenreport. Disponibile al link: <https://greenreport.it/news/scienze-e-ricerca/leconomia-del-benessere-un-nuovo-paradigma-per-trasformare-la-politica/>.

Curry, N., Pillay, P. (2012). Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*, 41, 200-209. doi:10.1016/j.renene.2011.10.019.

Curto, D., Franzitta, V., Guercio, A. (2021). Sea Wave Energy. A Review of the Current Technologies and Perspectives. *Energies*. 14:20. doi:10.3390/en14206604.

Dahlsten, H. (2009). Life Cycle Assessment of Electricity from Wave Power. [dissertation/Master's thesis] [Uppsala (S)], Swedish University of Agricultural Sciences. https://stud.epsilon.slu.se/5364/1/dahlsten_h_130321.pdf. [Accesso 05.07.2022].

Dalton, G., Madden, D., Daly, M. C. (2014). Life cycle assessment of the wavestar. 9th International Conference on Ecological Vehicles and Renewable Energies (EVER), Monte-Carlo, Monaco, 25-27 March 2014, 1–9. doi:10.1109/EVER.2014.6844034.

- De Girolamo, P. (2015). Opere verticali o a parete o a muro. Disponibile al link: https://web.uniroma1.it/masterprogeo/sites/default/files/allegati_notizie/03_DIGHE%20A%20PARETE%20IN%20CASSONI%20%20CELLULARI.pdf. [Accesso 21.06.2022].
- De Groot, J., and Bailey, I. (2016). What drives attitudes towards marine renewable energy development in island communities in the UK? *Int. J. Mar. Energy*. 13, 80–95. doi:10.1016/j.ijome.2016.01.007.
- DECISIVE (2017a). Deliverable 4.5 Report on the Possibilities of Digestate (and other wastes) as Raw Materials for SSF Processes to Obtain Certain Bioproducts. Disponibile al link: <http://www.decisive2020.eu/wp-content/uploads/2018/01/Report-on-the-possibilities-of-digestate-and-other-wastes-as-raw-materials-for-SSF-processes-to-obtain-vertain-bioproducts.pdf>. [Accesso 21.06.2022].
- DECISIVE (2017b). Deliverable 4.6 Protocol of the strategies to develop a sustainable longterm SSF at a bench scale. Disponibile al link: <https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:gGfp4pVdDaYJ:https://ec.europa.eu/research/participants/documents/downloadPublic%3FdocumentIds%3D080166e5bb6531ee%26appId%3DPPGMS+&cd=1&hl=it&ct=clnk&gl=it>. [Accesso 21.06.2022].
- DECISIVE (2018). Deliverable 6.1 Methodology of characterization of the biowaste management system in the DECISIVE demonstration sites: Current and new systems simulation for the Lyon and Catalonia cases.
- Decreto-legge 21 marzo 2022, n°21 (D.L. 21, 2022). Misure urgenti per contrastare gli effetti economici e umanitari della crisi ucraina. Disponibile al link: <https://www.lavoro.gov.it/documenti-e-norme/normative/Documents/2022/DL-21032022-n-21.pdf>.
- Di Matteo, U., Nastasi, B., Albo, A., Astiaso Garcia, D. (2017). Energy contribution of OFMSW (Organic Fraction of Municipal Solid Waste) to energy-environmental sustainability in urban areas at small scale. *Energies* 10, 229. doi:10.3390/en10020229.
- Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 19 novembre 2008, relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=celex%3A32008L0098>.
- Direttiva 2014/89/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 luglio 2014 che istituisce un quadro per la pianificazione dello spazio marittimo. Disponibile al link: https://www.mite.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/strategia_marina/direttiva_2014_89_ue_pianificazione_dello_spazio_marittimo.pdf.

- Direttiva 2018/851/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 30 maggio 2018, che modifica la direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0851>.
- Direttiva RED II 2018/2001/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, dell'11 dicembre 2018 sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili (rifusione). Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L2001>.
- Djurisic, V., Smolovic, J. C., Misnic, N., and Rogic, S. (2020). Analysis of public attitudes and perceptions towards renewable energy sources in Montenegro. *Energy Rep.* 6, 395–403. doi:10.1016/j.egy.2020.08.059.
- Douziech, M., Hellweg, S., Veronesi, F. (2016). Are Wave and Tidal Energy Plants New Green Technologies? *Environ. Sci. Technol.* 50:14. doi:10.1021/acs.est.6b00156.
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., Burn, S., 2017. Anaerobic co-digestion of municipal food waste and sewage sludge: A comparative life cycle assessment in the context of a waste service provision. *Bioresour. Technol.* 223, 237–249. doi:10.1016/j.biortech.2016.10.044.
- Elginoz, N., Bas, B. (2017). Life Cycle Assessment of a multi-use offshore platform: Combining wind and wave energy production. *Ocean Engineering.* 145. doi:10.1016/j.oceaneng.2017.09.005.
- Ellen MacArthur Foundation (2022a). Circular economy introduction. Disponibile al link: <https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/circular-economy-introduction/overview>. [Accesso 04.11.2022].
- Ellen MacArthur Foundation (2022b). Circulate products and materials. Disponibile al link: <https://ellenmacarthurfoundation.org/circulate-products-and-materials>. [Accesso 04.11.2022].
- EMSO ERIC (2022). Climate Change. Disponibile al link: <https://emso.eu/climate-change/>. [Accesso 21.09.2022].
- ENEA. Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile. (2019a). Pioggia acida (Acid Rain). Disponibile al link: <https://www.energiaenova.enea.it/glossario-efficienza-energetica/lettera-p/pioggia-acida.html#:~:text=Con%20il%20termine%20piogge%20acide,consiste%20in%20una%20deposizione%20secca>. [Accesso 03.11.2022].
- ENEA. Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile. (2019b). Valutazione dello stato e del potenziale di sviluppo delle tecnologie energetiche nel percorso di decarbonizzazione dei sistemi produttivi e dei servizi. Disponibile al link: <https://www.sipotra.it/wp-content/uploads/2019/12/Valutazione-dello-stato-e-del-potenziale-di->

[sviluppo-delle-tecnologie-energetiche-nel-percorso-di-decarbonizzazione-dei-sistemi-produttivi-e-dei-servizi.pdf](#). [Accesso 06.11.2022].

Energy Information Administration (EIA) (2022). Renewable energy explained. Disponibile al link: <https://www.eia.gov/energyexplained/renewable-sources/>.

Enevoldsen, P., Permien, F.H., Bakhtaoui, I., Krauland, A.K., Jacobson, M.Z., Xydis, G., Sovacool, B.K., Valentine, S.V., Luecht, D., Oxley, G. (2019). How much wind power potential does Europe have? Examining European wind power potential with an enhanced socio-technical atlas. Energy Policy. 132, 1092-1100. doi:10.1016/j.enpol.2019.06.064.

Equinor (2021). How Hywind Works. Disponibile al link: <https://www.equinor.com/en/what-we-do/floating-wind/how-hywind-works.html>. [Accesso 05.10.2022].

Esteban, M. D., López-Gutiérrez, J.-S., Negro, V. (2017). Classification of Wave Energy Converters. Recent Adv Petrochem Sci. 2:4. doi:10.19080/RAPSCI.2017.02.555593.

European Environment Agency (EEA) (2020). Mitigazione dei cambiamenti climatici. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/it/themes/climate/intro>. [Accesso 29.07.2022].

European Environment Agency (EEA) (2022). Greenhouse gas emission intensity of electricity generation in Europe. Disponibile al link: <https://www.eea.europa.eu/ims/greenhouse-gas-emission-intensity-of-1>. [Accesso 21.06.2022].

EUROSTAT (2018). European social survey round 9 sampling guidelines: Principles and implementation. ESS Sampl. Weight. Expert Panel.

EUROSTAT (2021a). Electricity prices for non-household consumers - bi-annual data (from 2007 onwards). Disponibile al link: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/nrg_pc_205/default/table?lang=en. [Accesso 12.07.2022].

EUROSTAT (2021b). Electricity prices for household consumers - bi-annual data (from 2007 onwards) (€/kWh) 1st Semester 2021 - Band DC : 2 500 kWh < Consumption < 5 000 kWh. Disponibile al link: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/infographs/energy_prices/enprices.html?geos=&product=6000&consumer=HOUSEHOLD&consoms=4161903&unit=KWH&taxs=I_TAX,X_TAX,X_VAT&nrg_pc=NETC,NRG_SUP,OTH,TAX_CAP,TAX_ENV,TAX_NUC,TAX_RNW,VAT¤cy=EUR&language=EN&detail=0&component=0&order=DESC&dataset=nrg_pc_204&time=2021S1&modalOption=0&chartOption=0&precision=1&modalOpen=0&modal=0&modalLineOption=0. [Accesso 12.07.2022].

- Evangelisti, S., Lettieri, P., Borello, D., Clift, R. (2014). Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: a UK case study. *Waste Manag.*, 34, 226-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.013>.
- Falcão, A. F.de O. (2010). Wave energy utilization: A review of the technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 14, 3, 899-918. doi:10.1016/j.rser.2009.11.003.
- Faÿ, F. X., Henriques, J. C., Kelly, J., Mueller, M., Abusara, M., Wanan Sheng, W. et al. (2020). Comparative assessment of control strategies for the biradial turbine in the Mutriku OWC plant. *Renewable Energy*. 146. doi:10.1016/j.renene.2019.08.074.
- Feedback EU (2022). NO TIME TO WASTE. Why the EU needs to adopt ambitious legally binding food waste reduction targets. Disponibile al link: <https://feedbackglobal.org/wp-content/uploads/2022/09/Feedback-EU-2022-No-Time-To-Waste-report-1.pdf>. [Accesso 05.10.2022].
- Fenu, B., Attanasio, V., Casalone, P., Novo, R., Cervelli, G., Bonfanti, M., et al. (2020). Analysis of a Gyroscopic-Stabilized Floating Offshore Hybrid Wind-Wave Platform. *Journal of Marine Science and Engineering*. 8. 439. doi: 10.3390/jmse8060439.
- Fisher, B., Gutsche, G., and Wetzel, H. (2021). Who wants to get involved? Determining citizen willingness to participate in German renewable energy cooperatives. *Energy Res. Soc. Sci.* 76, 102013. doi:10.1016/j.erss.2021.102013.
- Fitoitaly (2021). BioBit DF insetticida biologico, a base di Bacillus thuringiensis subsp. kurstaki, attivo contro le larve di lepidotteri. Disponibile al link: <https://www.fitoitaly.it/catalogo-prodotti/biologici/biobit-insetticida-biologico-base-bacillus-thuringiensis-subsp-kurstaki-attivo-contro-larve-lepidotteri/p/161.html#:~:text=21%2C28%20%E2%82%AC%20IVA%20incl,13061%20%7C%20S%20UMITOMO%20CHEMICAL%20ITALIA%20S.R.L.> [Accesso 12.07.2022].
- Florio, M. (2003). Guida all'analisi costi-benefici dei progetti di investimento. Fondi Strutturali, Fondo di Coesione e ISPA. Disponibile al link: <https://dokumen.tips/documents/guida-allanalisi-costi-benefici-dei-progetti-di-investimento.html?page=137>.
- Food and Agricultural Organisation (FAO) (2015). Food Loss and Food Waste. Disponibile al link: <http://www.fao.org/platform-food-loss-waste/en/>. [Accesso 30.06.2022].
- Food and Agricultural Organisation (FAO), International Fund for Agricultural Development (IFAD), United Nations Children's Fund (UNICEF), World Food Programme (WFP), World Health Organization (WHO) (2021). The State of Food Security and Nutrition in the World 2021: Transforming food

systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all. Disponibile al link: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb4474en>. [Accesso 31.12.2022].

Francesco (2015). *Laudato si'*. Lettera Enciclica sulla cura della casa comune. Libreria Editrice Vaticana, Città del Vaticano. Disponibile al link: https://www.vatican.va/content/francesco/it/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si.html.

Gestore del Servizio Elettrico (GSE) (2019a). Regolamento Operativo per l'accesso agli incentivi del DM 4 luglio 2019. Disponibile al link: https://www.gse.it/documenti_site/Documenti%20GSE/Servizi%20per%20te/FER%20ELETTRICHE/NORMATIVE/DM%20FER%202019%20Regolamento%20Operativo%20per%201%20Accesso%20agli%20incentivi%20con%20Allegati.pdf.

Gestore del Servizio Elettrico (GSE) (2019b). Regolamento Operativo per l'iscrizione ai Registri e alle Aste del DM 4 luglio 2019. Disponibile al link: https://www.gse.it/documenti_site/Documenti%20GSE/Servizi%20per%20te/FER%20ELETTRICHE/NORMATIVE/DM%20FER%202019%20Regolamento%20Operativo%20Iscrizione%20Registri%20e%20Aste%20con%20Allegati.pdf. [Accesso 12.07.2022].

Gestore del Servizio Elettrico (GSE) (2022). Biometano. Disponibile al link: <https://www.gse.it/servizi-per-te/rinnovabili-per-i-trasporti/biometano>. [Accesso 29.07.2022].

Ghigo, A., Cottura, L., Caradonna, R., Bracco, G., Mattiazzo, G. (2020). Platform Optimization and Cost Analysis in a Floating Offshore Wind Farm. *Journal of Marine Science and Engineering*. 8. 835. doi: 10.3390/jmse8110835.

Global Green Growth Institute (2015). *Green Growth Assessment & Extended Cost Benefit Analysis. A Handbook for Policy and Investment Decision Makers*. <http://gggi.org/wp-content/uploads/2016/07/Appendix-4-Handbook-GGAP-eCBA.pdf>. [Accesso 12.07.2022].

Golightly, C. R. (2017). GO-ELS Ltd. – Anchoring for Floating Wind Turbines Future Offshore Foundations. Disponibile al link: <https://www.researchgate.net/publication/321011241>. [Accesso 16.11.2022].

Hasler, K. (2017). Environmental impact of mineral fertilizers: possible improvements through the adoption of eco-innovations. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands. ISBN: 978-94-6343-692-2. doi:10.18174/422865.

Hazboun, S. O., and Boudet, H. S. (2020). Public preferences in a shifting energy future: Comparing public views of eight energy sources in north America's pacific northwest. *Energies* 13 (8), 1940. doi:10.3390/en13081940.

- Hertwich, E.G., Mateles, S.F., Pease, W.S., McKone, T.E. (2001). Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20(4):928-39. PMID: 11345472.
- Hislop, H., Hill, J. (2011). *Reinventing the Wheel: a Circular Economy for Resource Security*, Green Alliance. <https://green-alliance.org.uk/publication/reinventing-the-wheel-a-circular-economy-for-resource-security/>. [Accesso 14.07.2022].
- Holmgren, R. (2016). *Modeling and concept design of wave energy device*. Stockholm: Royal Institute of Technology. Disponibile al link: <https://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:1057155/FULLTEXT01.pdf>. [Accesso 18.11.2022].
- Hong, Y., Hultman, E., Castellucci, V., Ekergård, B., Sjökvist, L., Soman, D. E. et al. (2013). Status update of the wave energy research at Uppsala University. <https://www.researchgate.net/publication/258999251>. [Accesso 05.07.2022].
- Hoogmartens, R., Van Passel, S., Van Acker, K., Dubois, M. (2014). Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. *Environmental Impact Assessment Review*. 48, 27-33. doi:10.1016/j.eiar.2014.05.001.
- Howell, R. J. (2019). *In sight and in mind: Social implications of marine renewable energy*. [PhD thesis]. Edinburgh (UK): The University of Edinburgh.
- Huang, J., Tong, J., Wang, P., Zheng, X. (2022). Application and Comparison of NPV and IRR Methods in the Company Investment Decision. *Proceedings of the 2022 7th International Conference on Financial Innovation and Economic Development (ICFIED 2022)*. *Advances in Economics, Business and Management Research*. 648. doi:10.2991/aebmr.k.220307.012.
- Huang, Y.-F., Gan, X.-J., and Chiueh, P.-T. (2017). Life Cycle Assessment and Net Energy Analysis of Offshore Wind Power Systems. *Renew. Energy* 102, 98–106. doi:10.1016/j.renene.2016.10.050.
- Hultman, E., Ekergård, B., Kamf, T., Salar, D., Leijon, M. (2014). Preparing the Uppsala University Wave Energy Converter Generator for Large-Scale Production. <https://www.icoe-conference.com/publication/preparing-the-uppsala-university-wave-energy-converter-generator-for-large-scale-production/>. [Accesso 05.07.2022].
- Ibarra-Berastegi, G., Sáenz, J., Ulazi, A., Serras, P., Esnaola, G., Garcia-Soto, C. (2018). Electricity production, capacity factor, and plant efficiency index at the Mutriku wave farm (2014–2016). *Ocean Engineering*. 147. doi:10.1016/j.oceaneng.2017.10.018.
- IES BIOGAS (2022). *Biogas. Un'opportunità per la tua azienda*. Disponibile al link: <https://www.iesbiogas.it/cose-il-biogas/>. [Accesso 05.08.2022].

- Increasing Social Awareness and Acceptance of biogas and biomethane (ISAAC). (2018). Periodic Reporting for period 2. Disponibile al link: <https://cordis.europa.eu/project/id/691875/reporting>. [Accesso 08.08.2022].
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). Fifth Assessment Report. The Physical Science Basis. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>. [Accesso 13.07.2022].
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2022). Climate Change 2022. Mitigation of Climate Change Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Summary for Policymakers. Disponibile al link: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/downloads/report/IPCC_AR6_WGIII_SPM.pdf. [Accesso 23.06.2022].
- International Energy Agency (IEA, 2022). World Energy Outlook. Disponibile al link: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2022>.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2020). Innovation outlook: Ocean energy technologies. Disponibile al link: https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Dec/IRENA_Innovation_Outlook_Ocean_Energy_2020.pdf. [Accesso 29.06.2022].
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2022a). Energy Transition. Disponibile al link: <https://www.irena.org/energytransition#:~:text=The%20energy%20transition%20is%20a,emissions%20to%20limit%20climate%20change>. [Accesso 29.06.2022].
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2022b). Europe. Disponibile al link: <https://www.irena.org/europe>. [Accesso 30.06.2022].
- International Standard Organization (ISO) (2006). Environmental Management and Life Cycle Assessment e principles and Framework, Goal and Scope Definition and Life Cycle Inventory Analysis, Life Cycle Impact Assessment and Life Cycle Interpretation. ISO 14040:2006. Geneva: International Organization for Standardization.
- International Standard Organization (ISO) (2020). Environmental Management and Life Cycle Assessment e requirements and Guidelines. ISO 14044:2020. Geneva: International Organization for Standardization.
- Italia Domani (2022). Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza. Disponibile al link: <https://italiadomani.gov.it/it/home.html>. [Accesso 12.10.2022].
- Jonkman, J.M., Butterfield, S., Musial, W., Scott, G. (2009). Definition of a 5-MW Reference Wind Turbine for Offshore System Development. Technical Report NREL/TP-500-38060. Golden, CO: National Renewable Energy Lab. (NREL). doi:10.2172/947422.

- Khoshnevisan, B., Tsapekos, P., Alvarado-Morales, M., Rafiee, S., Tabatabaei, M., Angelidaki, I. (2018). Life cycle assessment of different strategies for energy and nutrient recovery from source sorted organic fraction of household waste. *J. Clean. Prod.* 180, 360–374.
- Knoop, C., Tietze, M., Dornack, C., Raab, T. (2018). Fate of nutrients and heavy metals during two-stage digestion and aerobic post-treatment of municipal organic waste. *Bioresource Technology.* 251, 238-248. [doi:10.1016/j.biortech.2017.12.019](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.019).
- Kupper, T., Bürge, D., Jörg Bachmann, H., Güsewell, S., Mayer, J. (2014). Heavy metals in source-separated compost and digestates. *Waste Management.* 34, 5, 867-874. [doi:10.1016/j.wasman.2014.02.007](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.007).
- Lacasa, M. C., Esteban, M. D., López-Gutiérrez, J. S., Negro, V., Zang, Z. (2019). Feasibility study of the installation of wave energy converters in existing breakwaters in the north of Spain. *Appl. Sci.* 9:23. [doi:10.3390/app9235225](https://doi.org/10.3390/app9235225).
- Lamnatou, C., Nicolai, R., Chemisana, D., Cristofari, C., Cancellieri, D. (2019). Biogas production by means of an anaerobic-digestion plant in France: LCA of greenhouse-gas emissions and other environmental indicators. *Science of The Total Environment.* 670, 1226-1239. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.211.
- Lange, M., and Cummins, V. (2021). Managing stakeholder perception and engagement for marine energy transitions in a decarbonising world. *Renew. Sust. Energy Rev.* 152, 111740. [doi:10.1016/j.rser.2021.111740](https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111740).
- Lee, H., Poguluri, S.K., Bae, Y.H. (2018). Performance Analysis of Multiple Wave Energy Converters Placed on a Floating Platform in the Frequency Domain. *Energies.* 11. 406. [doi: 10.3390/en11020406](https://doi.org/10.3390/en11020406).
- Legambiente (2022). L'Italia è il sesto più grande finanziatore di combustibili fossili al mondo. Disponibile al link: <https://www.legambiente.it/comunicati-stampa/litalia-e-il-sesto-piu-grande-finanziatore-di-combustibili-fossili-al-mondo/>.
- Leijon, M., Boström, C., Danielsson, O., Gustafsson, S., Haikonen, K., Langhamer, O. et al. (2008). Wave energy from the North Sea: Experiences from the lysekil research site. *Surv. Geophys.* 29. [doi:10.1007/s10712-008-9047-x](https://doi.org/10.1007/s10712-008-9047-x).
- Lennon, B., Dunphy, N. P., and Sanvicente, E. (2019). Community acceptability and the energy transition: A citizens' perspective. *Energy Res. Soc. Sci.* 9, 35. [doi:10.1186/s13705-019-0218-z](https://doi.org/10.1186/s13705-019-0218-z).
- Les Eoliennes Flottantes du Golfe du Lion (EFGL) (2018). Qu'est-ce que l'éolien flottant? Pourquoi au large de leucate et du barcarès? Disponible al link: https://info-efgl.fr/wp-content/uploads/2021/05/EFGL_fiche_Eolien_flottant.pdf. [Accesso 06.11.2022].

- Life Cycle Initiative (2022). What is Life Cycle Thinking? Disponibile al link: <https://www.lifecycleinitiative.org/starting-life-cycle-thinking/what-is-life-cycle-thinking/>. [Accesso 28.10.2022].
- Lifegate (2022). Al via la Cop 27 sul clima. Come ci arriviamo e cosa dobbiamo aspettarci. Disponibile al link: <https://www.lifegate.it/al-via-la-cop-27-sul-clima-come-ci-arriviamo-e-cosa-dobbiamo-aspettarci>. [Accesso 07.11.2022].
- Lissandron, S. (2010). Energia dal moto ondoso – Wave energy. [dissertation/Bachelor’s thesis]. [Padova (IT)]: Università degli Studi di Padova.
- Liu, Y., Li, Y., He, F., Wang, H. (2017). Comparison study of tidal stream and wave energy technology development between China and some Western Countries. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 76. doi:10.1016/j.rser.2017.03.049.
- Lombardini, M. (2022). Cosa prevede il piano per l’autonomia energetica europea. *AffarInternazionali*. Disponibile al link: <https://www.affarinternazionali.it/repower-eu-autonomia-energetica-europea/>.
- Macht, J., Klink-Lehmann, J. L., and Simons, J. (2022). German citizens’ perception of the transition towards a sustainable bioeconomy: A glimpse into the rheinische revier. *Sustain. Prod. Consump.* 31, 175–189. doi:10.1016/j.spc.2022.02.010.
- Magagni, N. (2021). Civil Society and Conflicts Over Renewable Energies Beyond the NIMBY Syndrome. In: *Understanding the Energy Transition*. Palgrave Macmillan, Cham. ISBN:978-3-030-83480-7. doi:10.1007/978-3-030-83481-4_3.
- Magallanes, A., Sullivan, B., Moores, A., Singh, A. (2016). Submerged concrete caisson breakwater construction. Disponibile al link: <https://www.researchgate.net/publication/317842948>. [Accesso 07.11.2022].
- Malara, G., Romolo, A., Fiamma, V., Arena, F. (2017). On the modelling of water column oscillations in U-OWC energy Harvesters. *Renew. Energy* 101, 964-972. doi:10.1016/j.renene.2016.09.051.
- Manfredi, S., Pant, R. (2011). Supporting Environmentally Sound Decisions for Waste Management - A technical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners. EUR 24916 EN. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union. JRC65850.
- Manzardo, A., Marson, A., Roso, M., Boaretti, C., Modesti, M., Scipioni, A., Lorenzetti, A. (2019). Life Cycle Assessment Framework To Support the Design of Biobased Rigid Polyurethane Foams. *ACS Omega*, 4, 9, 14114–14123. doi:10.1021/acsomega.9b02025.
- Manzo, S., Salling, K.B. (2016). Integrating Life-cycle Assessment into Transport Cost-benefit Analysis. *Transportation Research Procedia*. 14, 273-282. doi:10.1016/j.trpro.2016.05.064.

- Marchesi, E., Negri, M., Malavasi, S. (2020). Development and analysis of a numerical model for a two-oscillating-body wave energy converter in shallow water. *Ocean Engineering*. 214. doi:10.1016/j.oceaneng.2020.107765.
- Marini, M., Caro, D., Thomsen, M. (2020). The new fertilizer regulation: A starting point for cadmium control in European arable soils? *Science of the Total Environment*. 745, 140876. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140876.
- Market Analysis Report (2021). Italy Foliar Fertilizer Market Size, Share & Trends Analysis Report By Product Type (Mix Nutrients, Alage-based, Humic Acid-based), By Crop Type (Horticultural Openfield, Turf & Ornamental), And Segment Forecasts, 2022 – 2030. ID: GVR-4-68039-917-2. Disponibile al link: <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/italy-foliar-fertilizer-market-report/methodology>.
- Martini, B. (2010). Esternalità. Disponibile al [link: http://www.det.uniroma2.it/uploads/article/MD/MARTINI/ester.ppt](http://www.det.uniroma2.it/uploads/article/MD/MARTINI/ester.ppt). [Accesso 11.12.2022].
- Maulini-Duran, C., Abraham, J., Rodríguez-Pérez, S., Cerda, A., Jiménez-Peñalver, P., Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Font, X., Sánchez, A. (2015). Gaseous emissions during the solid state fermentation of different wastes for enzyme production at pilot scale. *Bioresour. Technol.* 179, 211–218. doi:10.1016/j.biortech.2014.12.031.
- Mediterranean Experts on Climate and environmental Change (MedECC). (2020). Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report. Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France, 632pp. ISBN: 978-2-9577416-0-1 /. doi: 10.5281/zenodo.4768833.
- Ministero della transizione ecologica (MITE) (2010). Avviata la definizione del Programma Nazionale per la Gestione dei Rifiuti. Disponibile al link: <https://www.mite.gov.it/comunicati/avviata-la-definizione-del-programma-nazionale-la-gestione-dei-rifiuti>.
- Ministero della transizione ecologica (MITE) (2021). Analisi e statistiche energetiche e minerarie. Prezzi medi settimanali dei carburanti e combustibili. https://dgsaie.mise.gov.it/prezzi_carburanti_settimanali.php?lang=it_IT. [Accesso 11.07.2022].
- Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali (MIPAAF) (2010). Decreto Legislativo 29 aprile 2010, n. 75. Disponibile al link: <https://www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/10087>.
- Mohamed, T. (2021). “Marine energy”, in *Distributed Renewable Energies for Off-Grid Communities. Empowering a Sustainable, Competitive, and Secure Twenty-First Century*. ed. Elsevier Science Publishing Co Inc, 231-245. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821605-7.00012-X>.

- Møller, J., Boldrin, A., Christensen, T.H. (2009). Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manag. Res.* 27, 813–824. doi:10.1177/0734242X09344876.
- Nguyen-Thanh, N., Zhou, K., Zhuang, X., Areias, P., Nguyen-Xuan, H., Bazilevs, Y., et al. (2016). Isogeometric Analysis of Large-Deformation Thin Shells Using RHT-Splines for Multiple-Patch Coupling. *Comput. Methods Appl. Mech. Eng.* 316, 1157–1178. doi:10.1016/j.cma.2016.12.002.
- Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H.G., Thomsen, M. (2014). Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production.* 68, 25-35. doi:10.1016/j.jclepro.2013.12.051.
- O'Connor, C. D., Fredericks, K., and Kosoralo, K. (2022). People's perceptions of energy technologies in an era of rapid transformation. *Environ. Innov. Soc. Trans.* 43, 331–342. doi:10.1016/j.eist.2022.04.010.
- Osei-Owusu, A.K., Kastner, T., de Ruiter, H., Thomsen, M., Caro, D. (2019). The global cropland footprint of Denmark's food supply 2000–2013. *Glob. Environ. Change*, 58, 101978. doi:10.1016/j.gloenvcha.2019.101978.
- Pai, S., Ai, N., Zheng, J. (2019). Decentralized community composting feasibility analysis for residential food waste: a Chicago case study. *Sustain. Cities Soc.* 50. doi:10.1016/j.scs.2019.101683.
- Palmiotti, D. (2022). Taranto, il primo parco eolico offshore d'Italia va verso il completamento - Completata l'installazione della prima delle 10 turbine di Beleolico. Nel Salento in arrivo un parco "galleggiante". Disponibile al link: <https://www.ilsole24ore.com/art/taranto-primo-parco-eolico-offshore-d-italia-va-il-completamento-AEfJmVCB>. [Accesso 30.11.2022].
- Pantusa, D., Tomasicchio, G.R. (2019). Large-scale offshore wind production in the Mediterranean Sea, *Cogent Engineering.* 6: 1. 1661112. doi: 10.1080/23311916.2019.1661112.
- Paredes, M. G., Padilla-Rivera, A., Güereca, L. P. (2019). Life Cycle Assessment of Ocean Energy Technologies: A Systematic Review. *J. Mar. Sci. Eng.* 7, 322; doi:10.3390/jmse7090322.
- Parker, R. P. M., Harrison, G. P., Chick, J. P. (2007). Energy and carbon audit of an offshore wave energy converter. *Proc. Institution Mech. Eng. Part A J. Power Energy* 221 (8), 1119–1130. doi:10.1243/09576509jpe483.
- Parlamento Europeo (PE) (2021). Legge UE sul clima: approvato l'accordo sulla neutralità climatica entro il 2050. Disponibile al link: <https://www.europarl.europa.eu/news/it/press-room/20210621IPR06627/legge-ue-sul-clima-approvato-l-accordo-sulla-neutralita-climatica-entro-il-2050>. [Accesso 29.06.2022].

- Patrizi, N., Pulselli, R. M., Neri, E., Niccolucci, V., Vicinanza, D., Contestabile, P. et al. (2019). Life cycle environmental impact assessment of an overtopping wave energy converter embedded in breakwater systems. *Front. Energy Res.* 7:32. doi:10.3389/fenrg.2019.00032.
- Pecher, A., Kofoed, P.J. (2017). *Handbook of Ocean Wave Energy*. Springer, Cham: Ocean Engineering & Oceanography, vol. 7. doi:10.1007/978-3-319-39889-1.
- Pergolizzi, A. (2022). Il ruolo dei rifiuti organici nella transizione energetica. *EconomiaCircolare.com*. Disponibile al link: <https://economiecircolare.com/rifiuti-organici-transizione-energetica/>. [Accesso 05.08.2022].
- Peterson, T. R., Stephens, J. C., and Wilson, E. J. (2015). Public perception of and engagement with emerging low-carbon energy technologies: A literature review. *MRS Energy Sustain* 2. doi:10.1557/mre.2015.12.
- Pirttimaa, L., Cruz, E. (2020). Ocean energy and the environment: Research and strategic actions. Review of environmental impacts and consenting processes for ocean energy. *European Technology & Innovation Platform for Ocean Energy*. <https://www.oceanenergy-europe.eu/wp-content/uploads/2020/12/ETIP-Ocean-Ocean-energy-and-the-environment.pdf>. [Accesso 16.06.2022].
- Pisacane, G., Sannino, G., Carillo, A., Struglia, M. V., Bastianoni, S. (2018). Marine energy exploitation in the Mediterranean region: steps forward and challenges. *Front. Energy Res.* 6:109. doi: 10.3389/fenrg.2018.00109.
- Poujol, B., Prieur-Vernat, A., Dubranna, J., Besseau, R., Blanc, I., Pérez-López, P. (2020). Site-specific life cycle assessment of a pilot floating offshore wind farm based on suppliers' data and geo-located wind data. *Journal 503 of Industrial Ecology*. 24. 248–262. doi: 10.1111/jiec.12989.
- PRé Consultants (2016). Introduction to LCA with SimaPro. Disponibile al link: <https://pre-sustainability.com/files/2014/05/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf>. [Accesso 16.11.2022].
- PRé Consultants (2021). SimaPro 9.1.1. Disponibile al link: <https://simapro.com/>. [Accesso 13.07.2022].
- PRé Consultants (2022). Perspectives and weighing approach in ReCiPe method. Disponibile al link: <https://support.simapro.com/articles/Article/Perspectives-and-weighing-approach-in-ReCiPe-method>. [Accesso 12.10.2022].
- Principle Power INC (2022). Principle Power. Disponibile al link: <https://www.principlepower.com/>. [Accesso 16.11.2022].
- PTC Windchill, (2022). Analisi del ciclo di vita. Disponibile al link: https://support.ptc.com/help/wnc/r11.2.0.0/it/index.html#page/Windchill_Help_Center/lcaAnalytics_Table_help.html. [Accesso 02.11.2022].

- PubChem (2022). 1,4-Dichlorobenzene (Compound). Disponibile al link: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/4685>. [Accesso 25.10.2022].
- Pulselli, F.M., Bastianoni, S., Marchettini, N., Tiezzi, E. (2011). La soglia della sostenibilità. Ovvero quello che il PIL non dice. Edizione ampliata. Donzelli Editore, Roma. ISBN: 978-88-6036-660-3.
- Pulselli, R. M., Maccanti, M., Bruno, M., Sabbetta, A., Neri, E., Patrizi, N. (2022). Benchmarking marine energy technologies through LCA: offshore floating wind farms in the Mediterranean. *Frontiers in Energy Research*. 10:902021. doi:10.3389/fenrg.2022.902021.
- Pulselli, R.M., Marchi, M., Neri, E., Marchettini, N., Bastianoni, S. (2019). Carbon accounting framework for decarbonisation of European city neighbourhoods. *Journal of Cleaner Production*. 208. 850-868. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.10.102.
- Raadal, H.L., Vold, B.I. (2012). GHG Emissions and Energy Performance of Wind Power - LCA of Two Existing Onshore Wind Farms and Six Offshore Wind Power Conceptual Designs. Disponibile al link: <https://norsus.no/wp-content/uploads/2412.pdf>. [Accesso 25.10.2022].
- Raadal, H.L., Vold, B.I., Myhr, A., Nygaard T.A. (2014). GHG emissions and energy performances of offshore wind power. *Renewable Energy*. 66. 314–324. doi: 10.1016/j.renene.2013.11.075.
- Ranieri, L., Mossa, G., Pellegrino, R., Digiesi, S. (2018). Energy Recovery from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste: A Real Options-Based Facility Assessment. *Sustainability*. 10, 368. doi:10.3390/su10020368.
- Regione Lazio (2021). Eolico offshore per la transizione ecologica di Civitavecchia: sfide e opportunità. Position paper. Disponibile al link: <https://www.lazioinnova.it/app/uploads/2022/02/Position-paper-Eolico-offshore-Civitavecchia.pdf>. [Accesso 25.10.2022].
- Rémouit, F., Chatzigiannakou, M. A., Bender, A., Temiz, I., Sundberg, J., Engström, J. (2018). Deployment and Maintenance of Wave Energy Converters at the Lysekil Research Site: A Comparative Study on the Use of Divers and Remotely-Operated Vehicles. *J. Mar. Sci. Eng.* 6:2. doi:10.3390/jmse6020039.
- Reniers, G., Talarico, L., Paltrinieri, N. (2016). Cost-Benefit Analysis of Safety Measures. Dynamic Risk Analysis in the Chemical and Petroleum Industry. Evolution and Interaction with Parallel Disciplines in the Perspective of Industrial Application. 195-205. doi:10.1016/B978-0-12-803765-2.00016-0.
- Resinex (2007). Support and Mooring Buoys - The widest range of floating equipment. <https://www.resinextrad.com/en/wp-content/uploads/2007/06/Support-and-Mooring-Buoys.pdf>. [Comunicazione personale del responsabile della sezione sviluppo commerciale di Resinex].
- Robertson, A.N., Jonkman, J.M. (2011). Loads analysis of several offshore floating wind turbine concepts. Disponibile al link: <https://www.nrel.gov/docs/fy12osti/50539.pdf>. [Accesso 05.07.2022].

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., III, Lambin, E., et al. (2009). Planetary boundaries:exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14(2): 32. Disponibile al link: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>.
- Roddir, D., Cermelli, C., Alexia Aubault, A., Weinstein, A. (2010). WindFloat: A Floating Foundation for Offshore Wind Turbines. *J. Renew. Sustain. Energy* 2, 033104. doi:10.1063/1.3435339.
- Rodríguez, P., Cerda, A., Font, X., Sánchez, A., Artola, A. (2019). Valorisation of biowaste digestate through solid state fermentation to produce biopesticides from *Bacillus thuringiensis*. *Waste Manag.* 93, 63–71. doi:10.1016/j.wasman.2019.05.026.
- Roy, A., Auger, F., Dupriez-Robin, F., Bourguet, S., Tran, Q.T. (2018). Electrical Power Supply of Remote Maritime Areas: A Review of Hybrid Systems Based on Marine Renewable Energies. *Energies*. 11. 1904. doi: 10.3390/en11071904.
- Russel, I. (2007). Inventory materials of 7 MW wave dragon [personal communication from business development manager of wave dragon firm].
- Russell, D.J.F., Brasseur, S.M.J.M., Thompson, D., Hastie, G.D., Janik, V.M., Aarts, G., et al. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*. 24:14. doi: 10.1016/j.cub.2014.06.033.
- Sacchi R., Besseau R., Pérez-López P., Blanc I. (2019). Exploring technologically, temporally and geographically-sensitive life cycle inventories for wind turbines: A parameterized model for Denmark. *Renewable Energy*. 132. 1238-1250. doi: 10.1016/j.renene.2018.09.020.
- San Dorligo della Valle (2018). Regolamento Comunale per la gestione dei rifiuti urbani. Norme tecniche di attuazione. Disponibile al link: <http://www.comune.san-dorligo-della-valle.ts.it/raccolta-rifiuti/regolamento-comunale-gestione-rifiuti-urbani?L=102>.
- Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Martinez Rodríguez, R., Beusen, A.H.W, van Ittersum, M.K. (2016). Negative global phosphorus budgets challenge sustainable intensification of grasslands. *Nat. Commun.*, 7, 10696. doi: 10.1038/ncomms10696.
- Scherhauer, S., Lebersorger, S., Pertl, A., Obersteiner, G., Schneider, F., Falasconi, L., et al. (2015). Criteria for and baseline assessment of environmental and socio-economic impacts of food waste — final report, Wageningen, Netherlands. Disponibile al link: <http://edepot.wur.nl/384509>. [Accesso 09.08.2022].
- Scherhauer, S., Moates, G., Hartikainen, H., Waldron, K., Obersteiner, G. (2018). Environmental impacts of food waste in Europe. *Waste Management* 77, 98-113. doi: 10.1016/j.wasman.2018.04.038.
- Seares (2022). SEADAMP FX. [Comunicazione personale della sezione sviluppo commerciale di Seares].

- Sendeco2 (2021). Prezzi CO₂ 2019. Disponibile al link: <https://www.sendeco2.com/it/prezzi-co2>. [Accesso 28.12.2022].
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (1991). A technical Framework for Life Cycle Assessment, Proceeding of Vermont Meeting (USA), Agosto 1990.
- Short, A. D. (2012). Coastal Processes and Beaches. *Nature Education Knowledge* 3(10): 15. Disponibile al link: <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/coastal-processes-and-beaches-26276621/> [Accesso 05.07.2022].
- SINN Power GmbH (2022). <https://www.sinnpower.com/>. [Accesso 01.09.2022].
- Slorach, P.C., Jeswani, H.K, Cuéllar-Franca, R., Azapagic, A., 2019. Environmental sustainability of anaerobic digestion of household food waste. *Journal of Environmental Management* 236, 798-814. doi:10.1016/j.jenvman.2019.02.001.
- Sørensen, H. C., Friis-Madsen, E., Russel, I., Parmeggiani, S., Fernández-Chozas, J. (2016). Feasibility and LCA for a Wave Dragon platform with wind turbines. <https://onepetro.org/ISOPEIOPEC/proceedings-abstract/ISOPE16/All-ISOPE16/ISOPE-I-16-546/17011>. [Accesso 01.09.2022].
- Sørensen, H. C., Naef, S., Anderberg, S., Hauschild, M. Z. (2006). Life cycle assessment of the wave energy converter: Wave Dragon. In *Proceedings of the International Conference on Ocean Energy*, Bremerhaven, Germany, 23–24 October.
- Sovacool, B. (2008). Valuating the greenhouse emissions from nuclear power: a critical survey. *Energy Pol.* 36, 2950 - 2963. doi:10.1016/j.enpol.2008.04.017.
- Spanos, P. D., Strati, F. M., Malara, G., Arena, F. (2018). An approach for non-linear stochastic analysis of U-shaped OWC wave energy converters. *Probabilistic Eng. Mech.* 54, 44–52. doi:10.1016/j.probengmech.2017.07.001.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornellingo, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M. et al. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. 347, 6223. doi:10.1126/science.1259855.
- Stiglitz, J. (2009). Towards a better measure of well-being. *The Financial Times*. Disponibile al link: <https://www.ft.com/content/95b492a8-a095-11de-b9ef-00144feabdc0>. [Accesso 30.07.2022].
- Strömstedt, E., Svensson, O., Leijon, M. (2012). A Set-Up of 7 Laser Triangulation Sensors and a Draw-Wire Sensor for Measuring Relative Displacement of a Piston Rod Mechanical Lead-Through Transmission in an Offshore Wave Energy Converter on the Ocean Floor. *International Scholarly Research Notices*. 2012. doi:10.5402/2012/746865.

- Supachawarote, C. (2006). *Inclined Load Capacity of Suction Caisson in Clay*. dissertation/Ph.D. thesis. Perth: University of Western Australia. https://research-repository.uwa.edu.au/files/3226499/Supachawarote_Chairat_2006.pdf.
- Sütterlin, B., and Siegrist, M. (2017). Public acceptance of renewable energy technologies from an abstract versus concrete perspective and the positive imagery of solar power. *Energy Policy* 106, 356–366. doi:10.1016/j.enpol.2017.03.061.
- Swiss helicopter (2022). Swiss Helicopter. Disponibile al link: <https://www.swisshelicopter.ch/it/>. [Accesso 12.09.2022].
- Tampakis, S., Arabatzis, G., Tsantopoulos, G., and Rerras, I. (2017). Citizens' views on electricity use, savings and production from renewable energy sources: A case study from a Greek island. *Renew. Sust. Energy Rev.* 79, 39–49. doi:10.1016/j.rser.2017.05.036.
- Taylor, C. (2006). Inventory materials of 750 kW Pelamis [personal communication from chief engineer of Pelamis farm, OPD].
- Thomas, L., Larroche, C., Pandey, A. (2013). Current developments in solid-state fermentation. *Biochem. Eng. J.*, 81, 146-161. [doi:10.1016/j.bej.2013.10.013](https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.10.013).
- Thomson, R.C., Chick, J.P., Harrison, G.P. (2019). An LCA of the Pelamis wave energy converter. *Int. J. Life Cycle Assess.* 24, 51–63. doi:10.1007/s11367-018-1504-2.
- Thomson, R.C., Harrison, G.P., Chick, J.P. (2011). Full life cycle assessment of a wave energy converter. In *Proceedings of the IET Conference on Renewable Power Generation (RPG 2011)*, Edinburgh, UK, 6–8 September. doi:10.1049/cp.2011.0124.
- Tian, H., Wang, X., Limb, E.Y., Lee, J.T.E., Ee, A.W.L., Zhang, J., Tong, Y.W. (2021). Life cycle assessment of food waste to energy and resources: Centralized and decentralized anaerobic digestion with different downstream biogas utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 150, 111489. doi:10.1016/j.rser.2021.111489.
- TIS innovation park (2011). *Energy, environmental and economic analysis of biogas plants in the Province of Bolzano*. http://www.provincia.bz.it/agricoltura/download/Bilancio_ecologico_di_impianti_a_biogas.pdf. [Accesso 12.07.2022].
- Tomasicchio, G. R., D'Alessandro, F., Avossa, A. M., Riefolo, L., Musci, E., Ricciardelli, F., et al. (2018). Experimental modelling of the dynamic behaviour of a spar buoy wind turbine. *Renewable Energy*. 127. 412–432. doi: 10.1016/j.renene.2018.04.061.

- Tsai, L., Kelly, J.C., Simon, B.S, Chalot, R.M., Keoleian, G.A. (2016). Life Cycle Assessment of Offshore Wind Farm Siting - Effects of Locational Factors, Lake Depth, and Distance from Shore. *Journal of Industrial Ecology*. 550 20:6. 1370-1383. doi: 10.1111/jiec.12400.
- Ufficio federale dell'energia – Confederazione svizzera (UFE) (2022). Energia da biomassa. Disponibile al link: <https://www.bfe.admin.ch/bfe/it/home/approvvigionamento/energie-rinnovabili/energia-da-biomassa.html/>. [Accesso 12.10.2022].
- Uihlein, A. (2016). Life cycle assessment of ocean energy technologies. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21. doi:10.1007/s11367-016-1120-y.
- Unione Europea (UE) (2013). Regolamento (UE) n. 1303/2013 del Parlamento europeo e del Consiglio del 17 dicembre 2013 recante disposizioni comuni sul Fondo europeo di sviluppo regionale, sul Fondo sociale europeo, sul Fondo di coesione, sul Fondo europeo agricolo per lo sviluppo rurale e sul Fondo europeo per gli affari marittimi e la pesca e disposizioni generali sul Fondo europeo di sviluppo regionale, sul Fondo sociale europeo, sul Fondo di coesione e sul Fondo europeo per gli affari marittimi e la pesca, e che abroga il regolamento (CE) n. 1083/2006 del Consiglio. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013R1303&from=it>.
- Unione Europea (UE) (2019). Regolamento (UE) 2019/1009 del Parlamento europeo e del Consiglio del 5 giugno 2019 che stabilisce norme relative alla messa a disposizione sul mercato di prodotti fertilizzanti dell'UE, che modifica i regolamenti (CE) n. 1069/2009 e (CE) n. 1107/2009 e che abroga il regolamento (CE) n. 2003/2003. Disponibile al link: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=EN>.
- United Nations (UN) – Centro Regionale di informazione delle Nazioni Unite (2022a). Obiettivi per lo sviluppo sostenibile. Disponibile al link: <https://unric.org/it/agenda-2030/>. [Accesso 20.10.2022].
- United Nations (UN) – Centro Regionale di informazione delle Nazioni Unite (2022b). Obiettivi per lo sviluppo sostenibile. Disponibile al link: <https://unric.org/it/obiettivo-7-assicurare-a-tutti-laccesso-a-sistemi-di-energia-economici-affidabili-sostenibili-e-moderni/>. [Accesso 20.10.2022].
- United Nations (UN) (2022). Climate action. What Is Climate Change? Disponibile al link: <https://www.un.org/en/climatechange/what-is-climate-change>. [Accesso 30.06.2022].
- United Nations Climate Change (UNCC) (2022). The Paris Agreement. Disponibile al link: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>. [Accesso 20.10.2022].
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2020). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products and organizations. Traduzione in Italiano. Disponibile al link:

<https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2021/12/Guidelines-for-Social-Life-Cycle-Assessment-of-Products-and-Organizations-2021-ITA.pdf>.

United Nations Environment Programme (UNEP) (2021). Food Waste Index Report 2021. Nairobi. Disponibile al link: <https://www.unep.org/resources/report/unep-food-waste-index-report-2021>. [Accesso 08.07.2022].

United Nations Environment Programme / Mediterranean Action Plan Barcelona Convention Secretariat (UNEP/MAP) (2022). Climate change in the Mediterranean. Disponibile al link: <https://www.unep.org/unepmap/resources/factsheets/climate-change>. [Accesso 29.06.2022].

United Nations-World Commission on Environment and Development (UN-WCED) (1987). Brundtland Report, “Our Common Future” Oxford University Press, Oxford.

Vattenfall (2018). Offshore-Windpark – Ein Paradies für Muscheln. <https://group.vattenfall.com/de/newsroom/blog/2018/01/offshore-windpark---ein-paradies-fur-muscheln>. [Accesso 01.09.2022].

Verma, V. (1991). Sampling methods. Tokyo: Statistical Institute for Asia and Pacific.

Vestas (2011). Life Cycle Assessment of Electricity Production from a V90-2.0 MW Gridstreamer Wind Plant. Disponibile al link: https://www.vestas.com/content/dam/vestas-com/global/en/sustainability/reports-and-ratings/lcas/LCA_V902MW_version1.pdf.coredownload.inline.pdf. [Accesso 16.11.2022]

Vestas (2015). Life Cycle Assessment of Electricity Production from an Onshore V110-2.0 MW Wind Plant. Disponibile al link: <https://www.vestas.com/content/dam/vestas-com/global/en/sustainability/reports-and-ratings/lcas/LCAV11020MW181215.pdf.coredownload.inline.pdf>. [Accesso 16.11.2022]

Vestas (2017). Life Cycle Assessment of Electricity Production from an Onshore V112-3.45 MW Wind Plant. Disponibile al link: https://www.vestas.com/content/dam/vestas-com/global/en/sustainability/reports-and-ratings/lcas/V1123%2045MW_Mk3a_ISO_LCA_Final_31072017.pdf.coredownload.inline.pdf. [Accesso 16.11.2022]

Vestas (2021). 2 MW Platform. Disponibile al link: <https://nozebra.ipapercms.dk/Vestas/Communication/Productbrochure/2MWTurbineBrochure/2mw-platform-brochure/?page=2>. [Accesso 16.11.2022]

Vryhof (2018). Vryhof Manual – the Guide to Anchoring. Disponibile al link: <http://insights.vryhof.com/download-the-vryhof-manual>. [Accesso 16.11.2022].

Walker, S., Howell, R. (2011). Life Cycle Comparison of a Wave and Tidal Energy Device. [dissertation/Ph.D’s thesis]. [Sheffield (UK)]: University of Sheffield.

- Wang, J., Mu, M., Liu, Y. (2018). Recycled cement. *Construction and Building Materials*. 190, 1124-1132. doi:10.1016/j.conbuildmat.2018.09.181.
- Wang, S., Wang, S., Liu, J. (2019). Life-cycle green-house gas emissions of onshore and offshore wind turbines. *Journal of Cleaner Production*. 210. 804-810. doi:10.1016/j.jclepro.2018.11.031.
- Water News Europe (2021). Water prices compared in 36 EU-cities. Disponibile al link: <https://www.waternewseurope.com/water-prices-compared-in-36-eu-cities/>. [Accesso 12.07.2022].
- Weinzettel, J., Reenaas, M., Solli, C., Hertwich, E.G. (2009). Life cycle assessment of a floating offshore wind turbine. *Renewable Energy*. 34. 742-747. doi:10.1016/j.renene.2008.04.004.
- Wikantyo, F., Oktavitasari, D., Tjahjana, D.D.D.P., Hadi, S., Pramujati, B. (2019). The Effect of Blade Thickness and Number of Blade to Crossflow Wind Turbine Performance Using 2D CFD Simulation. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering (IJITEE)*, 8, 6S3. ISSN: 2278-3075.
- Wilkinson, R., Pickett, K. (2009). *The Spirit Level*. Penguin Books Ltd.: London, UK.
- Windeurope (2019). *Our Energy, Our Future: How Offshore Wind Will Help Europe Go Carbon-Neutral*. Disponibile al link: <https://windeurope.org/wp-content/uploads/files/about-wind/reports/WindEurope-Our-Energy-Our-Future.pdf>. [Accesso 05.07.2022].
- Windeurope (2021). *Wind Energy in Europe in 2020 - 2020 Statistics and the outlook for 2021-2025*. Disponibile al link: <https://windeurope.org/wp-content/uploads/files/about-wind/reports/WindEurope-Our-Energy-Our-Future.pdf>. [Accesso 05.07.2022].
- Windeurope (2022). *Wind energy in Europe: 2021 Statistics and the outlook for 2022-2026*. Disponibile al link: <https://windeurope.org/intelligence-platform/product/wind-energy-in-europe-2021-statistics-and-the-outlook-for-2022-2026/>. [Accesso 03.11.2022].
- World Meteorological Organization (WMO) (2022). *2022 State of Climate Services: Energy*. Disponibile al link: https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=22136#.ZCMKeXZBz0s.
- World Wildlife Fund (WWF) Italia Onlus (2022). *CAMBIAMENTI CLIMATICI*. Disponibile al link: <https://www.wwf.it/cosa-facciamo/clima/cambiamenti-climatici/>. [Accesso 03.09.2022].
- Zepeda, L.G. (2017). *Life cycle assessment of a wave energy converter*. (Stockholm (S): KTH Royal Institute of Technology). [dissertation/Bachelor's thesis]
- Zhai, Q., Zhu, L., Lu, S. (2018). Life cycle assessment of a buoy-rope-drum wave energy converter. *Energies*. 11. doi:10.3390/en11092432.