



Università
degli Studi
di Palermo



ASSOCIAZIONE
RETE ITALIANA LCA



XVI
CONVEGNO
ASSOCIAZIONE
RETE ITALIANA LCA

La sostenibilità
nel contesto del PNRR:
il contributo della
Life Cycle Assessment

22-24 giugno 2022
UNIVERSITÀ DI PALERMO

ATTI DEL CONVEGNO



Università
degli Studi
di Palermo



ASSOCIAZIONE
RETE ITALIANA LCA

ATTI

XVI Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA

La sostenibilità nel contesto del PNRR: il contributo della Life Cycle Assessment

22-24 giugno 2022

UNIVERSITÀ DI PALERMO

© 2022 Associazione Rete Italiana LCA

Publicato da: Associazione Rete Italiana LCA

Data di pubblicazione: 2022

Paese di pubblicazione: Italia

Lingua: Italiano

Formato dell'e-book: PDF

ISBN: 9791221004588

Comitato Scientifico del Convegno

Michela Aresta	Consorzio Interuniversitario Nazionale per la Reattività Chimica e la Catalisi (CIRCC)
Maurizio Cellura	Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Ingegneria
Maria Anna Cusenza	Ricerca sul Sistema Energetico – RSE, Dipartimento Sviluppo Sostenibile e Fonti Energetiche
Laura Cutaia	ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Francesco Guarino	Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Ingegneria
Monica Lavagna	Politecnico di Milano, Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito (ABC)
Sonia Longo	Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Ingegneria
Alessandro Manzardo	Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)
Paolo Masoni	Ecoinnovazione srl
Marina Mistretta	Università Mediterranea di Reggio Calabria, Dipartimento di Ingegneria dell'Informazione, delle Infrastrutture e dell'Energia Sostenibile (DIIES)
Bruno Notarnicola	Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento Jonico in “Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture”
Andrea Raggi	Università degli Studi “G. d’Annunzio” di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia
Lucia Rigamonti	Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA)
Serena Righi	Università di Bologna, Campus di Ravenna, Dipartimento di Fisica e Astronomia (DIFA) e Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA)
Roberta Salomone	Università degli Studi di Messina, Dipartimento di Economia
Antonio Scipioni	Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)
Marzia Traverso	RWTH Aachen University



**Università
degli Studi
di Palermo**



Comitato organizzatore

Alberto Brunetti	Università degli Studi di Palermo
Maurizio Cellura	Università degli Studi di Palermo
Maria Anna Cusenza	Ricerca sul Sistema Energetico – (RSE)
Francesco Guarino	Università degli Studi di Palermo
Teresa Maria Gulotta	Università degli Studi di Messina
Sonia Longo	Università degli Studi di Palermo
Marina Mistretta	Università Mediterranea di Reggio Calabria

Segreteria Tecnica

Alberto Brunetti	Università degli Studi di Palermo
Teresa Maria Gulotta	Università degli Studi di Messina

convegnoretelca2022@gmail.com



PROGRAMMA

22 giugno 2022
mercoledì

13.45 – 14.45 **Registrazione dei partecipanti**

14.45 – 15.30 **Apertura dei lavori e saluti istituzionali**

Chair: Maurizio Cellura – Associazione Rete Italiana LCA, Università di Palermo

Enrico Napoli – Prorettore Vicario Università di Palermo

Intervengono:

Massimo Midiri	Magnifico Rettore Università di Palermo
Renzo Tomellini	Capo della Segreteria Tecnica del Ministro della Transizione Ecologica
Antonio Uricchio	Presidente ANVUR, Agenzia Nazionale di Valutazione del Sistema Universitario e della Ricerca
Alessandro Ruggieri	Presidente AISME, Accademia Italiana di Scienze Merceologiche
Filippo De Rossi	Presidente Associazione Fisica Tecnica Italiana
Daniela Baglieri	Assessore Regione Sicilia dell'energia e dei servizi di pubblica utilità
Vincenzo Infantino	Direttore Generale ARPA Sicilia
Bruno Notarnicola	Presidente Associazione Rete Italiana LCA

15.30 – 16.30 **SESSIONE I**

SOSTENIBILITÀ E PNRR: IL CONTRIBUTO DELLA LCA

Chair: Bruno Notarnicola – Presidente dell'Associazione Rete Italiana LCA

Andrea Pace – Università di Palermo

Ecodesign for sustainable products and digital product passport

- Michele Galatola – Senior Policy Officer DG Grow

Opportunità per il Global Methane Pledge attraverso la gestione ambientale dei sistemi alimentari: indicatori per la valutazione della sostenibilità

- Camillo De Camillis – Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)

La transizione ecologica e la LCA

- Patty L'Abbate – Senato della Repubblica

LCA e blockchain, un binomio efficace per cittadini, PA e imprese"

- Pierluigi Gallo – Università degli Studi di Palermo – SEEDS s.r.l. Spinoff accademico
-

16.30 – 17.45

**SESSIONE II
EDILIZIA**

*Chair: Marina Mistretta – Associazione Rete Italiana LCA,
Università Mediterranea di Reggio Calabria
Maurizio Carta – Università di Palermo*

End – of – Life of Fiber Reinforced Concrete – Theoretical and practical options and Life Cycle Assessment

- Pamela Del Rosario – RWTH Aachen University

An empirical approach for the LCA evaluation of heat pump units

- Kevin Autelitano – Politecnico di Milano

Developing Framework of Life Cycle Assessment in Green Superstructure Pavement

- Manouchehr Shokri – RWTH Aachen University

Le EPD come strumento di eco – progettazione per gli edifici in legno

- Giulia Zarroli – Università di Siena

Impianti energetici in edifici nZEB: uno studio di LCA

- Alberto Brunetti – Università di Palermo
-

17.45 – 18.15

SESSIONE POSTER I

*Chair: Alessandro Manzardo – Associazione Rete Italiana LCA,
Università di Padova
Jacopo Bacenetti – Università di Milano*

Life Cycle Assessment applicato a un processo di sintesi di laboratorio di substrati per membrane metalliche per separazione di idrogeno

- Stefania Fiameni – CNR ICMATE

Efficientamento energetico di un distretto di edifici: uno studio di LCA semplificato

- Simona Rosaria La Mantia – Università di Palermo

Industry 4.0 and Life Cycle Assessment: evaluation of the technology applications as an asset for the Life Cycle Inventory

- Mirco Piron – Università di Padova

Sostenibilità ambientale ed economica nella conservazione dei beni culturali:

LCA e LCC di prodotti innovativi basati su nanotecnologie

- Martina Menegaldo – Università Ca'Foscari di Venezia

Analisi del ciclo di vita (LCA) di una tecnica di bioremediation applicata ad un suolo contaminato in laguna di Venezia

- Martina Menegaldo – Università Ca'Foscari di Venezia

Life Cycle Assessment del biorimedio fito – assistito applicato ad un'area contaminata del Sud d'Italia

- Serena Masini – Ecoimpro srl
-

18.15

Welcome Party



PROGRAMMA

23 giugno 2022
giovedì

8.30 – 9.00	Registrazione dei partecipanti
-------------	--------------------------------

9.00 – 9.15	Saluti introduttivi del Direttore Dipartimento di Ingegneria – Università di Palermo <i>Prof. Antonino Valenza</i>
-------------	---

9.15 – 10.45	SESSIONE III LCT E CIRCOLARITÀ 1 <i>Chair: Roberta Salomone, Università di Messina</i> <i>Vincenzo Franzitta, Università di Palermo</i> Promuovere LCA e sostenibilità ambientale: un'esperienza formativa in ambito turistico • Anna Mazzi – Università di Padova Life cycle thinking approach in Taxo 4 of EU Taxonomy • Marzia Traverso – RWTH Aachen University La Social Life Cycle Assessment per l'esercizio del dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento delle batterie: prime riflessioni alla luce della proposta della Commissione Europea di regolamento sulle batterie sostenibili • Bianca Maria Tragnone – Università "G. d'Annunzio" Chieti – Pescara Measuring circular economy and sustainability in African companies • Erik Roos Lindgreen – Università di Messina Procedura di verifica e validazione delle RCP e PEF per l'ottenimento del marchio Made Green in Italy • Simone Maranghi – Ecoinnovazione srl Calculation of environmental performance classes of the "Made Green in Italy" scheme • Laura Zanchi – Ecoinnovazione srl
--------------	---

10.45 – 11.15	Coffee Break
---------------	--------------

11.15 – 12.30	SESSIONE IV LCT E CIRCOLARITÀ 2 <i>Chair: Sonia Longo, Università di Palermo</i> <i>Paolo Masoni, Ecoinnovazione srl</i> Impronta ambientale delle attività aziendali del Gruppo Finsea nell'anno 2020 attraverso approccio di Life Cycle Assessment (LCA) • Bruno Notarnicola – Università di Bari Aldo Moro Comparative assessments of the environmental sustainability of plastic packaging. A review • Alessandro Marson – Università di Padova Does the circular economy contribute to social improvements according to S – LCA models? • Bernadette Sidonie Libom – Università di Padova Analisi del ciclo di vita e CO ₂ assorbita da un bambusetto gestito in Italia: applicazione ad un caso studio • Gaia Esposito – Indaco2 srl, Università di Siena Life Cycle Management delle pavimentazioni stradali • Gabriella Buttitta – Università di Palermo
---------------	--

12.30 – 13.00 SESSIONE POSTER II

Chair: Serena Righi, Università di Bologna

Maria Anna Cusenza, Ricerca sul Sistema Energetico – RSE

Comparative environmental impact analysis of Pd element substitution in metallic membranes for hydrogen separation

- Simone Battiston – CNR ICMATE

Life cycle thinking to support building retrofitting

- Claudia Di Noi – GreenDelta

Cippato forestale come fonte energetica locale e sostenibile: proposta di una metodologia semplificata per la stima degli impatti in ottica LCA

- Flavio Scrucca – ENEA

A positive working environment

- Clara Valente – Norwegian Institute for Sustainability Research (NORSUS)

Managing the environmental impact of a conflict mineral and artisanal mine in Colombia

- Vanessa Ruffini – Università di Modena e Reggio Emilia

The life cycle thinking of emerging cold chains of the food system transformation: A review

- Alessandro Manzardo – Università di Padova
-

13.00 – 14.00 Pranzo

14.00 – 15.45 SESSIONE V

RIFIUTI

Chair: Marzia Traverso – RWTH Aachen University

Giuseppina Ciulla – Università di Palermo

Life Cycle Assessment di un sistema di estrazione e trasformazione di lipidi in biodiesel

- Rosa Di Capua – Università di Bari Aldo Moro

A comparative LCA approach for different phosphorous recycling methods

- Suzana Ostojic – RWTH Aachen University

Il ruolo della metodologia LCA nei piani regionali di gestione dei rifiuti in Italia

- Lucia Rigamonti – Politecnico di Milano

Comparing different food waste management options: a review of LCA studies

- Silvia Falasco – Politecnico di Milano

Aspetti critici nello sviluppo di LCA dettagliate finalizzate a EPD di prodotto: il caso dell'acciaio zincato

- Serena Giorgi – Politecnico di Milano

Analisi LCA di un processo di estrusione per il riciclo di imballaggi in plastica

- Angela Daniela La Rosa – Norwegian University of Science and Technology

Verso la circolarità della plastica: analisi di scenari di fine vita di pellicole flessibili in LDPE

- Valerio Arosio – Politecnico di Milano
-

15.45 – 16.15 SESSIONE POSTER III

*Chair: Lucia Rigamonti – Associazione Rete Italiana LCA, Politecnico di Milano
Fabio Viola – Università di Palermo*

Ecosystem services through the lens of Life Cycle Methodologies:
state – of – art of their application in the agriculture field

- Christian Soldati – Università Mediterranea di Reggio Calabria

Inclusion of prevention activities in LCA and LCC of construction
waste management: a review

- Yanqing Yi – Università di Padova

Carbon – dots: iterative Life Cycle Assessment of four production routes

- Greta Bacchelli – Università di Bologna

Green ports in Italy: the Carbon Footprint of the Eastern Ligurian Sea port system

- Rosalia Stella Evola – Università di Torino

Integration of Circular Economy metrics with Environmental Impact Assessment:
methodological proposal

- Federico Gallo – Università di Padova

Regionalizing LCI data for olive oil production: food for thought

- Giovanni Mondello – Università di Messina
-

16.15 – 16.45 Coffee Break

16.45 – 17.30 PREMIO GIOVANI RICERCATORI

Chair: Andrea Raggi – Università "G. d'Annunzio" Chieti – Pescara

Missing inventory data in LCAs of emerging technologies:
investigating the effects in a case study on PEM – URFC stack

- Teresa Maria Gulotta – Università di Messina

Life Cycle Thinking per la riqualificazione olistica e sostenibile
del patrimonio edilizio esistente

- Chiara Passoni – Università di Bergamo

Development of a model for a triple layer sustainability assessment of aquaculture

- Michele Zoli – Università di Milano
-

17.30 – 18.30 ASSEMBLEA ASSOCIAZIONE RETE ITALIANA LCA

Orto botanico di Palermo (Solo per i partecipanti già registrati a questo evento)

20.15 Saluti Direttore SiMuA Università di Palermo Prof. Paolo Inglese

20.30 Cena sociale



PROGRAMMA
24 giugno 2022
venerdì

9:15 – 11:00 **SESSIONE VI**
ENERGIA

*Chair: Maurizio Cellura, Associazione Rete Italiana LCA,
Università di Palermo*

Marco Beccali, Università di Palermo

Analisi LCA di un impianto fotovoltaico con moduli Interdigitated Back Contact (IBC)

- Elisabetta Brivio – Ricerca sul Sistema Energetico (RSE)

Comparing LCA GHG emissions of new passenger car sales of over a million battery electric vehicles and internal combustion engine vehicles in Italy

- Nicolò Golinucci – Politecnico di Milano

LCA della logistica urbana

- Andrea Temporelli – Ricerca sul Sistema Energetico (RSE)

End – of – life scenarios of a Parabolic Concentrated Solar Power system

- Federico Rossi – Università di Siena

Quanto costa l'elettricità? Life cycle thinking applicato al calcolo delle esternalità ambientali del mix elettrico italiano

- Benedetta Marmioli – Ricerca sul Sistema Energetico (RSE)

Misurare la circolarità di sistemi elettrici

- Maria Anna Cusenza – Ricerca sul Sistema Energetico (RSE)

Greenhouse gas emission savings of biogasoline produced from municipal sewage sludge with respect to its conventional equivalent

- Serena Righi – Università di Bologna

11.00 – 11.30 **Coffee Break**

11.30 – 12.00 **SESSIONE POSTER IV**

Chair: Francesco Guarino – Università di Palermo

Marco Ferraro – CNR ITAE

I Cuochi dell'Alleanza Slow Food come modello di ristorazione sostenibile:

Carbon Footprint dell'attività di Les Résistants a Parigi

- Elena Neri – Indaco2 srl, Università di Siena

Valutazione energetico – ambientale della produzione di elettricità da biogas

- Marina Mistretta – Università Mediterranea di Reggio Calabria

Quantificazione delle emissioni dei metalli pesanti nei dataset agricoli di ILCIDAF

attraverso il modello SALCA – heavy metals applicato al suolo italiano

- Francesco Astuto – Università di Bari Aldo Moro

Sfide operative nella costruzione di una banca dati italiana di Life Cycle Inventory nel settore vitivinicolo

- Manuela D'Eusanio – Università "G. d'Annunzio" Chieti – Pescara

Valutazione dei rischi sociali della supply chain di una struttura ricettiva rumena

- Ioannis Arzoumanidis – Università "G. d'Annunzio" Chieti – Pescara

An assessment of the environmental impacts of a canteen service using the LCA methodology

- Vincenzo Campobasso – Università di Bari Aldo Moro
-

12.00 – 13.00 **SESSIONE VII**

AGROALIMENTARE

Chair: Giacomo Falcone – Università Mediterranea di Reggio Calabria

Domenico Panno – Università di Palermo

Life cycle assessment nell'acquacoltura: caso studio di un impianto off – shore nel centro Italia

- Jacopo Bacenetti – Università di Milano

Life Cycle Inventory della filiera agrumicola italiana: modellizzazione dell'inventario della fase agricola attraverso l'elaborazione di dati statistici

- Gregorio Vono – Università Mediterranea di Reggio Calabria

How can life cycle assessments be combined with other circularity tools to measure closed – loop pathways? An application to the agri – food sector

- Emanuele Spada – Università Mediterranea di Reggio Calabria

Experimental implementation of the Made Green in Italy Scheme.

The hard sheep milk cheese case study.

- Delia Cossu – CNR IBE
-

13.00 – 13.30 **CHIUSURA CONVEGNO**

- Bruno Notarnicola
 - Maurizio Cellura
-

13.30 – 14.30 **Pranzo**

Sommario

PREFAZIONE	16
SESSIONE II	
EDILIZIA	
End-of-Life of Fiber Reinforced Concrete - Theoretical and practical options and Life Cycle Assessment.....	19
An empirical approach for the LCA evaluation of heat pump units	28
Developing Framework of Life Cycle Assessment in Green superstructure Pavement	40
Le EPD come strumento di eco-progettazione per gli edifici in legno	47
Impianti energetici in edifici nZEBs: uno studio di LCA	55
SESSIONE POSTER I	
Life Cycle Assessment applicato a un processo di sintesi di laboratorio di substrati per membrane metalliche per separazione di idrogeno.....	65
Efficientamento energetico di un distretto di edifici: uno studio di LCA semplificato	72
Industry 4.0 and Life Cycle Assessment: evaluation of the technology applications as an asset for the Life Cycle Inventory.....	79
Sostenibilità ambientale ed economica nella conservazione dei beni culturali: LCA e LCC di prodotti innovativi basati su nanotecnologie.....	87
Analisi del ciclo di vita (LCA) di una tecnica di bioremediation applicata ad un suolo contaminato in laguna di Venezia.....	96
Life Cycle Assessment del biorimediao fito-assistito applicato ad un'area contaminata del Sud d'Italia.....	105
SESSIONE III	
LCT E CIRCOLARITÀ 1	
Promuovere LCA e sostenibilità ambientale: un'esperienza formativa in ambito turistico	114
Life cycle thinking approach in Taxo 4 of EU Taxonomy	122
La Social Life Cycle Assessment per l'esercizio del dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento delle batterie: prime riflessioni alla luce della proposta della Commissione Europea di regolamento sulle batterie sostenibili	128
Measuring circular economy and sustainability in African companies	136
Procedura di verifica e validazione delle RCP e degli studi PEF per l'ottenimento del marchio Made Green in Italy.....	145

Calculation of environmental performance classes of the “Made Green in Italy” scheme..... 153

SESSIONE IV LCT E CIRCOLARITÀ 2

Impronta ambientale delle attività aziendali del Gruppo Finsea nell'anno 2020
attraverso approccio di Life Cycle Assessment (LCA)..... 162

Comparative assessments of the environmental sustainability of plastic packaging. A review 172

Does the circular economy contribute to social improvements according to S-LCA models? 181

Analisi del ciclo di vita e CO₂ assorbita da un bambusetto gestito in Italia:
applicazione ad un caso studio 190

Life Cycle Management delle pavimentazioni stradali..... 199

SESSIONE POSTER II

Comparative environmental impact analysis of Pd element substitution in metallic
membranes for hydrogen separation 208

Life cycle thinking to support building retrofitting 216

Cippato forestale come fonte energetica locale e sostenibile: proposta di una
metodologia semplificata per la stima degli impatti in ottica LCA 225

A positive working environment 233

Managing the environmental impact of a conflict mineral and artisanal mine in Colombia 240

The life cycle thinking of emerging cold chains of the food system transformation: A review 249

SESSIONE V RIFIUTI

Life Cycle Assessment di un sistema di estrazione e trasformazione di lipidi in biodiesel..... 259

A comparative LCA approach for different phosphorous recycling methods 267

Il ruolo della metodologia LCA nei piani regionali di gestione dei rifiuti in Italia 275

Comparing different food waste management options: a review of LCA studies..... 283

Aspetti critici nello sviluppo di LCA dettagliate finalizzate alla certificazione EPD:
il caso di prodotti in acciaio zincato..... 291

Analisi LCA di un processo di estrusione per il riciclo di imballaggi in plastica..... 299

Verso la circolarità della plastica: analisi di scenari di fine vita di pellicole flessibili in LDPE 309

SESSIONE POSTER III

Ecosystem services through the lens of Life Cycle Methodologies:
state-of-art of their application in the agriculture field..... 318

Inclusion of prevention activities in LCA and LCC of construction waste management: a review.....	327
Carbon-dots: iterative Life Cycle Assessment of four production routes	335
Green ports in Italy: the Carbon Footprint of the Eastern Ligurian Seaport system	343
Integration of Circular Economy metrics with Environmental Impact Assessment: methodological proposal.....	350
Regionalizing LCI data for olive oil production: food for thought.....	358

PREMIO GIOVANI RICERCATORI

Missing inventory data in LCAs of emerging technologies: investigating the effects in a case study on PEM-URFC stack.....	368
Life Cycle Thinking per la riqualificazione olistica e sostenibile del patrimonio edilizio esistente	377
Development of a model for a triple layer sustainability assessment of aquaculture.....	386

SESSIONE VI ENERGIA

Life Cycle Assessment di un impianto fotovoltaico con moduli Interdigitated Back Contact (IBC)	394
Comparing LCA GHG emissions of new passenger car sales of over a million battery electric vehicles and internal combustion engine vehicles in Italy	402
LCA della logistica urbana.....	410
End-of-life scenarios of a Parabolic Concentrated Solar Power system.....	419
Quanto costa l'elettricità?.....	427
Life cycle thinking applicato al calcolo delle esternalità ambientali del mix elettrico italiano	427
Misurare la circolarità di sistemi elettrici	436
Greenhouse gas emission savings of biogasoline produced from municipal sewage sludge with respect to its fossil equivalent	446

SESSIONE POSTER IV

I Cuochi dell'Alleanza Slow Food come modello di ristorazione sostenibile: Carbon Footprint dell'attività di Les Résistants a Parigi	453
Valutazione energetico-ambientale della produzione di elettricità da biogas	460
La Life Cycle Assessment applicata alla valutazione della sostenibilità dei sistemi power-to-gas: analisi di un caso studio	469
Quantificazione delle emissioni dei metalli pesanti nei dataset agricoli di ILCIDAF attraverso il modello SALCA – heavy metals applicato al suolo italiano	478

Sfide operative nella costruzione di una banca dati italiana di Life Cycle Inventory nel settore vitivinicolo	486
Valutazione dei rischi sociali della supply chain di una struttura ricettiva rumena.....	494
An assessment of the environmental impacts of a canteen service using the LCA methodology	501
SESSIONE VII AGROALIMENTARE	
Life cycle assessment nell'acquacoltura: caso studio di un impianto off-shore nel centro Italia	509
Life Cycle Inventory della filiera agrumicola italiana: modellizzazione dell'inventario della fase agricola attraverso l'elaborazione di dati statistici.....	517
How can life cycle methodologies be combined with other circularity tools to measure closed-loop pathways? An application to the agri-food sector.....	527
Experimental implementation of the Made Green in Italy Scheme. The hard sheep milk cheese case study.....	537

PREFAZIONE

Il XVI Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA si è svolto a Palermo nei giorni 22, 23 e 24 giugno 2022, sul tema “La sostenibilità nel contesto del PNRR: il contributo della Life Cycle Assessment”. Il Convegno ha ricevuto il patrocinio del Ministero della Transizione Ecologica (MiTE), di due Assessorati della Regione Siciliana, della Città di Palermo, dell'ARPA Sicilia, dell'ARPA Calabria, dell'Accademia Italiana di Scienze Merceologiche (AISME), dell'Associazione Condizionamento dell'Aria Riscaldamento e Refrigerazione (AICARR), della SETAC Italia, della Federazione Ordini dei Dottori Agronomi e dei Dottori Forestali Sicilia, della Consulta Ordini Ingegneri Sicilia e il sostegno di CNR-ITAE di Messina.

La crisi economica successiva alla pandemia ha spinto l'Unione Europea al lancio dello storico programma Next Generation EU. Il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR) offre risorse fondamentali per la ripresa economica in Italia e riforme per accelerare la doppia transizione, ecologica e digitale, promossa dal Green Deal, in un'ottica di equità di genere, territoriale e generazionale. In tale contesto, il Life Cycle Thinking (LCT) e la Life Cycle Assessment saranno fondamentali nei prossimi anni per garantire una reale rivoluzione verde e circolare, in linea con gli obiettivi internazionali di contenimento dell'uso di risorse naturali in una prospettiva di ciclo di vita, della mitigazione del cambiamento climatico e della salvaguardia della biodiversità, secondo il principio del Do not significant harm che mira a sostenere o svolgere attività che non arrecano un danno significativo all'ambiente.

Il XVI Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA si è focalizzato sul ruolo della LCA e degli strumenti LCT-based nelle politiche di sostenibilità e di circolarità europee e nazionali e nel PNRR, in settori fondamentali per l'economia italiana, quali l'energia, l'edilizia, l'agroalimentare. Particolare attenzione è stata posta sull'applicazione della LCA al fine vita dei prodotti e ai sistemi di gestione dei rifiuti nell'ottica dell'economia circolare.

I contributi scientifici, presentati durante le sessioni tematiche orali e le sessioni poster, testimoniano il grande interesse della comunità scientifica nazionale verso tali tematiche, ponendo anche grande attenzione all'impiego degli strumenti di LCT per il raggiungimento dei SDG, all'integrazione con altri strumenti per la sostenibilità e alla centralità della metodologia LCA come metrica di misurazione delle prestazioni energetiche e ambientali a supporto del decisore pubblico e privato nel raggiungimento di obiettivi di sostenibilità e circolarità.

Il volume raccoglie i contributi scientifici, presentati a seguito di un processo di double peer review gestito dal Comitato Scientifico. I suddetti contributi sono stati inviati sui seguenti temi:

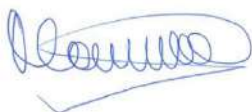
- Avanzamenti metodologici nel campo della Life Cycle Assessment e degli strumenti LCT-based per la sostenibilità di processi sistemi organizzazioni.
- Life Cycle Assessment strumenti LCT-based a supporto del principio *Do not significantly harm*.
- Life Cycle Assessment strumenti LCT-based applicati alle politiche ambientali e all'economia circolare.

- Life Cycle Assessment strumenti LCT-based per la neutralità climatica di sistemi e processi.
- Life Cycle Assessment strumenti LCT-based per la rivoluzione verde la transizione ecologica e la mitigazione dei cambiamenti climatici.
- Life Cycle Assessment strumenti LCT-based applicati alle missioni del PNRR.
- Impiego di Life Cycle Assessment e strumenti LCT-based per accrescere la sostenibilità dei settori produttivi, per favorire la tutela del territorio e della risorsa idrica e la protezione della biodiversità.

Un'ultima sezione riporta i contributi presentati dai primi tre classificati della tredicesima edizione del Premio Giovani Ricercatori LCA, rivolto ai giovani ricercatori, che operano nel campo dell'analisi del ciclo di vita al fine di promuovere la ricerca e divulgare le loro attività.

Il Chair del Convegno

Maurizio Cellura



Il Presidente dell'Associazione Rete Italiana LCA

Bruno Notarnicola



SESSIONE II
EDILIZIA

End-of-Life of Fiber Reinforced Concrete - Theoretical and practical options and Life Cycle Assessment

Jana Gerta Backes¹, Pamela Del Rosario¹, Marzia Traverso¹

Abstract: Materials like fiber-reinforced concrete, as e.g. carbon reinforced concrete (CRC), with its potential of material saving are important to improve the sustainability performance of buildings. This study assesses the environmental performance of CRC focusing on its End-of-Life (EoL). In particular, different EoL scenarios are identified and the most practical ones are evaluated in terms of their environmental impact by means of Life Cycle Assessment (LCA). The scope of analysis is defined from demolition to waste management and the functional unit is the mass in kg of usable material from a reinforced double-wall. The results show that primarily the transport processes are responsible for CO₂e values (10-32%). Furthermore, pyrolysis is the most emission-intensive process (70% of total CO₂e). Processing of concrete into fresh concrete or fibers as staple fiber yarn are not considered in this study – which is of great relevance in future.

1. Introduction

Building construction consumes 40% of materials in the European Union, 40% of primary energy and causes 40% of all waste. Furthermore, 33% of the worldwide greenhouse gas emissions are generated by buildings (Sizirici et al., 2021). 8% of anthropogenic CO₂ emissions are caused by the global cement production (U.S. Geological Survey, 2020). Consequently, sustainability and resource efficiency in the construction industry have become increasingly important. Materials like fiber reinforced concrete, as e.g. carbon (fiber) reinforced concrete (CRC), with its potential of material saving are important to improve the sustainability performance of buildings.

CRC offers a key advantage over steel-reinforced concrete (SRC), the most widely used building material worldwide to date (Monteiro et al., 2017). Due to the risk of corrosion by steel reinforcement, a certain concrete encasement is essential to protect the reinforcement. This encasement is not necessary to guarantee the load-bearing capacity of reinforced concrete. In contrast, the corrosion-resistant carbon fiber reinforcement only requires the minimum concrete cover needed for the bond and thus enables a component-dependent reduction in concrete consumption of up to 80% (Reichenbach et al., 2021; Seifert and Lieboldt, 2020).

A well-known and standardized method to evaluate the environmental performance of construction materials, included CRC, is the Life Cycle Assessment (LCA) (Güereca et al., 2019; ISO 14040, 2006). Although the consideration of the entire life cycle is relevant, a review of scientific literature on the environmental performance of CRCs reveals that very few LCAs focus on the End-of-Life (EoL) or the complete life cycle (cradle-to-grave) of CRC. Most of the published

¹ Institute of Sustainability in Civil Engineering (INaB), RWTH Aachen University, Mies-van-der-Rohe-Straße 1, 52074 Aachen, Germany
Email: jana.backes@inab.rwth-aachen.de

studies focus on the cradle-to-gate approach (Stoiber, Hammerl, & Kromoser, 2021; Williams Portal, Lundgren, Wallbaum, & Malaga, 2015). Furthermore, the few cradle-to-grave LCA studies only considered demolition and landfill scenarios (Laiblová et al., 2019; Scope et al., 2020). Until now, no study has focused on the environmental performance of CRC considering recycling scenarios for the EoL. This study aims to analyze the EoL of CRC, identify different EoL scenarios and evaluate the most practical ones currently available in terms of their environmental impact through a LCA.

2. Carbon Reinforced Concrete

CRC is an innovative composite building material composed of concrete and reinforcement, which, in contrast to typical reinforced concrete, is not made of steel but carbon fibers (Seifert & Lieboldt, 2020). In the construction sector, the starting material for the artificial production of carbon fibers is polyacrylonitrile (PAN), obtained from petroleum. An impregnation application adjusts the surface properties of the fibers. Depending on the desired stability and flexibility of the reinforcing mesh, it can be distinguished between epoxy resin (duromers; EP) or styrene-butadiene rubber (elastomers; SBR) (Kortmann, 2020). The applications range from new construction to the reinforcement and repair of existing structural facilities (Kortmann, 2020; Schladitz and Lieboldt, 2019).

3. End-of-Life of CRC

The EoL starts at the point of disposal of the material or component and includes different end routes, such as reuse, remanufacturing, recycling, incineration, landfill, and emission or leakage into the environment (Duque Ciceri et al., 2010). At the EoL of CRC, a distinction is made between two types of preliminary treatments: 1) the demolition material is separated into individual fractions (concrete matrix and carbon reinforcement) to be reused individually, and 2) the demolition material is not separated, resulting in the reuse of heterogeneous material (Kortmann, 2020). Literature has shown a clear need for sustainable EoL scenarios for CRC. Especially carbon fibers are an energy-intensive and costly material. For the separation of CRC, research has shown one way that seems to ensure the best results: crushing by mills and camera-based sorting. This process allows 97% of the carbon fibers to be recovered with an acceptable length (average 80mm) for further processing. The impregnation matrix stays on the fibers. For separating the impregnation (EP or SBR) from the fibers, different methods are available (Pyrolysis, Solvolysis, etc.) (Fig. 1) (Kortmann, 2020).

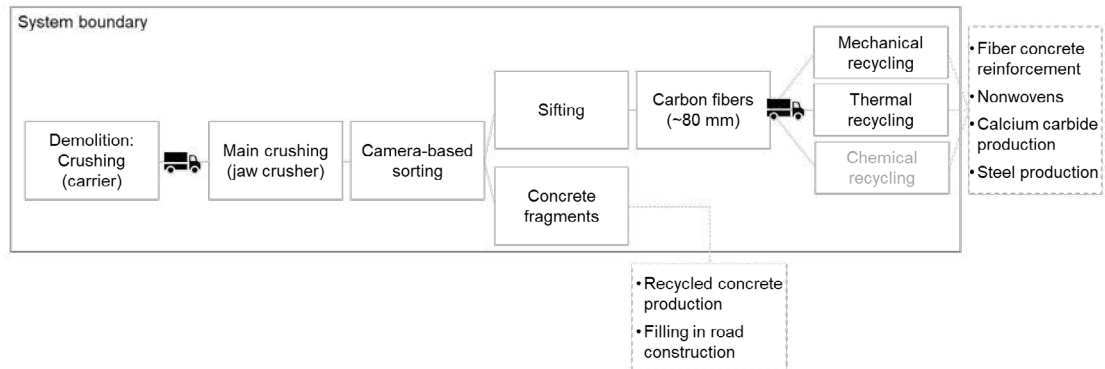


Figure 1 System boundary and relevant processes

3.1. Separation of CRC

CRC (e.g. in the form of a façade panel or double-wall) is selectively crushed with a carrier. This results in pre-crushed coarse fragments of carbon concrete, in which the carbon reinforcement is still present and will be separated from the concrete. Next, the main crushing of the demolition material is performed by a jaw crusher, resulting in a heterogeneous mixture of building materials. This construction material mixture consists of concrete fragments as well as exposed carbon roving fragments, after camera-based sorting and sifting, with an average individual length of 80 mm (Kimm, Bhat, & Gries, 2020; Kortmann, 2020) (Fig. 1).

3.2. Separation of impregnated fibers

The three main waste management treatments for carbon fibers (CF) are landfilling, incineration for energy recovery, and recycling (Khalil, 2018; Rybicka et al., 2016; Shuaib et al., 2015). Concerning recycling, there are three known methods for CF: 1) mechanical recycling, 2) thermal recycling, and 3) chemical recycling (Khalil, 2018; Rybicka et al., 2016). Thermal recycling includes pyrolysis, while chemical recycling includes solvolysis (Pakdel et al., 2021). Among these methods, pyrolysis and mechanical recycling show the best potential for industrial application compared to chemical recycling (Khalil, 2018; Pakdel et al., 2021) (Fig. 1).

An advantage of mechanical processing is that its capability to address the growing amounts of CF waste (Pakdel et al., 2021). The reason for this is the multi-stage process of crushing and grinding the fiber composite material (Woidasky et al., 2020). In mechanical recycling, fibers cannot be completely separated from impregnation (Martens and Goldmann, 2016; Woidasky et al., 2020). However, recycling can be performed without separating these two components (Krauklis et al., 2021). The shredded carbon fibers can be downcycled by using them as filler in composites, concrete, asphalt, and coatings (Krauklis et al., 2021; Martens and Goldmann, 2016; May et al., 2021; Palmer et al., 2010; Pickering, 2006).

Compared to mechanical recycling, a fundamental advantage of pyrolysis is that the polymer matrix (impregnation) can be completely separated from the carbon fibers, allowing separate reuse of both components (different to mech. recycling) (Krauklis et al., 2021; May et al., 2021). Nevertheless, the composites made with recycled carbon fibers tend to have poorer mechanical

properties in comparison to the composites made with primary fibers (not relevant for filling material)(Pakdel et al., 2021).

3.3. Further use of fibers and concrete

When reusing reinforcement structures (= carbon fiber), the sizing material is most important for ensuring separation from concrete without too much fiber damage. Studies showed that using epoxy resin as impregnation provides the best separation. No impregnation (no EP or SBR) causes high damage to the reinforcement at EoL and makes the separation impossible (Kimm et al., 2020). Separated carbon fibers can serve as reinforcement in fiber concrete (FC) (Kimm, 2019) – not assessed within this study (Fig. 1).

Another possibility of using recycled carbon fiber (rCF) is the development of nonwovens as concrete or plastic reinforcement (Kimm et al., 2020; Kimm et al., 2020). A further alternative for CF utilization is carbon fiber reinforced plastics used as a substitute in calcium carbide production and it has been investigated on an industrial scale (Schueppel et al., 2018).

Furthermore, carbon fiber reinforced plastic has been investigated as a substitute for carbon sources in arc furnace steel production. The results are promising, and the substitution is possible. However, carbon fiber waste has to be shredded or grounded first (Schueppel et al., 2018; Wexler et al., 2021). If no recycling is planned and landfilling is chosen as the EoL route, the matrix (e.g. EP) must be removed. Considering the expensive removal process, landfilling appears to be unfavorable from the economic and environmental perspectives (Kortmann, 2020).

The concrete fraction resulting from the FRC separation process is crushed and classified, resulting in particle sizes from 3mm to 56mm. For use in concrete production, the concrete shall be crushed and separated into 2-8mm or 8-16mm fractions. Further, a volume fraction of up to 45% can be added in the production process of new concrete parts for dry surroundings without further examination. If the origin of the recycled aggregate is known and its alkali-reactivity-class is harmless, it can be used in exterior parts. Another common way of recycling is utilizing concrete aggregate as filling material (Lotfi et al., 2013).

4. Case Study - Methodology

4.1. Goal and Scope

The LCA aims to present the environmental impacts of CRC considering mechanical recycling. Consequently, the scope of analysis is defined from demolition to waste management (= C1-C3 in DIN EN 15804 (DIN EN 15804, 2019)), not including further re-use of components. The assessment is performed according to the norms ISO 14040/44 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2018) and is modeled with the software GaBi. We assume production in Germany. Therefore, energy provision was modelled using German input processes. The impact categories used correspond to the CML2001 (August 2016) methodology. The functional unit is 1 kg usable material from a reinforced double-wall according to Otto and Adam (2019), with the dimensions (per wall) of 5m x 2.5m x 0.25m (Otto and Adam, 2019). One kg contains 0.993kg of concrete and 0.007kg of carbon fiber reinforcement.

4.2. Life Cycle Inventory

Based on literature values, energy, fuel and transport processes are modeled. All calculated values refer to the kg of reusable material from the defined double wall. Mechanical recycling requires energy (electricity & diesel) and transport (truck, powered by diesel). Thermal recycling requires energy (electricity & gas) and transport (truck, powered by diesel). All data used are based on literature and technical data sheets. Due to the assumed mining within Germany, only German energy and transport processes are modelled (Gutowski et al., 2006; Hedlund-Åström, 2005; Howarth et al., 2014; Klingler et al., 2021; Manouchehri, 2006).

5. Results & Discussion

The impact categories of CML2001 (August 2016) methodology were used. Explicitly, only the climate change impact category in kg CO₂e is presented in this sub-study. Selective demolition up to the transport of carbon fibers for further recycling is defined as recycling phase 1 and further recycling (mechanical recycling and pyrolysis) as recycling phase 2. A division of the impact assessment into two sections was made. The recycling process of the carbon reinforced concrete up to this limit is independent of the further recycling of the carbon fibers.

Within the first recycling phase, transport represents the main share of the CO₂e. In turn, the sifting of the material has the lowest share of emissions. The total CO₂e of all processes in phase 1 totals 4.2E-03 kg CO₂e (Fig. 2). Pyrolysis has a higher CO₂e of 9.7E-03 kg CO₂e than mechanical recycling with 3.1E-04 kg CO₂e - as expected due to an intensive energy requirement (Fig. 3). Adding the respective CO₂e of the two recycling processes (mechanical recycling and pyrolysis) with the CO₂e of 4.2-03 kg CO₂e calculated in the first recycling section, we finally obtain a total CO₂e of 4.5E-03 kg CO₂e from mechanical recycling and 1.4E-02 kg CO₂e from pyrolysis for the recycling of one kg CRC.

Only conservative energy values were assumed in the study. If, for example, the electricity mix for pyrolysis were changed to renewable energy sources, emissions would be reduced. The situation is similar with regard to transport processes, which is powered by diesel and does not yet take into account alternatives such as electromobility.

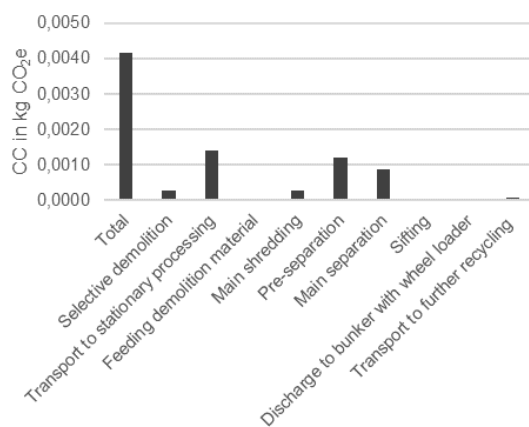


Figure 2: Indicator climate change (CC) in kg CO₂e per process in recycling part 1

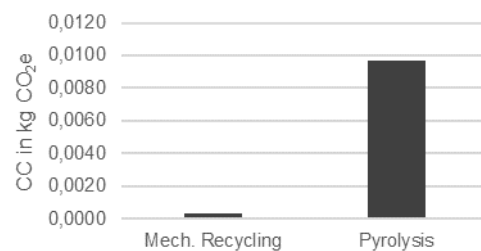


Figure 3: Indicator climate change (CC) in kg CO₂e per process in recycling part 2

A long residence time of the carbon fibers in the material cycle is to be aimed for since the carbon fibers represent a raw material that is energy-intensive as well as valuable in terms of raw material technology (Backes and Traverso, 2022; Kortmann, 2020). According to Yang et al. (2015) up to 80% of the tensile strength potential of pyrolyzed fibers is achieved compared to primary fibers. Considering this, the recycled carbon fibers resulting from pyrolysis could be processed into yarn and textile structures as reinforcement in concrete components (Kortmann et al., 2018; Yang et al., 2015). The further processing of concrete into fresh concrete is known and practicable. Depending on the concrete delivery type, volume fractions of recycled material of 35-45% can be added to fresh concrete production (DAfStb Beton rezyklierte Gesteinskörnung, 2010). It should be noted that this study only mentions the theoretical credit allocation and further processing, but does not assess them. Among other things, this is due to the fact that only a theoretical approach is available for fiber processing and thus no precise energy values are given for the processing process. Furthermore, no quantitative ratio of the recycled carbon fibers in the hybrid yarns is given. Finally, the defined system boundaries do not include further processing.

6. Limitations, Conclusion & Future Outlook

This study investigated the End-of-Life of Carbon Reinforced Concrete from demolition to waste management with the functional unit of 1 kg of usable material from a reinforced double-wall. No further recycling processes, such as incorporation into fresh concrete or processing into staple fibers are considered in this work. In the Life Cycle Impact Assessment, the CML2001 methodology was applied in GaBi, with the focus in this conference paper being solely on the impact category of climate change. Focusing the degradation process including pyrolysis, it is clear that pyrolysis itself has the largest emission share (70%) of CO₂e, followed by transport (11%) and pre-separation (9%). In mechanical recycling, the transport processes (33%) represent the main shares of CO₂e emissions, followed by pre-separation (27%) and main separation (20%). Mechanical recycling itself has a share of only 7% of total emissions. A limitation is the neglect of other impact categories and the further processing of demolished materials. In future studies, the consideration of about 40% recycled concrete in fresh concrete is important, as well as the further use of the costly and emission-rich carbon fibers – only in this way can recycling be considered and the end of life fully included.

Acknowledgements

This research was funded by the German Research Foundation (DFG), as part of the Sonderforschungsbereich/Transregio 280 (SFB/TRR 280) ‘Konstruktionsstrategien für materialminimierte Carbonbetonstrukturen’/‘Design Strategies for Material-Minimized Carbon Reinforced Concrete Structures’ (Subproject E01, project number 417002380). The financial support by the German Research Foundation (DFG) is gratefully acknowledged.

Funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG, German Research Foundation) – SFB/TRR 339, Project ID 453596084.

7. References

- Backes, J.G., Traverso, M., 2022. Sustainability Assessment of a disruptive innovation: comparative cradle-to-gate Life Cycle Assessment of Carbon Reinforced Concrete. *Int. J. Life Cycle Assess.* submitted.
- DAfStb Beton rezyklierte Gesteinskörnung, 2010. DAfStb-Richtlinie Beton nach DIN EN 206-1 und DIN 1045-2 mit rezyklierten Gesteinskörnungen nach DIN EN 12620.
- DIN EN 15804, 2019. Nachhaltigkeit von Bauwerken – Umweltproduktdeklarationen – Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte.
- Duque Ciceri, N., Garetti, M., Sperandio, S., 2010. From product end-of-life sustainable considerations to design management. *IFIP Adv. Inf. Commun. Technol.* 338 AICT, 152–159.
- Güereca, L.P., Jato-Espino, D., Lizasoain-Arteaga, E., 2019. Life-Cycle Assessment of Construction Materials: Analysis of Environmental Impacts and Recommendations of Eco-efficient Management Practices, in: *Handbook of Environmental Materials Management*. pp. 2338–2370.
- Gutowski, T., Dahmus, J., Thiriez, A., 2006. Electrical Energy Requirements for Manufacturing Processes.
- Hedlund-Åström, A., 2005. Model for End of Life Treatment of Polymer Composite Materials.
- Howarth, J., Mareddy, S.S.R., Mativenga, P.T., 2014. Energy intensity and environmental analysis of mechanical recycling of carbon fibre composite. *J. Clean. Prod.* 81, 46–50.
- ISO 14040, 2006. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- ISO 14044, 2018. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- Khalil, Y.F., 2018. Comparative environmental and human health evaluations of thermolysis and solvolysis recycling technologies of carbon fiber reinforced polymer waste. *Waste Manag.* 76, 767–778.
- Kimm, M., 2019. Recycling von Carbonbeton : wie kann eine hochwertige Wiederverwendung gelingen? TUDALIT leichter Bau. - Zukunft formen.
- Kimm, Magdalena, Bhat, S., Gries, T., 2020. Recycling of Textile Reinforced Concrete. *Miner. Nebenprodukte und Abfälle* 357–373.
- Kimm, M., Sabir, A., Gries, T., Suwanpinij, P., 2020. Potential of Using Recycled Carbon Fibers as Reinforcing Material for Fiber Concrete, in: *RILEM-Fib International Symposium on Fibre Reinforced Concrete*.
- Klingler, M., Savi, D., ETH, D., Holzentsorgung, Z., 2021. Harmonisierte Ökobilanzen der Entsorgung von Baustoffen - Für die Liste der Ökobilanzdaten im Baubereich. umweltchemie.ch.
- Kortmann, J., 2020. Verfahrenstechnische Untersuchungen zur Recyclingfähigkeit von Carbonbeton. Springer Vieweg.
- Kortmann, J., Kopf, F., Hillemann, L., Jehle, P., 2018. Recycling von Carbonbeton - Aufbereitung im großtechnischen Maßstab gelungen! Springer-VDI-Verlag, Düsseldorf.

- Krauklis, A.E., Karl, C.W., Gagani, A.I., Jørgensen, J.K., 2021. Composite Material Recycling Technology—State-of-the-Art and Sustainable Development for the 2020s. *J. Compos. Sci.* 5, 28.
- Laiblová, L., Pešta, J., Kumar, A., Hájek, P., Fiala, C., Vlach, T., Kočí, V., 2019. Environmental Impact of Textile Reinforced Concrete Facades Compared to Conventional Solutions-LCA Case Study. *Mater. (Basel, Switzerland)* 12.
- Lotfi, S., Deja, J., Rem, P.C., Mroz, R., Van Roekel, E., Van der Stelt, H., 2013. A mechanical process for in situ recycling of eol concrete. *Proc. SB 13 Singapore "Realising Sustain. Trop. Singapore*, 9-10 Sept. 2013 0, 978–981.
- Manouchehri, H.-R., 2006. Application of optoelectronic sorting technique for upgrading minerals and wastes, in: *Konferens i Mineralteknik 2006: 07/02/2006-08/02/2006. Föreningen Mineralteknisk Forskning/Swedish Mineral Processing Research Association.*
- Martens, H., Goldmann, D., 2016. *Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis.*, 2nd ed. Springer Vieweg.
- May, D., Goergen, C., Friedrich, K., 2021. Multifunctionality of polymer composites based on recycled carbon fibers: A review. *Adv. Ind. Eng. Polym. Res.* 4, 70–81.
- Monteiro, P.J.M., Miller, S.A., Horvath, A., 2017. Towards sustainable concrete. *Nat. Mater.* 2017 167 16, 698–699.
- Otto, J., Adam, R., 2019. Carbonbeton und Stahlbeton im wirtschaftlichen Vergleich. *Bauingenieur* 94, 246–253.
- Pakdel, E., Kashi, S., Varley, R., Wang, X., 2021. Recent progress in recycling carbon fibre reinforced composites and dry carbon fibre wastes. *Resour. Conserv. Recycl.* 166, 105340.
- Palmer, J., Savage, L., Ghita, O.R., Evans, K.E., 2010. Sheet moulding compound (SMC) from carbon fibre recyclate. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 41, 1232–1237.
- Pickering, S.J., 2006. Recycling technologies for thermoset composite materials—current status. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 37, 1206–1215.
- Reichenbach, S., Preinstorfer, P., Hammerl, M., Kromoser, B., 2021. A review on embedded fibre-reinforced polymer reinforcement in structural concrete in Europe. *Constr. Build. Mater.* 307, 124946.
- Rybicka, J., Tiwari, A., Leeke, G.A., 2016. Technology readiness level assessment of composites recycling technologies. *J. Clean. Prod.* 112, 1001–1012.
- Schladitz, F., Lieboldt, M., 2019. Carbonbeton - Was ist schon möglich? Aktueller Stand der Entwicklung und Forschung. *Bet.* 69, 156–161.
- Schueppel, D., Stocksclaeder, J., von Reden, T., 2018. End-of-life CFRP as a raw material in steel and of calcium carbide production. *ECCM 2018 - 18th Eur. Conf. Compos. Mater.* 24–28.
- Scope, C., Guenther, E., Schütz, J., Mielecke, T., Mündecke, E., Schultze, K., Saling, P., 2020. Aiming for life cycle sustainability assessment of cement-based composites: A trend study for wall systems of carbon concrete: Dresden Nexus Conference 2020—Session 4—Circular economy for building with secondary construction materials to minimise resource. *Civ. Eng. Des.* 2, 143–158.
- Seifert, W., Lieboldt, M., 2020. Ressourcenverbrauch im globalen Stahlbetonbau und Potenziale der Carbonbetonbauweise. *Beton- und Stahlbetonbau* 115, 469–478.

- Shuaib, N.A., Mativenga, P.T., Kazie, J., Job, S., 2015. Resource Efficiency and Composite Waste in UK Supply Chain. *Procedia CIRP* 29, 662–667.
- Sizirici, B., Fseha, Y., Cho, C.S., Yildiz, I., Byon, Y.J., 2021. A review of carbon footprint reduction in construction industry, from design to operation. *Materials (Basel)*. 14, 1–18.
- Stoiber, N., Hammerl, M., Kromoser, B., 2021. Cradle-to-gate life cycle assessment of CFRP reinforcement for concrete structures: Calculation basis and exemplary application. *J. Clean. Prod.* 280, 124300.
- U.S. Geological Survey, 2020. *Mineral Commodity Summaries 2020*. Reston, VA.
- Wexler, M., Baumann, W., Gehrman, H., 2021. Optionen der Carbonfaserverwertung in industriellen Hochtemperaturprozessen.
- Williams Portal, N., Lundgren, K., Wallbaum, H., Malaga, K., 2015. Sustainable Potential of Textile-Reinforced Concrete. *J. Mater. Civ. Eng.* 27, 04014207.
- Woidasky, J., Seiler, E., Henning, F., Wolf, M.-A., Harsch, M., 2020. Kunststoffe und Bauteile – Umwelt und Recycling, in: *Polymer Engineering 3*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 89–139.
- Yang, J., Liu, J., Liu, W., Wang, J., Tang, T., 2015. Recycling of carbon fibre reinforced epoxy resin composites under various oxygen concentrations in nitrogen–oxygen atmosphere. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 112, 253–261.

An empirical approach for the LCA evaluation of heat pump units

Kevin Autelitano¹, Jacopo Famiglietti¹, Mario Motta¹

Abstract: The authors in this work aim to provide reliable quantitative scaling factors (power-mass ratios) that can be utilized to evaluate the environmental profile of energy systems for providing space heating, domestic hot water, and space cooling in buildings (residential and not). 17'741 vapor compression heat pumps and 17'021 charges of refrigerant gas per heat pump unit were included and evaluated in this study. The approach adopted consists of several steps, as follows: i) grouping the appliances on shared characteristics, ii) linking the capacities with mass values, iii) obtaining the best fitting curves, evaluated by R^2 method. Uncertainty analysis via error propagation was also performed to check the consistency of the results. This verification was implemented by the Monte Carlo method and the null hypothesis test.

1. Introduction

The building sector accounts for 40% of total primary energy consumption in the European Union and about 40-50% of Greenhouse Gas (GHG) emissions (Llantoy *et al.*, 2020). An effective plan for its decarbonization is strictly necessary, as discussed in the recent scientific literature. For this reason, by the beginning of 2021, the European Commission issued that all new buildings must be built as nearly zero-energy buildings (nZEBs) to contribute to the target of the carbon neutrality by 2050 (Dermentzis *et al.*, 2021). For the building sector, the environmental impact evaluations are mainly linked to the primary energy demand (non-renewable) and the associated GHG emissions related to the operational phase. Still, it could be more accurate considering potential impacts besides GHG emissions with a life cycle approach. The Life-Cycle Assessment (LCA) method, one of the leading methodologies for environmental metrics, potentially powerful for strategic and decision-making management, could be relevant for the purpose (Famiglietti *et al.*, 2021).

In the context described above, heat pumps can be considered one of the most promising solutions to achieve nZEB goals due to their effectiveness at reducing energy consumption, facilitating the integration of renewable sources in buildings (Dermentzis *et al.*, 2021). The environmental impact over the entire life cycle is significantly lower than the one calculated for a condensing boiler applied at the same conditions (Famiglietti *et al.*, 2021).

Access to the primary data of complex industrial products is a significant challenge in life cycle environmental assessment. It could lead to either incomplete life cycle assessment or invalid results caused by misleading assumptions. Heat pump units are an example of these in-

¹ Department of Energy, Politecnico di Milano, 20156 Milano, Italy
E-mail: kevin.autelitano@polimi.it

dustrial products in which evaluating their environmental impact requires several data of their components.

Therefore, providing the mathematical models that are able to scale energy systems based on a few technical characteristics is crucial for life cycle assessment.

For Life-Cycle Assessment related to heat generators, the absence of primary data requires the use of scaling factors to describe in detail all the components involved (Caduff *et al.*, 2014). The parametrization could be performed in function of the total mass of the machine. Although all the manufacturers provide the overall mass data on the datasheet, since the model of the heat generator is chosen during the final design phases, this information might not be available to LCA practitioners for their scopes. In order to speed up the evaluation, it becomes essential to have a mathematical model able to forecast an affordable value of mass related to the power required.

The work aimed to assume empirical relationships between capacity and mass, or refrigerant charge, by searching a correlation between the information present on the datasheets provided by manufacturers.

Actually, there are some empirical relationships that, depending on the type of heat pump studied, can be used to forecast the mass of the machine in the function of the known power (Kemna *et al.*, 2019). This work aims to improve the power-mass reports produced by other authors, e.g., Kemna *et al.* (2019), Caduff *et al.* (2014), and Famiglietti *et al.* (2022), by increasing their range and technologies to the Italian market.

2. Material and method

For space heating, space cooling, and domestic hot water services, heat pumps transfer energy (by condensation or evaporation) from external and selected sources, such as water, air, or a ground source. The heat transfer takes place using a refrigerant, which absorbs heat when it evaporates and releases heat when it condenses. The efficiency of the heat pumps is defined by the Coefficient Of Performance (COP), which is the ratio of the heat generated by the appliances (heat output) to the amount of electricity consumed to generate it (work input). For chillers, it is called Energy Efficiency Ratio (EER).

In the following sections, the method adopted to find out the correlations, as well as the way to test their efficiency under real conditions, is presented.

2.1. Power-Law relationships

All the commercial Heat Pumps (HPs) present in the market were collected according to: model, capacity, presence of inverter and internal tanks for Domestic Hot Water (DHW), COP, mass, type and charge of refrigerant gas. The required information was carried out by analyzing the technical datasheets provided by the manufacturers listed in the Conto Termico database (GSE, 2020).

It is important to note that the term “heat pump” is also used to define chillers. In this specific case, the research is focused on heating systems only.

The key properties were reported under the following standard conditions:

- brine with 0°C and water with 35°C (B0/W35);
- air with 2°C and water with 35°C (A2/W35);
- water with 10°C and water with 35°C (W10/W35);
- External air 7°C and internal ambient temperature at 20°C (A7/A20)

After the collection process, the appliances were grouped to the cold source used. Where HPs contain the tank integrated for DHW production, its weight was removed to improve the correlation results. As a result of grouping, the study analyzed the following HP technologies:

- water/water (WW) (45 HPs - range between 7 kW and 35 kW);
- brine/water (BW) (49 HPs - range between 3 kW and 32 kW);
- air/air (AA) (15'509 HPs - range between 1 kW and 35 kW);
- air/water (AW) (2'138 HPs - range between 3 kW and 948 kW);
- R32 (6'190 HPs - range between 2 kW and 19 kW);
- R410a (10'410 HPs - range between 2 kW and 948 kW);
- R134a (22 HPs - between 1 kW and 787 kW).

Law relationships were described using the appliance's power to obtain the mass. The same approach was repeated to obtain the refrigerant mass charge by analogy. Trend curves representing the behavior between the properties were potential ($m = a_i * Power^{b_i}$), exponential ($m = a_i * e^{(b_i * Power)}$), or linear functions ($m = a_i * Power + b_i$) – evaluated through the Ordinary Least Squares (OLS) regression method (Owen, 1991).

The reliability of the relationships provided was analyzed through the assessment of R^2 . The potential correlations were described using the above functions, selecting the best R^2 (Coefficient of determination). To improve the interpolations, the following procedure was implemented:

- interpolations with an R^2 lower than 0.5 were improved, excluding extreme outliers. The value 0.5 was defined as a threshold representing the minimum quality to be accepted for good interpolation;
- the extreme outliers were determined using the box plot method as described by Tukey (1977), following the equation n.1:

$$Q_1 - 3 * IQR \leq mass \leq Q_3 - 3 * IQR \quad (1)$$

Where:

- Q_1 and Q_3 are the 25th and 75th percentile;
- IQR is the InterQuartile Range (IQR).

2.2. Validation of the Power-Law relationships

The relationships described above were evaluated through specific comparative Life Cycle Assessment studies obtained as comparison among the primary data from manufacturer technical sheets and data estimated throughout the law relationships. For every relationship, 3 nominal power values were selected along with the domain to have a response at the beginning, the average, and the end. The LCA analysis was performed considering two scenarios: (i) the use of primary data from the manufacturer datasheet and (ii) the mass forecasted by the correlation. The HPs were selected among the ones that returned the highest difference between forecasted and declared mass values.

The LCA analysis was performed using Brightway2.0 software (Mutel, 2017). The heat pumps were modeled with from the cradle-to-grave approach (component production, assembling, distribution, use stage, and end of life stage). The components of forecasted appliances were derived using a specific scaling factor as described by Famiglietti et al. (2022) based on the mass assessed. All the HPs (forecasted and not) were tested using scenarios derived from the CENED database (ARIA, 2020) concerning the useful heated or cooled surface, energy needs,

and Seasonal COP or EER. CENED provides open-data concerning Energy Performance Certifications of the Lombardy Region. The lifespan of the appliances was fixed equal to 20 years, as defined by Kemna et al. (2019).

Ecoinvent 3.8 cut-off was used as a background database (Wernet *et al.*, 2016), while the EF 3.0 method was selected as a characterization method (Fazio *et al.*, 2018). The test was carried out on 4 impact categories: i) Climate Change (CC), ii) Ozone Depletion (OD), iii) Human Toxicity Carcinogenic (HTC), and Resource Use Metals and Minerals (RUMM), selected because they would have been the impact categories the most affected by this kind of analysis. The functional unit chosen for the analysis was 1 kWh_{th} provided by the appliances.

2.3. Monte-Carlo analysis for the evaluation of the uncertainty

Error propagation via Monte Carlo (MC) analysis was performed to obtain estimates of the uncertainty associated with the results (Pizzol, 2019).

The MC analysis was performed, i) assessing the activity data's quality by evaluating geometric standard deviations using the pedigree matrix (Henriksen *et al.*, 2021). Once the uncertainties have been associated with each activity data, the MC analysis was set up, performing the calculation for the two scenarios. The number of executions was fixed equal to 1'000 with dependent sampling, so every MC analysis was represented by a list of 1'000 samples.

The results obtained by the two scenarios were checked in order to verify if they were statistically comparable. For every impact category, it was the probability that the forecasted data give results higher than primary data (see equation n.2):

$$Differences = \begin{bmatrix} x_{1,forecasted\ data} - x_{1,primary\ data} \\ \vdots \\ x_{n,forecasted\ data} - x_{n,primary\ data} \end{bmatrix} \quad (2)$$

The probability test, typically used in commercial software, was used to check if the two distributions were statistically comparable (results approx. equal to 50%).

In order to increase the consistency of the results, another statistic test was performed, the null hypothesis test. This test was implemented as follows:

- the distributions were tested for normality using the Shapiro-Wilk test (Shapiro, S.; Wilk, M., 1965);
- the paired test ($p < 0.05$) and Bonferroni correction to avoid false positives for normally distributed results;
- the nonparametric pairwise Wilcoxon Rank Sum test ($\alpha = 0.05$ and Bonferroni correction) for not normally distributed results (Pizzol, 2019).

3. Results

In this section, the results obtained are shown, presenting the correlations according to the R² and the results obtained by LCA analysis (both for deterministic and stochastic approaches).

3.1. R^2 results

Tables 1 show the correlations among powers and masses/refrigerant charges. In total, 7 relationships were reported showing the R^2 values and the range in which they are tested.

It is important to emphasize that predicted mass values from HPs that use water or brine as a cold source do not consider the presence of a potential hot water storage tank integrated inside the machine.

Table 1. correlations mass-power with R^2 value

Heat pump type	Interpolation relationship	R^2	Range
Water	$m = 82.755 * \exp(0.0234 * P)$	0.58	7 kW – 35 kW
Brine	$m = 67.932 * P^{0.347}$	0.57	3 kW – 32 kW
Air/air	$m = 10.231 * P - 25.896$	0.57	1 kW – 35 kW
Air/water	$m = 14.28 * P^{0.904}$	0.90	3 kW – 948 kW
R32	$m = 0.2792 * P^{0.9138}$	0.74	2 kW – 19 kW
R410a	$m = 0.1645 * P + 1.7642$	0.91	2 kW – 948 kW
R134a	$m = 0.0209 * P^{1.4258}$	0.98	1 kW – 787 kW

Figure 1 represents all the appliances involved in the study. All the heat pumps were described in terms of mass and power in a scattered chart, and the relationships were represented to show graphically how the trend worked compared with them.

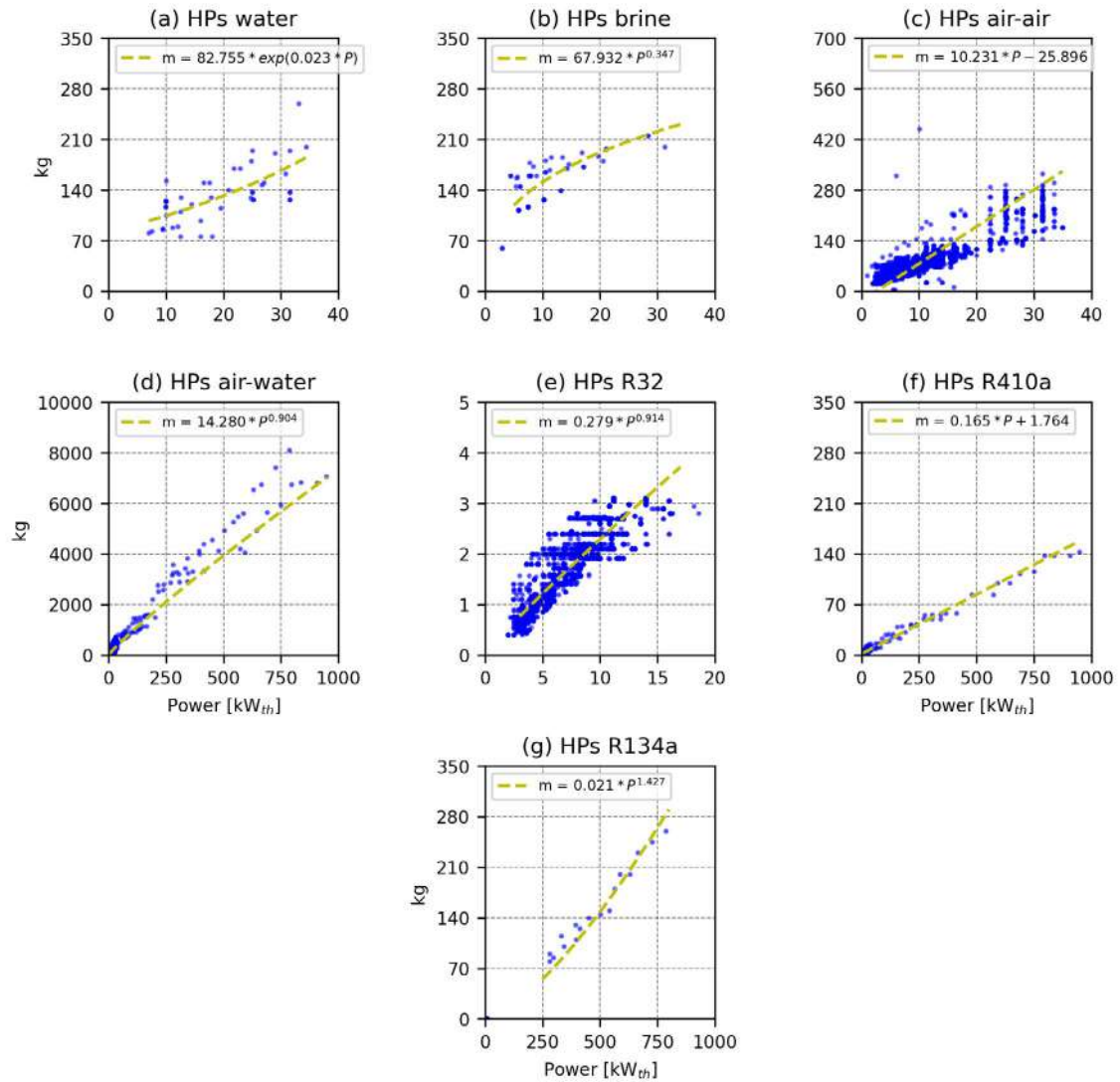


Figure 1: correlations obtained in mass-power chart

3.2. LCA results

Table 2 shows the deterministic results obtained for each power-law relationship developed. The tables indicate the technology, the capacity evaluated for each technology, the outcomes obtained for the two assessments compared (using primary data and using the relationship). The variation was figured out by the ratio between the difference between the two results obtained and the predicted data.

Table 2. Results from deterministic approach

Technology	Capacity [kW]	Potential impact [Unit / FU]	Predicted data	Primary data	Var [%]
Water	9.90	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	3.15E-02	3.24E-02	2.85
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.30E-08	1.31E-08	0.55
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	3.76E-11	4.47E-11	18.97
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	3.15E-06	3.73E-06	18.32
	12.60	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	1.37E-02	1.40E-02	2.02
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	5.85E-09	5.87E-09	0.38
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	1.36E-11	1.58E-11	16.24
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.13E-06	1.31E-06	15.76
	31.50	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	3.55E-02	3.50E-02	1.23
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.63E-08	1.63E-08	0.21
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	1.73E-11	1.39E-11	24.60
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.40E-06	1.12E-06	24.59
Brine	7.50	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	5.93E-02	5.89E-02	0.67
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	2.77E-08	2.77E-08	0.10
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.87E-11	2.48E-11	13.59
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	2.36E-06	2.04E-06	13.55
	13.20	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	3.91E-02	1.87E-02	1.04
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.81E-08	1.81E-08	0.18
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.03E-11	1.71E-11	18.65
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.66E-06	1.40E-06	18.65
	31.29	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	1.56E-01	1.55E-01	0.49
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	7.35E-08	7.34E-08	0.08
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	5.78E-11	5.18E-11	11.51
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	4.63E-06	4.15E-06	11.63

(continued on the next page)

Table 2: (continued from previous page)

Technology	Capacity [kW]	Potential impact [Unit / FU]	Predicted data	Primary data	Var [%]
Air-air	5.00	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	1.49E-02	1.51E-02	1.05
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	6.84E-09	6.85E-09	0.16
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	5.80E-12	7.33E-12	20.87
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	5.37E-07	6.60E-07	18.63
	15.50	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	4.89E-02	4.75E-02	2.86
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	2.25E-08	2.23E-08	0.89
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.64E-11	1.59E-11	39.77
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	2.17E-06	1.32E-06	39.17
	33.50	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	5.12E-02	5.07E-02	0.98
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	2.35E-08	2.35E-08	0.04
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.99E-11	2.55E-11	14.72
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	2.41E-06	2.05E-06	14.94
Air-water	7.00	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	5.11E-02	5.59E-02	8.74
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	2.40E-08	2.44E-08	1.60
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.08E-11	5.94E-11	65.01
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.72E-06	4.85E-06	64.43
	107.50	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	5.07E-02	5.59E-02	9.00
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	2.40E-08	2.44E-08	2.00
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	1.79E-11	5.94E-11	70.00
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.49E-06	4.85E-06	69.00
	478.40	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	2.97E-01	2.99E-01	0.57
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.37E-07	1.38E-07	0.10
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	1.56E-10	1.70E-10	8.79
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.23E-05	1.34E-05	8.99

(continued on the next page)

Table 2: (continued from previous page)

Technology	Capacity [kW]	Potential impact [Unit / FU]	Predicted data	Primary data	Var [%]
R32	2.46	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	5.54E-03	8.36E-03	51.01
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	5.81E-09	9.96E-09	71.36
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	8.86E-12	8.95E-12	1.03
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	7.99E-07	8.00E-07	0.16
	9.00	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	2.49E-02	3.10E-02	24.23
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	2.92E-08	3.81E-08	30.34
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.99E-11	3.01E-11	0.65
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	2.50E-06	2.51E-06	0.11
	18.17	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	1.11E-02	8.81E-03	26.54
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.37E-08	1.03E-08	33.38
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	1.02E-11	1.01E-11	0.75
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	8.31E-07	8.30E-07	0.13
R410a	16.00	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	4.80E-02	7.82E-02	62.80
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.55E-08	2.61E-08	68.62
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	3.74E-11	3.77E-11	0.63
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	3.03E-06	3.04E-06	0.11
	31.50	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	2.03E-01	3.30E-01	62.30
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	6.90E-08	1.14E-07	64.73
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	5.76E-11	5.86E-11	1.71
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	4.62E-06	4.63E-06	0.30
	796.00	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	1.85E-01	1.92E-01	3.91
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	6.44E-08	6.69E-08	3.97
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	4.87E-12	4.93E-12	1.15
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	2.53E-07	2.53E-07	0.31

(continued on the next page)

Table 2: (continued from previous page)

Technology	Capacity [kW]	Potential impact [Unit / FU]	Predicted data	Primary data	Var [%]
R134a	332.30	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	3.98E-02	5.23E-02	31.34
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	5.16E-08	7.19E-08	39.20
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	5.47E-11	5.53E-11	0.98
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	4.31E-06	4.32E-06	0.15
	585.60	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	2.20E-01	2.35E-01	6.97
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	3.00E-07	3.25E-07	8.27
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	2.35E-10	2.35E-10	0.28
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	1.83E-05	1.83E-05	0.04
	786.70	CC [kgCO _{2eq} /kWh _{th}]	9.91E-02	9.28E-02	6.79
		OD [kgCFC _{11eq} /kWh _{th}]	1.37E-07	1.27E-07	8.06
		HTC [CTUh/kWh _{th}]	1.02E-10	1.01E-10	0.27
		RUMM [kgSb _{eq} /kWh _{th}]	7.93E-06	7.93E-06	0.04

3.3. Results from Monte-Carlo analysis

Figure 2 represents the comparison between the distributions obtained after the Monte-Carlo analysis. For the picture, the two cases representing the scenarios were reported. The subplot (a) is related to the test performed for an HP water-water at a capacity equal to 9.9 kW on the OD indicator. The subplot (b) shows the test performed on a water-water HP with power equal to 9.9 kW, evaluating the CC impact category results.

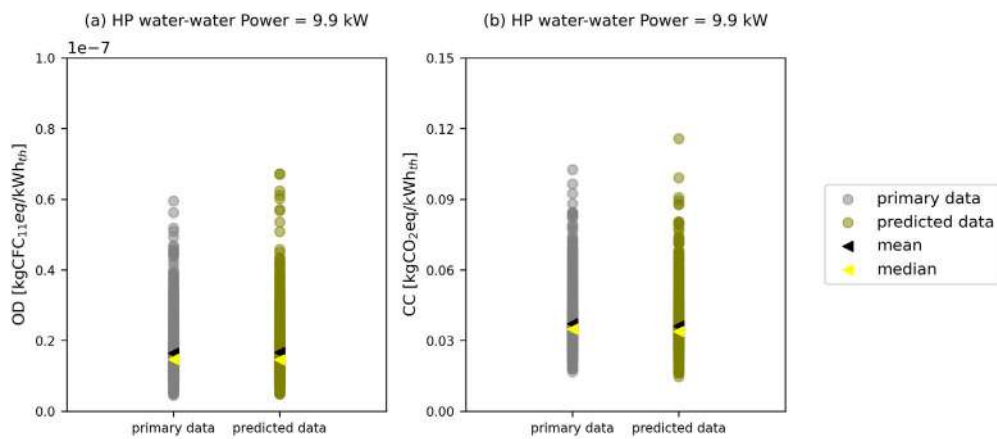


Figure 2: comparison between MC analysis

4. Discussion

The results obtained using the deterministic approach reported, for all the tests, that the relationships need to be improved. For mass-power curves, the variation in the environmental profile between the two assessments predominantly remained significantly under 10% in CC and OD emission factors. This trend is not confirmed for HTC and RUMM, where the variation reported assessments between 8% and 70%. It was noted that the mentioned variation decreased while the power of the HP tested had been increased. In the case of the mass charge-power relationships, the impact category the most variable was OD, where the variation reached values up to 71%. Even in this case, corrections and improvements of the presented interpolations are necessary. The adoption of a stochastic approach confirmed the same results. For mass-power relationships, the null hypothesis did not verify the condition of equality between the two distribution in HTC and RUMM emission factors except in one test (air-water relationship with power equal to 578.40 kW_{th}). The null hypothesis applied for mass charge-power relationships did not verify the condition of equality between the two distribution in CC and OD emission factors, except in all the tests performed with HPs at power higher than 585.6 kW_{th}. The analysis performed did not include the contribution of the electrical energy in the operation use phase but it was noticed that its presence would have reduced significantly the variation between the assessments reported. In this specific case, the null hypothesis applied was verified for all the tests.

5. Conclusions

This report aims to find a correlation between mass, or gas charge, and power in heat pumps through an empirical process based on the correlation of primary data provided by manufacturers. The robustness of the models was assessed by LCA analysis through a combination of a deterministic approach, aimed at determining the variation of emission factors when primary mass data were replaced by correlation data, and a stochastic approach by studying the distributions obtained by Monte-Carlo analysis.

The correlations, which are the result of a process that is still in its preliminary state, but which has considerable potential for improvement, can be applied within models for LCA analysis where the absence of primary mass data, or refrigerant gas charge, could be a problem.

The results obtained from the interpolated curves can be guaranteed to be within the stated ranges and for the emission factors verified, although their extension is under consideration.

6. References

- ARIA (2020) *OPENDATA - Dati CENED+2.0*. Available at: http://www.cened.it/opendata_cenedplus2 (Accessed: 17 December 2021).
- Caduff, M. *et al.* (2014) 'Scaling Relationships in Life Cycle Assessment: The Case of Heat Production from Biomass and Heat Pumps', *Journal of Industrial Ecology*, 18(3), pp. 393–406. doi: 10.1111/jiec.12122.
- Dermentzis, G., Ochs, F. and Franzoi, N. (2021) 'Four years monitoring of heat pump, solar thermal and PV system in two net-zero energy multi-family buildings', *Journal of Building Engineering*, 43(March), p. 103199. doi: 10.1016/j.jobe.2021.103199.

- Famiglietti, J., Toppi, T., *et al.* (2021) 'A comparative environmental life cycle assessment between a condensing boiler and a gas driven absorption heat pump', *Science of the Total Environment*, 762, p. 144392. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144392.
- Famiglietti, J., Gerevini, L., *et al.* (2021) 'Environmental Life Cycle Assessment scenarios for a district heating network. An Italian case study', *Energy Reports*, 7, pp. 368–379. doi: 10.1016/j.egy.2021.08.094.
- Famiglietti, J. *et al.* (2022) 'Developing a new data-driven LCA tool at the urban scale: The case of the energy performance of the building sector', *Energy Conversion and Management*, 256, p. 115389. doi: 10.1016/j.enconman.2022.115389.
- Fazio, S. *et al.* (2018) *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods*, JRC. doi: 10.2760/671368.
- GSE (2020) *Catalogo impianti - conto termico 2020*. Available at: <https://www.gse.it/servizi-per-te/efficienza-energetica/conto-termico/documenti> (Accessed: 1 September 2020).
- Kemna R, Elburg M van, Boorn R van den, A. S. (2019) *Space and combination heaters: Ecodesign and Energy Labelling*. Available at: www.ecoboiler-review.eu Specific.
- Llantoy, N., Chàfer, M. and Cabeza, L. F. (2020) 'A comparative life cycle assessment (LCA) of different insulation materials for buildings in the continental Mediterranean climate', *Energy and Buildings*, 225. doi: 10.1016/j.enbuild.2020.110323.
- Mutel, C. (2017) 'Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment', *The Journal of Open Source Software*, 2(12), p. 236. doi: 10.21105/joss.00236.
- Owen (1991) 'Gauss and the invention of Least Squares', *Annals of Statistics*.
- Pizzol, M. (2019) 'Deterministic and stochastic carbon footprint of intermodal ferry and truck freight transport across Scandinavian routes', *Journal of Cleaner Production*, 224, pp. 626–636. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.03.270.
- Shapiro, Sam S.; Wilk, M. B. (1965) 'An analysis of variance test for normality (complete samples)', in *Biometrika*, pp. 591–611.
- Tukey, J. W. (1977) 'Exploratory Data Analysis by John W. Tukey', *Biometrics*, p. 768. Available at: <http://www.jstor.org/stable/2529486>.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., and Weidema, B. (2016) 'The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21((9)), pp. 1218–1230. Available at: <https://ecoinvent.org/offerings/faqs/#1629117984453-fd08d97d-4512>.

Developing Framework of Life Cycle Assessment in Green superstructure Pavement

Manouchehr Shokri¹, Rose Mankaa², Marzia Traverso³

Abstract: The “secondary material consumption” can be considered as the main indicator for assessing the sustainability of a project about the volume of recycled materials utilized in the project as materials recovered from prior use or from waste that is substituted for primary materials. Accordingly, recognizing current concerns about climate and the environment, the road pavement industry can be regarded as the key factor in decreasing environmental impacts. Therefore, the possible effect of construction and its maintenance process should be evaluated, and the “Life Cycle Assessment (LCA)” of products, as an internationally recognized methodology, can be used for this purpose. In the road pavement industry use of steel slag as an alternative to natural aggregate, contribute to sustainable development. The main part of natural resources is used by the construction industry and this mainly leads to CO₂ emissions. Due to the importance of sustainability and resource preservation, construction activities should concern environmental performance as well. However; road pavements have technical and financial advantages, but their use is limited. In this paper comparative the comparative life cycle assessment was performed for 6 different roads with asphalt pavement. The LCA results obtained also showed that sustainability of road construction pavement may be improved by replacing a proportion aggregates using by-product as secondary aggregates.

1. Introduction

In order to attain sustainable roads, one of the most well-known methods is the replacement of natural aggregates with wastes and by-products. The benefits are the reduction of the extraction and production of raw materials; the decrease in energy consumption as well as noise and dust production. In addition, the deposit of wastes in landfills is prevented which results in landfills lifetime extension and emissions reduction [1]. Electric Arc Furnace (EAF) slag is a widespread solution. As asserted by World Steel Association (2018), around 168.4 million tons of crude steel were produced in Europe in 2017, 40% of which was from the EAF. Furthermore, around 130 kg of EAF slags are from a ton of steel; therefore, in that years in Europe 4 million tons of EAF slags were utilized for road construction [2].

On the other hand, Scrap tires are greatly increasing in the amount due to the transport industry's quick economic growth and development. Based on statistics provided about three billion tires are globally generated, with an anticipated growth rate of at least one billion each

^{1,2,3} Institute of Sustainability in Civil Engineering (INaB), Faculty of Civil Engineering RWTH Aachen University.

Email: Manouchehr.shokri@inab.rwth-aachen.de

year[3]. Crum Rubber (CR) is term of used for recycled rubber from automotive and truck scrap tires. North America, Europe, and Asia generate many scrap tires, including almost 90% of the global tire production. It is calculated that the worldwide tire demand growth is approximately 4.3% per year, and reached 2.9 billion units in 2017, while waste tire disposal in 2015 reached nearly one billion units[4]. In this course of events, recycling end-of-life tires is of a high priority since the accumulation of discarded tires yields major environmental risks. Even though a portion of end-of-life tires are recapped or ground for specific reuse, large quantities are merely deposited in rural areas or landfills. Eventually, after being dumped in landfills, this non-biodegradable rubber will float to the surface, and become a serious hazard to the environment if ignited. Moreover, tires become an issue of great concern when they become infested with mosquitoes[5]. Major markets across the world are experiencing a constant and progressive rise in the number of vehicles, indicating growth in Europe from 329 million in 2016 to 349 million in 2024. Approximately 3.5 million tons of waste tires are produced each year in Europe. Germany, France, Italy, Spain, and Poland are the greatest contributors to these waste tires. Waste tire disposal has been a significant environmental problem emerging from both economic and technical issues during previous years[6]. The waste tires can be used in the form of aggregate which one mixing with various bitumen in suitable size. This reduces the pollution occurred due to waste tyres as well as minimizes the use of natural aggregate, which help in reducing global warming as well as health problems[7].

This study focuses on global warming and energy consumption as two prominent environmental indicators to investigate the carbon footprint. The main object is the LCA of EAF and CR as a partial replacement of natural aggregates and bitumen to moderate the Green House Gas (GHG) emission of Hot Mix Asphalt (HMA) with different percentages of EAF steel slag and CR as a substitution for natural coarse aggregates and asphalt binder. It is assumed that the current research uses steel slag and rubber as waste materials from factories; therefore, only the environmental impacts of transportation and chopping process are considered. Three replacements of percentages are following: 0%, 50%, and 100% replacement by weight of natural aggregate by EAF steel slag and three modified asphalt binder CR: 0%, 4%, and 10% replacement by weight of asphalt binder is used. Electric Arc Furnace (EAF) a new hydraulic road binder and CR a mixed-type binder were the three parameters used for the comparative life cycle assessment. According to the results, using a high volume of alternative materials in road pavements can lead to CO₂-eq emissions reduction and environmental footprint improvement.

2. Material and methods

2.1. Goal and scope

To investigate the possibility of improving the environmental footprint of pavement construction, this study uses LCA to compare alternative solutions. The data were collected from industries in the region of Germany, but other sources of data were used where applicable. A better understanding of the impact of current road construction practices on the natural environment and the identification of possible alternatives for improved environmental impacts can help the construction sector toward sustainability. The goal of this comparative life cycle assessment is to evaluate the energy consumption and GHG emissions related to different approaches to the construction of a secondary asphalt road. The use of alternative construction materials is proposed in various

scenarios, to quantify the environmental benefits of using widely available industrial by-products instead of new materials. The alternative materials investigated were calcareous EAF and CR, a by-product material, which is currently being used as a constituent of wearing course in pavement production, and steel slag, a by-product of the steel-making process, is being used as aggregate.

Based on the ISO standards, the functional unit (FU) is defined as an equal amount of product functionality that is a reference unit to compare dissimilar systems. In this paper, the HMA mixture for road pavement consists of two independent carriageways involving two lanes in each direction, 15 m wide and 1 km long with a total depth of 27 cm of road pavement as an FU. Moreover, it is developed 'from cradle to grave' including all the processes that consider composite material production, construction, maintenance, and end of life.

2.2. System description and boundary

Simapro (v9.1) is employed to model the production of raw materials, asphalt mixing, construction, demolition, and transport. Material production consists of raw material, energy supply, and manufacturing steps. The construction step comprises laydown and compaction. Maintenance comprises transportation to landfills, milling, and repaving of wearing courses. Supposing an appropriate lifetime of 20 years for road pavements, the reconstruction and milling of the wearing course are deemed as half of the lifespan (10 years). The construction sites and transportation to production are considered. This includes the transportation of raw materials that is extracted to asphalt plants and the transportation of bituminous mixtures close to the pavement. Milling, transportation of discarded materials, and waste treatment are referred to in the End-of-life stages.

2.3. Life cycle Inventory

The preparation of binder, crumb rubber, and aggregates is included in this phase. The inventory is made by the ecoinvent database v3.6. A and the aggregates are modeled as gravels. Indeed, mass and energy flows of the entire life cycle of the assessed asphalt pavement are evaluated by LCI.

In the LCA study, the environmental impacts of HMA mixtures can be estimated by employing a large diversity of environmental metrics. This study focuses on energy indicators that seem the most extensive and typical metrics. The Cumulative Energy Demand (CED) technique is the first employed indicator, which estimates the direct and indirect energy consumption during the product's life cycle. The emissions of GHG in the atmosphere are the second most widespread environmental metric in the LCA of HMA pavements to assess the possible climate changes and global warming.

2.4. Life Cycle Impact Assessment

Among various indexes that the LCA technique calculates, the Global Warming Potential (GWP) is one of the most prominent item to find an overview of the environmental impact. Therefore, this study concentrates on GWP to evaluate the outcome of using waste tire rubber in HMA over its life cycle. The time frame is 20 years. Furthermore, weighing and normalization are implemented in each software tool. German electricity datasets are employed to assess electricity consumption. However, the result of the comparison will not change the difference in mentioned assumptions. Finally, to analyze the data and gain the results, the Simapro software with the

CML technique is used. The outcomes of CED and greenhouse gas GHG emissions for the reference and rubberized scenarios are presented in this section. According to Table 1 and Fig 2, the total CED and GHG emissions of the three scenarios seem to be similar.

The production of crumb rubber and the disposal of by-products of tires are included in the processing of waste tires. So, the reference scenario of HMA has still higher emissions in the processing of CR than the three HMA rubberized scenarios. This can be clarified by the employment of waste tires to prevent the consumption of crude oil and heat production. Generally, according to Table 1, the rubberized HMA production and the pavement related processes exploit the rubberized scenarios that cause CED and GHG emissions decreases.

Table 1: GWP and Embodied energy in CR case of study projects

Scenarios	CO2 Emission CO2e kg/t	Energy Consumption (TJ)
<i>HMA Control sample</i>	88.2	5.24
<i>HMA+4% TRP</i>	86.1	5.05
<i>HMA+10% TRP</i>	83.1	4.79

Figure 1. shows the base HMA with 88.2 Ton KgCO₂eq emission has a higher rank compared to the rubberized scenarios between 86.1 and 83.1 Ton KgCO₂eq, respectively. This is due to the higher generation of GWP in the production of base HMA compared to the production of the rubberized binder.

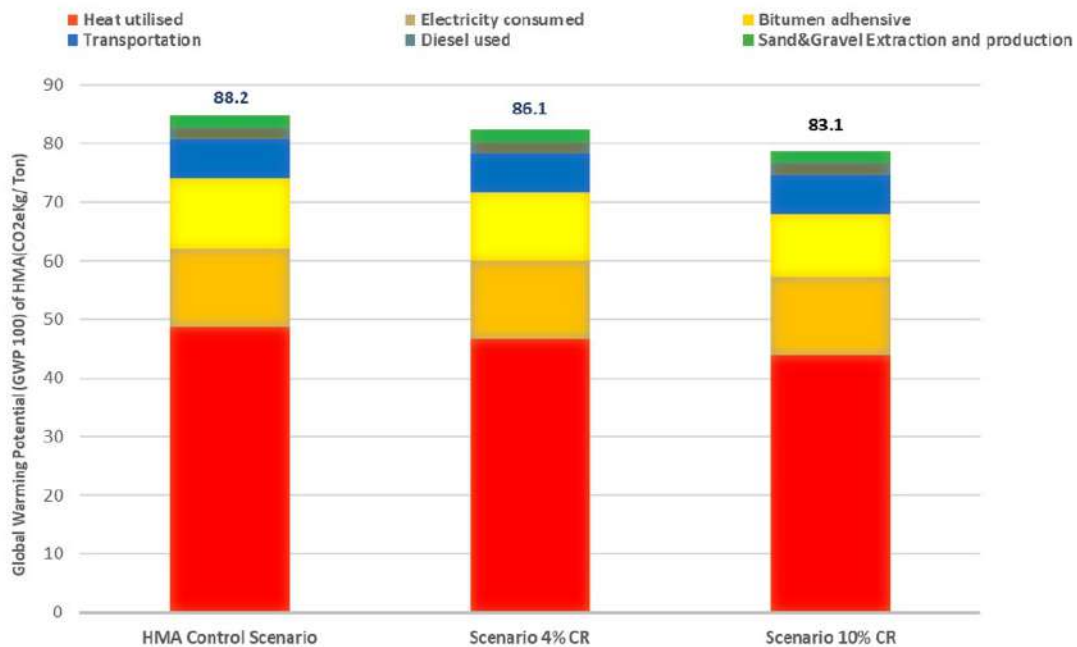


Fig 1: The results of GWP for different HMA rubberized asphalt scenarios

As it is shown in Figure 2, the energy consumption of following scenarios are resembling, accordingly, among all the most unfavorable one is HMA Control scenario with 5.24 TJ amount; the scenario 4% CR is the second worst case, and scenario of 10% CR with 4.79TJ consumption is the foremost alternative.

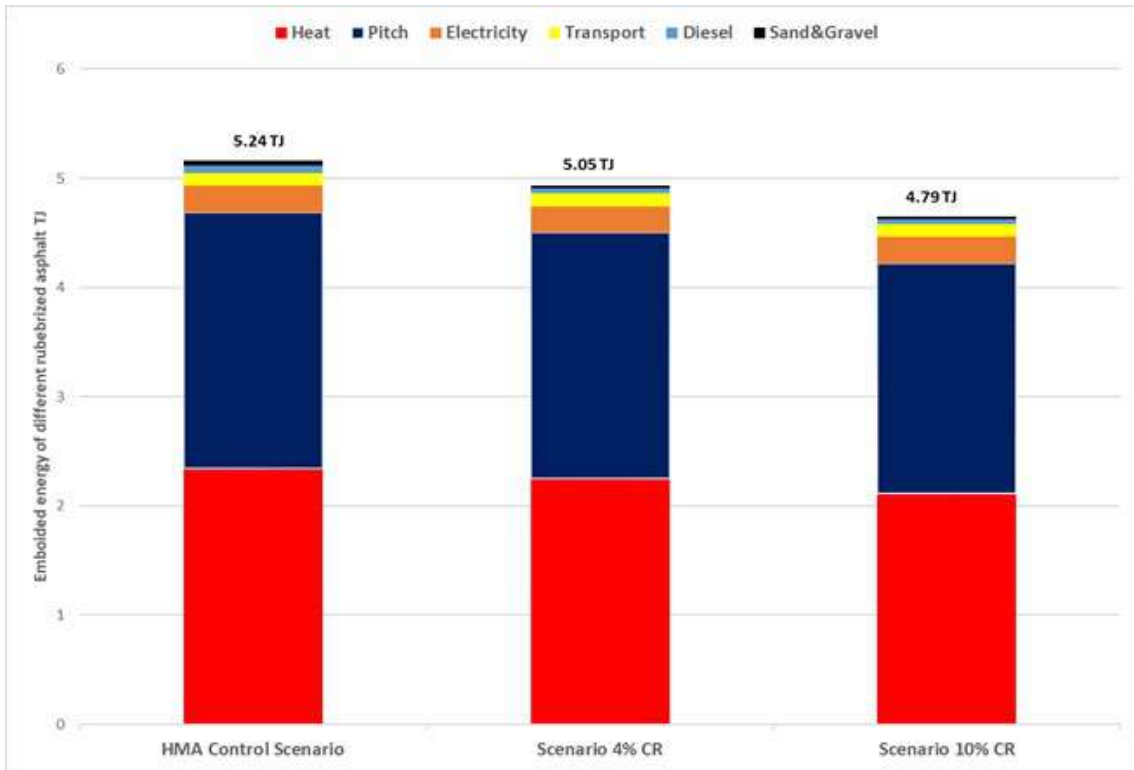


Fig 2: The results of CED for different HMA rubberized asphalt scenarios

As stated by Table 2, the rubberized HMA production and the pavement related processes influence the EAF slag scenarios and decrease CED and GHG emissions. As a result, HMA Control sample with 5.16 TJ amount has the worst energy consumption and HMA+100% EAF with 72.12 CO2 Emission is the best one.

Table 2: GWP and Embodied energy in steel slag case of study projects

Scenarios	CO2 Emission CO2e kg/t	Energy Consumption (TJ)
HMA Control sample	84.72	5.16
HMA+50% EAF	78	4.86
HMA+100% EAF	72.12	4.61

Figure 3. shows the calculated results of the first considered indicator GWP. The results are based on the different HMA production scenarios for 20 years. The estimated GWP indicator for the three supposed HMA mixture scenarios are 84.72, 78, and 72.12 Ton CO2ekg respectively, where the maximum value is calculated for the conventional HMA and the most sustainable solution is the HMA with 100% steel slag and 72.12 Ton CO2ekg.

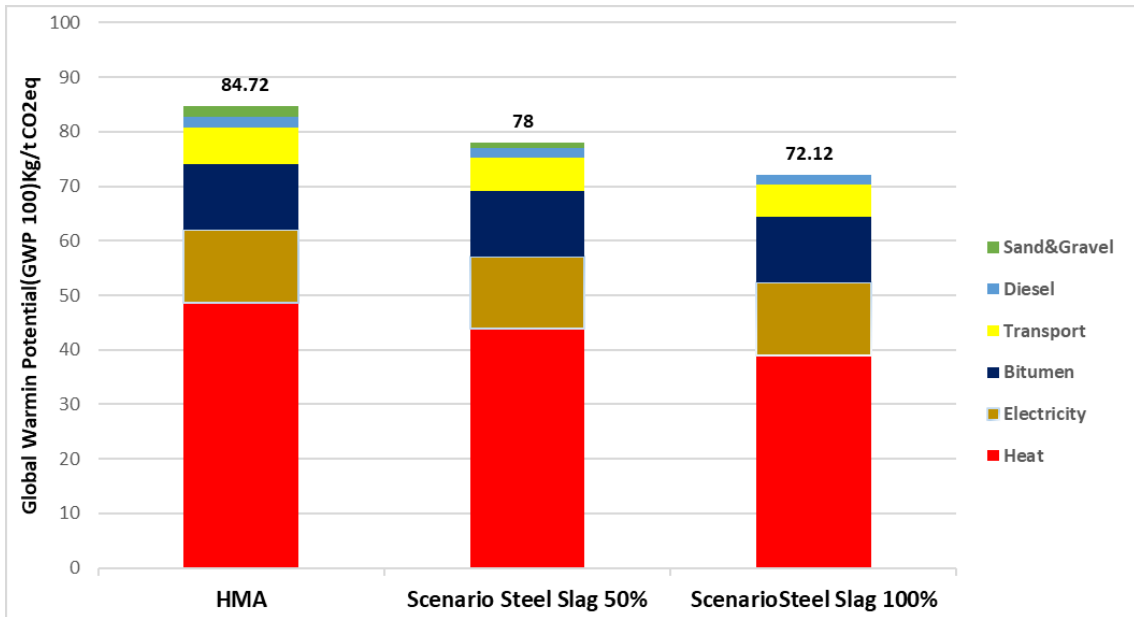


Fig 3: The results of GWP for different HMA with contain steel slag

As is presented in Figure 4, the results of CED for different HMA with Steel Slag containment illustrate almost an analogous movement in energy consumption. Hence, HMA scenario with 5.16 TJ is the least favorable choice, and scenario of 100% steel slag with 4.61 energy consumption degree is the best alternative.

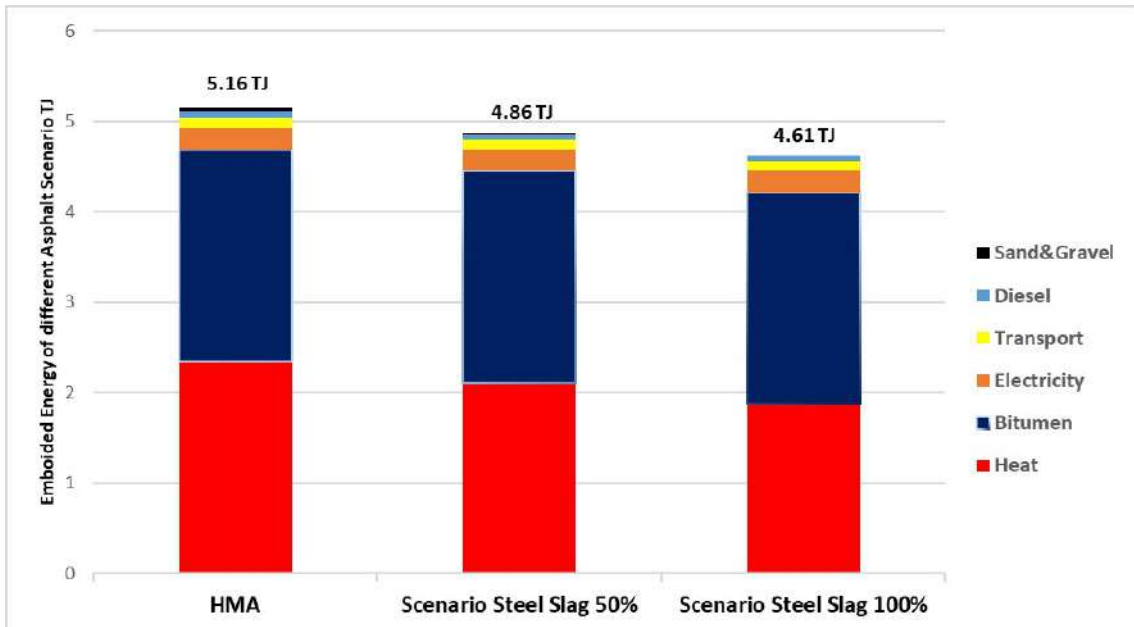


Fig 4: The results of CED for different HMA with contain steel slag

3. Result and discussion

Six different contents of the rubberized binders and HMA mixed with steel slag were studied with the LCA method to assess two key environmental indicators including Cumulative Energy Demand (CED) and Global Warming Potential (GWP). All scenarios with crumb rubber and steel slag positively impact the life cycle environmental profile of the rubberized and steel slag HMAs compared to the standard HMA. The rubberized HMA with 10% CR was the most significant content that reduced the environmental impacts with 5.78 % and 8.58 % compared to standard HMA, deeming the GWP and CED indicators, respectively. On the other hand, the results show that using 100% of steel slag as secondary material, reduces energy consumption and GWP much more remarkably than in others scenarios.

4. Conclusion

This study evaluated the potential of employing a layer of HMA asphalt as a by-product material in road pavement substructure. Two other different designs, the original HMA, and alternative ballast and rubberized scenarios, were added to compare environmental impacts occurring through the total life cycle of road substructures. Regarding the results gained by the LCA approach for service lives of 20 years, the substructure with the recycled and waste material CR and EAF steel slag aggregate, asphalt binder was often the best solution in terms of environmental impacts. This scenario showed important potential for reduction in CO₂ emissions and energy consumption compared to the HMA as control sample.

5. Bibliografia

- [1] M. L. Pattanaik, R. Choudhary, B. Kumar, and A. Kumar, "Mechanical properties of open graded friction course mixtures with different contents of electric arc furnace steel slag as an alternative aggregate from steel industries," *Road Mater. Pavement Des.*, vol. 22, no. 2, pp. 268–292, 2021, doi: 10.1080/14680629.2019.1620120.
- [2] E. K. Anastasiou, A. Liapis, and I. Papayianni, "Comparative life cycle assessment of concrete road pavements using industrial by-products as alternative materials," *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 101, pp. 1–8, 2015, doi: 10.1016/j.resconrec.2015.05.009.
- [3] M. Alas, S. I. A. Ali, Y. Abdulhadi, and S. I. Abba, "Experimental Evaluation and Modeling of Polymer Nanocomposite Modified Asphalt Binder Using ANN and ANFIS," *J. Mater. Civ. Eng.*, vol. 32, no. 10, p. 04020305, 2020, doi: 10.1061/(asce)mt.1943-5533.0003404.
- [4] Y. Mu *et al.*, "Investigation on high temperature rheological behaviors and fatigue performance of trans-polyoctenamer-activated crumb rubber modified asphalt binder," *Coatings*, vol. 10, no. 8, 2020, doi: 10.3390/COATINGS10080771.
- [5] B. Zhang, H. Chen, H. Zhang, Y. Wu, D. Kuang, and F. Guo, "Laboratory investigation of aging resistance for rubberized bitumen modified by using microwave activation crumb rubber and different modifiers," *Materials (Basel)*, vol. 13, no. 19, 2020, doi: 10.3390/MA13194230.
- [6] S. A. Alfayez, A. R. Suleiman, and M. L. Nehdi, "Recycling tire rubber in asphalt pavements: State of the art," *Sustain.*, vol. 12, no. 21, pp. 1–15, 2020, doi: 10.3390/su12219076.
- [7] F. Moreno, M. C. Rubio, and M. J. Martinez-Echevarria, "Use of crumb rubber in flexible pavements," no. February, pp. 1–8, 2018, doi: 10.15680/IJIRSET.2018.0704009.

Le EPD come strumento di eco-progettazione per gli edifici in legno

Giulia Zarroli¹, Morena Bruno¹, Nadia Marchettini¹, Elena Neri¹, Nicoletta Patrizi¹, Federico Maria Pulselli¹, Simone Bastianoni¹

Abstract: Il settore delle costruzioni è responsabile del 37% delle emissioni di CO₂eq dovute all'uso di energia a livello mondiale. Esso rappresenta pertanto un settore chiave verso cui indirizzare gli sforzi di decarbonizzazione messi in atto dalla Commissione Europea al fine di perseguire l'obiettivo di neutralità climatica entro il 2050. In tale contesto, l'utilizzo del legno come materiale da costruzione ha un ruolo decisivo grazie alla capacità delle foreste da cui è prodotto di assorbire CO₂ e agli edifici di stoccarla durante il loro ciclo di vita. Promuovere la diffusione delle costruzioni in legno in Europa è lo scopo finale del progetto H2020 "Build-in-Wood". In questo ambito, sono state raccolte le pubblicazioni certificate nelle differenti piattaforme, per sviluppare una banca dati sull'impatto ambientale medio per i materiali da costruzione in legno. La banca dati verrà utilizzata a supporto dei professionisti per effettuare scelte di eco-progettazione.

1. Introduzione

L'ultimo rapporto pubblicato dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2021) descrive un quadro allarmante a causa degli effetti del cambiamento climatico sulla salute del pianeta. L'obiettivo stabilito dall'Accordo di Parigi di limitare l'aumento della temperatura globale a 1,5° C rispetto ai livelli preindustriali sembra tuttavia difficilmente raggiungibile al momento e la temperatura globale continua ad aumentare (IPCC, 2021). Sono necessarie, pertanto, urgenti e tempestive azioni di mitigazione, che l'Europa si prefigge di affrontare mediante azioni come l'*European Green Deal* (2019). Tramite questo ambizioso piano, l'Europa disegna una strategia di transizione ecologica che ha lo scopo di raggiungere la neutralità climatica entro il 2050 e ridurre le emissioni di gas a effetto serra del 55% rispetto allo scenario del 1990 entro il 2030 (CE, 2019). La transizione ecologica diviene quindi la base del nuovo modello di sviluppo europeo e quindi anche italiano. A livello nazionale, le misure atte a implementare un modello economico sostenibile sono elaborate nel Piano Nazionale di Resilienza e Resistenza (PNRR, 2021), focalizzato sui temi della transizione verde, trasformazione digitale e crescita sostenibile.

In tale contesto, l'edilizia rappresenta un settore fondamentale verso cui indirizzare gli obiettivi di transizione verde e riduzione delle emissioni inquinanti. Esso è infatti responsabile del 36% della domanda globale di energia e del 37% delle emissioni di CO₂eq legate alla domanda di energia nel 2020. Il 10% di tali emissioni è legato alla produzione dei materiali da costruzione (UNEP, 2021). La decarbonizzazione del settore, quindi, potrebbe iniziare proprio da una grad-

¹ Ecodynamics Group, Università degli Studi di Siena
Email: elena.neri@unisi.it

uale sostituzione dei materiali tradizionalmente utilizzati (ad esempio, cemento e acciaio) con materiali innovativi. Tra questi, il legno rappresenta una valida alternativa (Winchester & Reilly, 2020; Yang et al., 2021). I prodotti in legno sono una risorsa rinnovabile in quanto derivano dalle foreste che assorbono CO₂ dall'atmosfera durante il periodo di crescita, circa 1 t per m³ di legno (Woodard e Milner, 2016). Inoltre, una volta impiegato per scopi edili, il legno continua a stoccare la CO₂ durante il ciclo di vita dell'edificio impedendone così il rilascio in atmosfera (che si avrebbe ad esempio se utilizzato per scopi energetici). Ciò vale se la foresta è gestita in maniera sostenibile, ovvero se si garantisce che l'estrazione del legno sia bilanciata con la ripiantumazione di un nuovo *pool* di alberi, senza causare danni all'ecosistema. Inoltre, quando l'edificio raggiunge la fase di fine vita, gli elementi in legno hanno un grande potenziale di riutilizzo e/o riciclo (Woodard e Milner, 2016).

In aggiunta a ciò, il settore delle costruzioni assumerà una rilevanza ancora maggiore a causa del *trend* in crescita della popolazione, stimata a 9,7 miliardi entro il 2050 (World Bank, 2019), e quindi di una maggiore domanda di abitazioni. Una soluzione efficace può essere rappresentata dall'impiego del legno ingegnerizzato, come ad esempio il legno lamellare (glulam) e il legno a strati incrociati (CLT), che, grazie alle sue caratteristiche meccaniche e di leggerezza, consente di edificare costruzioni multipiano. Gli elementi in legno ingegnerizzato sono prefabbricati e realizzati in azienda con una precisione millimetrica. Ciò consente di ridurre sia tempi sia i costi di costruzione e installazione (Ramage et al., 2017). Tuttavia, gli edifici in legno lamellare sono poco diffusi in Europa. Il progetto europeo Horizon 2020 "Build-in-Wood" (2019-2023) ha come scopo principale quello di promuovere l'utilizzo del legno come materiale da costruzione, rendendolo una scelta naturale per la realizzazione di edifici modulari a più piani. Il progetto affronta questa sfida attraverso lo sviluppo e la sperimentazione in città pilota di innovativi sistemi strutturali ed elementi di facciata in legno adatti sia per le nuove costruzioni che per le ristrutturazioni, oltre a garantire una facile disinstallazione per favorire un nuovo utilizzo. L'obiettivo è quello di gettare le basi per progetti di costruzione su larga scala utilizzando le soluzioni sviluppate all'interno di "Build-in-Wood".

Nell'ambito di tale progetto, si prevede la creazione di una banca dati in cui siano mappate tutte le informazioni riguardanti i materiali e i sistemi di costruzione sviluppati, dalle caratteristiche tecniche ed economiche, sino alle informazioni relative all'impatto ambientale (www.build-in-wood.eu). In particolare, la presenza dei dati relativi agli impatti ambientali dei materiali permetterà un'agevole integrazione dell'*early stage Life Cycle Assessment* (LCA) dell'edificio sin dalla fase di progettazione. Ai professionisti verrà così fornito un quadro decisionale che li supporti nella scelta di materiali più sostenibili e, conseguentemente, verso aziende caratterizzate da processi produttivi meno impattanti. Ciò è coerente con gli obiettivi del PNRR di digitalizzazione, innovazione e competitività del sistema produttivo.

Lo scopo di tale lavoro è stato la ricerca di Dichiarazioni Ambientali di Prodotto (o *Environmental Product Declaration* – EPD) pubblicate nelle diverse piattaforme, al fine di raccogliere informazioni riguardanti gli impatti ambientali dei materiali in legno per l'edilizia e costruire una banca dati utilizzabile ai fini del progetto.

2. Materiali e Metodi

I valori di impatto ambientale per i componenti da costruzione in legno considerati sono stati estratti dai documenti EPD, ovvero le Dichiarazioni Ambientali di Prodotto di tipo III (ISO 14025:2006). L'EPD è documento verificato da un ente terzo e registrato in modo indipendente,

realizzato su base volontaria, e finalizzato a comunicare informazioni trasparenti e confrontabili in relazione agli impatti ambientali del ciclo di vita di un prodotto e/o servizio. Gli impatti ambientali dichiarati nelle EPD vengono determinati attraverso lo svolgimento di uno studio LCA, in accordo agli standard di riferimento ISO 14040-44:2006 e alle *Product Category Rules* (PCR), ovvero linee guida per la realizzazione dello studio LCA valide per una o più categorie di prodotti. La rispondenza a standard internazionali e a norme di calcolo riconosciute e armonizzate conferisce alle EPD obiettività e comparabilità. Inoltre, le informazioni riportate sono credibili e accurate in quanto costantemente aggiornate tramite procedure di *follow-up* e verificate da un ente di parte terza. Tali caratteristiche hanno veicolato la scelta delle fonti dei dati usati per l'elaborazione del *database* verso le EPD. A ciò si aggiunge anche la qualità dei dati utilizzati nello studio LCA, che, per la fase di manifattura dei materiali, sono generalmente primari e forniti direttamente dalle aziende produttrici e proprietarie delle EPD.

Le EPD vengono create e registrate nel quadro di un programma (*Programme Operator*). Ai fini del presente lavoro, la raccolta delle EPD è avvenuta tramite una ricerca sistematica sulle piattaforme *web* dei cinque *Programme Operator* (PO) più diffusi in Europa, di carattere sia internazionale che nazionale:

1. International EPD® System – IES (Svezia)
2. Institut Bauen und Umwelt – IBU (Germania)
3. EPD Norge (Norvegia)
4. EPD Danmark (Danimarca)
5. EPDIItaly (Italia)

La scelta dei PO è stata dettata dalle seguenti motivazioni: i primi due rientrano tra i principali PO dell'associazione ECO Platform (2022); le costruzioni in legno sono maggiormente diffuse nei paesi scandinavi e, conseguentemente, c'è un maggior numero di EPD relative a componenti in legno in PO come EPD Norge ed EPD Danmark; EPDIItaly è il PO specifico per l'Italia.

La ricerca delle EPD si è sviluppata secondo i seguenti steps:

- Sono state individuate le EPD relative al settore delle costruzioni, ovvero conformi alla norma EN 15804 *Sostenibilità delle costruzioni – Dichiarazioni ambientali di prodotto – Regole quadro di sviluppo per categoria di prodotto*, sia nella sua prima versione (EN 15804:2012+A1) che nella seconda (EN 15804:2019+A2).
- Tra le EPD del settore costruzioni presenti nei *database* dei PO considerati, sono state individuate quelle riferite agli elementi in legno, conformi alla EN 16485. Tale selezione è stata effettuata digitando parole chiave generiche, come ad esempio “wood” e “timber”, nonché quelle più specifiche riferite a determinati componenti in legno (ad esempio, “cross laminated timber”, “glulam”, “laminated veneer lumber”).

La ricerca delle EPD è stata svolta nel periodo temporale compreso tra maggio 2020 e marzo 2022. Terminata la raccolta delle EPD, a ciascun documento è stato assegnato un numero di riferimento. Le informazioni tratte dalle EPD sono state successivamente inserite in un foglio di calcolo Excel. Tale *file* costituirà la base di partenza per il calcolo dei valori di impatto medi che andranno a costituire la banca dati “Build-in-Wood”.

Il foglio Excel è così strutturato:

- Numero di riferimento assegnato all'EPD
- Informazioni relative alla EPD (nome del produttore, nome del prodotto, anno di pubblicazione, codice identificativo) e URL di collegamento

- Ambito geografico definito nello *scope* dello studio LCA (es. Europa)
- Tipologia di materiale (es. *cross laminated timber*)
- Unità funzionale di riferimento (es. 1 m³)
- Confini del sistema: *cradle-to-gate*. Nel *database* sono stati riportati gli impatti relativi alle sole fasi di estrazione della materia prima, trasporto presso l'impianto di produzione e produzione del materiale, quantificati all'interno dei moduli A1-A3. Lo scopo del *database* è infatti raccogliere dati utili al calcolo di impatti medi per la produzione di materiali da costruzione in legno, che serviranno a veicolare le scelte di eco-progettazione. Gli impatti legati alle fasi successive, ovvero trasporto e montaggio presso il cantiere, uso, smontaggio e fine vita, sono determinati a partire da assunzioni e elaborazioni di scenari che possono variare molto tra i differenti studi. Essi risultano pertanto caratterizzati da una minore confrontabilità tra le varie EPD. Per tali ragioni, gli impatti relativi ai moduli A4-A5, B1-B7, C1-C4 e D sono stati ritenuti non utili ai fini del presente lavoro ed esclusi dai confini del sistema.

A questo punto, per ciascun modulo rientrante nei confini del sistema (A1-A3), sono stati registrati i valori degli impatti associati ai prodotti nei seguenti indicatori presenti nelle EPD e caratterizzati da maggiore affidabilità e robustezza (ILCD Handbook, 2010): potenziale di riscaldamento globale (GWP₁₀₀), potenziale di acidificazione (AP), potenziale di esaurimento dello strato di ozono (ODP) e potenziale di eutrofizzazione (EP).

Si è proceduto dunque al calcolo degli impatti medi riferiti alla sola fase di produzione dei componenti edilizi di interesse per il progetto "Build-in-Wood": *glue laminated timber* (glulam), *cross-laminated timber* (CLT), *wood fibreboard*, *structural timber (softwood)*, *particleboard*, *laminated veneer lumber* (LVL), *plywood*, *oriented strand board* (OSB) e *timber cladding*.

Nel calcolo del GWP medio è stato escluso l'*uptake* di CO₂ eq biogenica assorbita durante la fase di crescita degli alberi e dunque stoccata all'interno del materiale legnoso, in accordo alla EN 15804.

3. Risultati e discussione

In totale sono state raccolte 44 EPD, di cui la maggior parte (40 EPD) è conforme alla norma EN 15804:2012, mentre solo una minima parte è stata redatta secondo la nuova versione della norma (4 EPD).

In Tabella 1 è riportato il numero di EPD totali individuate in base alla tipologia di materiale da costruzione e al *Programme Operator* di appartenenza. Si nota come la maggior parte delle EPD sia riferita a elementi con funzione strutturale, ovvero glulam (25%) e CLT (16%), e a pannelli di rivestimento (20%). Per quanto riguarda il numero di EPD in relazione al PO, si evince come IES, EPD Norge e IBU abbiano una maggiore disponibilità di EPD di prodotti in legno (rispettivamente 36%, 30% e 23%).

Tabella 1: Numero di EPD individuate per componente in base ai Programme Operator

Materiale	EPD per PO (n.)					EPD TOT. per componente (n.)
	IES	IBU	EPD-Norge	EPD Italy	EPD Danmark	
Glulam	3	2	5	-	1	11
CLT	2	3	1	-	1	7
Wood fibreboard	3	1	-	-	-	4
Structural timber - Softwood	1	1	-	-	-	2
Particleboard	2	-	-	-	-	2
LVL	1	1	-	-	-	2
Timber Battens	1	-	-	-	1	2
Plywood	-	-	-	2	-	2
OSB	1	2	-	-	-	3
Timber cladding	2	-	7	-	-	9
EPD TOT per PO (n.)	16	10	13	2	3	44

In Figura 1 è mostrato l'ambito geografico di riferimento delle EPD. Per l'elaborazione di tale grafico, sono state escluse le EPD appartenenti al PO IBU in quanto non vi è un chiaro riferimento allo scopo geografico considerato nello studio LCA. Dalla figura si può notare come, per la maggior parte delle EPD (27%), la rappresentatività geografica sia circoscritta ai paesi scandinavi, dove le costruzioni in legno sono maggiormente diffuse.

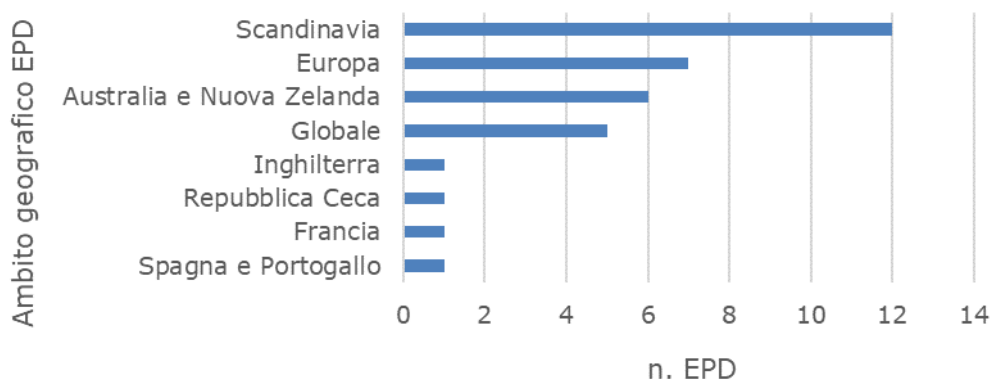


Figura 1: Suddivisione delle EPD in base all'ambito geografico di riferimento dello studio LCA

Si riportano infine i valori di impatto medio calcolati per i materiali oggetto di studio nelle quattro categorie prescelte (Tabella 2). Tali valori rappresentano potenziali di impatto medi e indicativi per i componenti oggetto del presente lavoro, in quanto derivano da dati estratti da EPD di produttori differenti e redatte nell'ambito di cinque distinti Programme Operator. Ciò apporta dei limiti alla confrontabilità dei valori di impatto in quanto essi sono il risultato di studi

LCA che seguono regole, requisiti e assunzioni conformi a PCR diverse. Oltre a questo, i dati di inventario fanno riferimento a processi produttivi, tipologie di approvvigionamenti energetici e trattamenti superficiali differenti che possono determinare significative variazioni degli impatti. Ad esempio, analizzando gli elementi glulam e CLT, il range di variabilità degli impatti rispetto al valore medio (considerando tutte le categorie analizzate) va da un minimo di -100% a un massimo di +302%.

Tabella 2: Valori di impatto medi calcolati per i materiali considerati (moduli A1-A3)

Materiale	Unità	GWP (kg CO2 eq)	AP (kg SO2 eq)	ODP (kg CFC11 eq)	EP (kg PO43- eq)	Note
Glulam	1 m ³	165,0	7,5E-01	6,4E-06	1,6E-01	Valore medio per varie dimensioni
CLT	1 m ³	157,0	7,0E-01	8,8E-06	1,8E-01	Range spessori: 27 ÷ 500 mm
Wood fibreboard	1 m ²	10,2	3,2E-02	4,7E-04	6,6E-03	Range spessori: 16 ÷ 25 mm
Structural timber - Softwood	1 m ³	176,5	1,1E+00	2,3E-10	2,5E-01	Valore medio per varie dimensioni
Particleboard	1 m ²	6,4	4,8E-02	6,7E-04	1,1E-02	Range spessori: 12 ÷ 25 mm
<i>LVL</i>	1 m ³	523,5	1,2E+00	1,8E-05	2,7E-01	Range spessori: 90 ÷ 350 mm
<i>Timber Battens</i>	1 m ³	33,7	2,4E-01	8,0E-06	3,1E-02	Valore medio per varie dimensioni
<i>Plywood</i>	1 m ²	20,1	1,1E-01	2,0E-06	4,2E-02	Range spessori: 9 ÷ 16 mm
<i>OSB</i>	1 m ³	216,8	7,4E-01	4,9E-11	1,4E-01	Range spessori: 6 ÷ 40 mm
<i>Timber cladding</i>	1 m ²	4,5	2,4E-02	8,5E-07	5,7E-03	Range spessori: 19 ÷ 21 mm

4. Conclusioni

Il presente lavoro di *review* dei documenti EPD pubblicati nelle diverse piattaforme ha permesso di mappare le informazioni ambientali relative ai materiali da costruzione in legno considerati nel progetto "Build-in-Wood". Tali dati sono stati utilizzati per il calcolo di valori di impatto medi associati agli elementi analizzati negli indicatori GWP, AP, ODP ed EP. Nello specifico, sono state considerate le fasi di produzione A1-A3 ed è stato escluso l'*uptake* di CO₂eq biogenica per quanto riguarda il calcolo del GWP medio. I risultati hanno evidenziato che, in relazione ai PO considerati, il maggior numero di EPD per prodotti da costruzione in legno è registrato e pubbli-

cato all'interno dell'International EPD® System, seguito da EPD Norge e IBU. La maggior parte delle EPD fa riferimento a elementi strutturali, come Glulam e CLT, e a pannelli di rivestimento. Per quanto riguarda l'ambito geografico, le principali aree di rappresentatività considerate negli studi LCA sono i Paesi Scandinavi, dove le costruzioni in legno sono maggiormente diffuse, seguiti da Europa e Australia e Nuova Zelanda. I valori di impatto raccolti dalle EPD mostrano un ampio range di variabilità rispetto al valore medio calcolato. Ciò è legato al fatto che le EPD seguono programmi differenti e, conseguentemente, requisiti e assunzioni conformi a PCR diverse. In aggiunta a questo, i dati di inventario sono riferiti a differenti processi produttivi, fonti di approvvigionamento energetico e tipologia di trattamenti superficiali applicati al prodotto che determinano variazioni significative degli impatti. Considerata l'entità di tali variazioni, saranno inseriti all'interno del *database* dei suggerimenti. Nello specifico, se i valori riportati nel *database* vengono utilizzati con lo scopo di ottenere un'informazione generale della sostenibilità dell'edificio, allora sarà suggerito di utilizzare il valore medio calcolato. Per analisi più approfondite, invece, saranno fornite come informazioni aggiuntive le caratteristiche che determinano i valori di impatto più o meno elevati del materiale. Ciò consente di selezionare, sulla base delle caratteristiche indicate, il valore di impatto inferiore, intermedio o superiore del range di variabilità. Tali dati saranno resi disponibili ai professionisti al fine di integrare la valutazione di impatto ambientale dell'edificio (*early stage* LCA) nella fase di progettazione e orientare così il *design* verso la valorizzazione di elementi con un minor impatto ambientale. Guardando alla *supply-chain* dei materiali, ciò favorisce e incentiva le aziende attente alla sostenibilità e impegnate in un costante miglioramento ambientale dei propri processi produttivi. Tra gli sviluppi futuri, è previsto un aggiornamento costante del *database* per le nuove EPD che saranno pubblicate nelle piattaforme investigate e un ampliamento ad altri *Programme Operator*.

5. Bibliografia e sitografia

- Commissione Europea, 2019. Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Il Green Deal europeo. COM (2019). 640 final.
- European Commission - Joint Research Centre, 2011. Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg.
- Product Category Rules (PCR) 2019:14 Construction Products. Version 1.11
- Ramage, M. H., Burrige, H., Busse-Wicher, M., Fereday, G., Reynolds, T., Shah, D. U., Wu, G., Yu, L., Fleming, P., Densley-Tingley, D., Allwood, J., Dupree, P., Linden, P. F., & Scherman, O. (2017). The wood from the trees: The use of timber in construction. In Renewable and Sustainable Energy Reviews (Vol. 68, pp. 333–359). Elsevier Ltd.
- UNI EN ISO 14025:2010. Etichette e dichiarazioni ambientali - Dichiarazioni ambientali di Tipo III - Principi e procedure.
- UNI EN ISO 14040:2006. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento.
- UNI EN ISO 14044:2006. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida.

- UNI EN 15804:2012. Sostenibilità delle costruzioni - Dichiarazioni ambientali di prodotto - Regole quadro di sviluppo per categoria di prodotto
- UNI EN 15804:2019. Sostenibilità delle costruzioni - Dichiarazioni ambientali di prodotto - Regole quadro di sviluppo per categoria di prodotto
- UNI EN 16485:2014. Legno tondo e segati - Dichiarazioni Ambientali di Prodotto - Regole per categoria di prodotto per il legno e i prodotti a base di legno per l'impiego nelle costruzioni
- United Nations Environment Programme, 2021. 2021 Global Status Report for Buildings and Construction: Towards a Zero-emission, Efficient and Resilient Buildings and Construction Sector. Nairobi
- Winchester, N., & Reilly, J. M. (2020). The economic and emissions benefits of engineered wood products in a low-carbon future. *Energy Economics*, 85.
- Woodard, A. C., & Milner, H. R. (2016). Sustainability of timber and wood in construction. In *Sustainability of Construction Materials* (pp. 129–157). Elsevier.
- Yang, X., Zhang, S., & Wang, K. (2021). Quantitative study of life cycle carbon emissions from 7 timber buildings in China. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(9), 1721–1734.
- Build-in-Wood project, 2022. <<https://www.build-in-wood.eu/>>.
- Eco Platform, 2022. <<https://www.eco-platform.org/home.html>>.
- EPD-Norge, 2022. <https://www.epd-norge.no/?lang=no_NO>.
- EPD Danmark, 2022. <<https://www.epddanmark.dk/>>.
- EPDItaly, 2022. <<https://www.epditaly.it/>>.
- IBU – Institut Bauen und Umwelt, 2022. <<https://ibu-epd.com/>>.
- International EPD® System, 2022. <<https://www.environdec.com/home>>.
- IPCC, 2022. Sixth Assessment Report, viewed 10 Mar 2022, <<https://www.ipcc.ch/>>.
- Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza, 2021. <<https://italiadomani.gov.it/it/home.html>>

Impianti energetici in edifici nZEBs: uno studio di LCA

Alberto Brunetti¹, Sonia Longo¹, Maurizio Cellura¹, Simona Rosaria La Mantia¹,
Roberta Rincione¹, Francesco Guarino¹

Abstract: Il presente lavoro descrive l'applicazione della LCA per stimare gli impatti energetici e il global warming potential (GWP) associati a due configurazioni di un edificio nZEB ad uso ufficio che differiscono per la presenza di un sistema di accumulo di energia elettrica. I risultati mostrano che l'impiego del sistema di accumulo consente di ridurre sia l'energia primaria del 2% sia il GWP di circa il 4%. Tuttavia, i vantaggi ambientali che si ottengono sono di ridotta entità a causa della limitata riduzione dell'import conseguibile con il sistema di accumulo (-15%) e della contemporaneità tra generazione e consumo per la maggior parte delle ore di utilizzo dell'edificio. Pertanto, si evidenzia che la convenienza dell'impiego di sistemi di accumulo in edifici in cui vi è un elevato load matching tra generazione e consumo, va valutata non solo dal punto di vista ambientale ma anche economico, estendendo inoltre l'analisi ad altri indicatori ambientali.

1. Introduzione

La diffusione di Nearly Zero Energy Buildings (NZEBs) garantisce una marcata riduzione dell'energia consumata durante la fase d'uso degli edifici e una crescita della generazione di energia da fonti rinnovabili.

Considerando l'aleatorietà delle fonti rinnovabili e il mismatch spesso esistente tra generazione e uso di energia negli edifici, l'impiego di sistemi di accumulo può consentire di aumentare la percentuale di domanda elettrica coperta dalla generazione di elettricità in sito e quindi di ridurre gli import energetici.

Tali sistemi però possono causare un aumento dell'energia primaria e degli impatti ambientali incorporati negli edifici. Ciò comporta la necessità di estendere l'analisi energetica dell'edificio includendo una prospettiva di ciclo di vita, tramite l'utilizzo della metodologia Life Cycle Assessment (LCA).

In questo contesto, lo studio presenta un'applicazione della LCA per valutare l'energia primaria (EP) e il contributo potenziale alla categoria d'impatto Global Warming di due configurazioni di edificio nZEB ad uso ufficio che differiscono per la presenza, nella configurazione 1, di un sistema di accumulo di energia elettrica.

Lo studio è stato sviluppato nell'ambito della ricerca "Analisi degli impatti energetici e delle emissioni di gas climalteranti di tecnologie e componenti per l'efficienza energetica di un edificio ZEB ad uso terziario in un'ottica di ciclo di vita", Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico – ENEA, Piano Triennale di Ricerca 2019-2021.

¹ Università degli Studi di Palermo – Dipartimento di Ingegneria,
Viale delle Scienze Ed.9, 90128 Palermo
Email: alberto.brunetti@unipa.it

2. L'edificio caso studio

L'edificio oggetto di analisi è situato in Italia, a Roma (Zona climatica D, Gradi Giorno: 1415). L'edificio consta di due elevazioni: piano terra e primo piano (altezza utile di ciascun piano: 3,40 m; superficie netta di ciascun piano: 546,24 m²), con una superficie netta complessiva di 1092,48 m². Il piano terra comprende l'androne di ingresso, il corridoio, otto uffici, due bagni e un vano scale. Il primo piano ospita sei uffici, due bagni, un corridoio, una sala pranzo e una sala server.

L'edificio è stato esaminato considerando due differenti configurazioni che differiscono per la presenza (configurazione 1) di un sistema di accumulo di energia elettrica. La stratigrafia dell'edificio è stata progettata in modo tale che i valori di trasmittanza termica delle pareti perimetrali verticali, del tetto, del pavimento controterra, del pavimento di interpiano e degli infissi (U_{edificio}) fossero inferiori ai limiti normativi imposti per i valori di trasmittanza termica (U_{rif}) relativi all'edificio di riferimento (Tabella 1) (Ministero dello Sviluppo Economico, 2015).

Tabella 1: Valori di trasmittanza termica dell'involucro edilizio e valori limite della legislazione vigente

Componente	U_{edificio} [W/ (m ² K)]	U_{rif} [W/ (m ² K)]
Pareti perimetrali verticali	0,20	0,29
Tetto	0,20	0,26
Pavimento controterra	0,25	0,29
Pavimento di interpiano	0,24	0,80
Infissi	1,4	1,8

L'impianto termico è costituito da due unità esterne Variable Refrigerant Flow (VRF), 25 unità interne ad espansione diretta e un sistema di ventilazione meccanica controllata (VMC).

L'impianto fotovoltaico è costituito da 88 pannelli da 300 W (26,4 kW) e da un sistema di accumulo (configurazione 1) con una capacità pari a 30 kWh.

3. Life Cycle Assessment

3.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Gli obiettivi dello studio sono i seguenti: stimare gli impatti energetici e le emissioni di gas climalteranti associati alle due configurazioni, identificare le fasi di ciclo di vita responsabili dei principali impatti e valutare i contributi del sistema di accumulo agli impatti totali. La metodologia LCA è stata applicata in accordo alle norme della serie ISO 14040 (UNI EN ISO, 2021a; UNI EN ISO, 2021b).

L'unità funzionale scelta è l'intero sistema edilizio e gli impatti energetici ed ambientali sono calcolati seguendo un approccio "dalla culla alla tomba".

L'EP è stata valutata utilizzando il metodo di calcolo Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al., 2007), mentre il GWP è stato valutato utilizzando il metodo EN 15804 + A2 V1.00 (Fazio et al., 2018).

La suddivisione delle fasi del ciclo di vita in moduli è stata modellizzata in accordo alla norma UNI EN 15978 (UNI EN 15978,2011).

3.2. Analisi di inventario

Nel corso della fase di analisi di inventario sono stati raccolti i dati utili alla modellizzazione dei materiali e componenti dell'involucro edilizio, del sistema fotovoltaico e dell'impianto di climatizzazione.

Lo studio si avvale sia di dati primari che di dati secondari. In dettaglio, i dati primari riguardano le quantità, le tipologie di materiali e i componenti utilizzati nella realizzazione dell'involucro e dell'impianto. I dati secondari, riguardanti gli eco-profilo dei materiali e delle tecnologie impiegati, sono stati ricavati dal database ambientale Ecoinvent 3.6 (Wernet et al., 2016).

Il sistema di accumulo elettrochimico, costituito da una batteria agli ioni di litio è stato modellizzato in accordo a Cusenza et al, (2019).

FASE DI PRODUZIONE (MODULO A)

Nelle Tabelle 2 e 3 sono riportati i dati primari per la modellizzazione dei materiali e dei componenti dell'involucro e dell'impianto di climatizzazione.

Tabella 2: Materiali utilizzati nell'involucro

Componente	Materiale	Quantità
Infissi	Telaio in legno [m ²]	12,09
	Vetrocamera, riempimento con argon [m ²]	108,78
Porte interne	Legno [m ²]	76,50
Porta esterna	Legno [m ²]	7,00
Tetto	Ceramica [kg]	34.707,66
	Malta cementizia [kg]	25.709,38
	Isolante [kg]	4.627,69
	Guaina impermeabilizzante [kg]	3.952,82
	Cemento armato [kg]	102.844,55
	Laterizio forato [kg]	43.498,84
	Gesso-intonaco [kg]	19.667,67
Pareti perimetrali verticali	Gesso-intonaco [kg]	44.984,82
	Laterizio forato [kg]	154.543,42
	Isolante [kg]	2.315,39
Pareti divisorie interne	Gesso-intonaco [kg]	22.813,89
	Laterizio forato [kg]	21.621,01

(continua nella pagina successiva)

Tabella 2: (continua dalla pagina precedente)

Componente	Materiale	Quantità
Pavimento contro terra	Ceramica [kg]	15.694,02
	Malta cementizia [kg]	102.837,50
	Isolante [kg]	2.892,30
	Cemento armato [kg]	771.281,3
	Isolante [kg]	3.181,54
	Ceramica [kg]	15.694,02
	Malta cementizia [kg]	102.837,50
	Cemento armato [kg]	385.640,64
	Gesso-intonaco [kg]	19.667,67
Pavimento di interpiano	Isolante [kg]	3.181,54
	Ceramica [kg]	15.694,02
	Malta cementizia [kg]	102.837,50
	Cemento armato [kg]	385.640,64
	Gesso-intonaco [kg]	19.667,67

Tabella 3: Componenti e materiali utilizzati dall'impianto di climatizzazione

Unità	Componente	Quantità
VRF	VRF, potenza in raffreddamento 28 kW, potenza in riscaldamento 31,5 kW	1
	VRF, potenza in raffreddamento 33,5 kW, potenza in riscaldamento 37,5 kW	1
	Batteria a espansione diretta, potenza in raffreddamento 2,2 kW, potenza in riscaldamento 2,5 kW	12
	Batteria a espansione diretta, potenza in raffreddamento 1,5 kW, potenza in riscaldamento 1,7 kW	4
	Batteria a espansione diretta, potenza in raffreddamento 2,8 kW, potenza in riscaldamento 3,2 kW	7
	Batteria a espansione diretta, potenza in raffreddamento 3,6 kW, potenza in riscaldamento 4,2 kW	2
	159 m tubazioni in rame con guaina isolante in poliuretano	Rame [kg] 120,93 Poliuretano espanso [kg] 32,37
	N.25 Sistema di derivazione	Rame[kg] 293,29

(continua nella pagina successiva)

Tabella 3: (continua dalla pagina precedente)

Unità	Componente	Quantità
VMC	N.6 Pannelli acciaio	Lamiera zincata [kg] 16,43 Lana minerale [kg] 3,31 Acciaio [kg] 15,12
	N.2 Bocchette aspirazione	Alluminio [kg] 3,97
	N.1 Filtro a setto sintetico ondulato G4	Poliestere acrilico [kg] 0,10 Lamierino zincato [kg] 1,90
	N.1 Filtro F9	Plastica [kg] 1,90 Microfibra di vetro [kg] 0,10
	N.1 Ventilatore	Acciaio zincato [kg] 64
	N.1 Recuperatore di calore	Rame [kg] 30 Acciaio [kg] 30
	N.14 Canali dell'aria in alluminio isolato in poliuretano	Alluminio [kg] 174,90 Poliuretano espanso [kg] 144,14

FASE DI SOSTITUZIONE (MODULO B4)

La fase di sostituzione (Modulo B4) comprende la fase di produzione degli elementi di involucro non strutturale e di impianto sostituiti durante la vita utile dell'edificio, assunta pari a 60 anni, e i trattamenti di fine vita dei componenti sostituiti. Gli interventi di sostituzione sono descritti nella Tabella 4.

Tabella 4: Interventi di sostituzione

Componente	Materiale	Vita utile [anni]	Numero di Sostituzioni
Infissi	Telaio, Vetro	30	1
Tetto	Ceramica, Malta cementizia, Isolante e Guaina impermeabilizzante	30	1
Pareti perimetrali verticali	Gesso-intonaco e Isolante	30	1
Pavimento contro terra	Ceramica, Malta cementizia e Isolante	30	1
Pavimento di interpiano	Isolante e Gesso-intonaco	30	1
VMC (senza filtri)	-	20	2
Filtri	-	0,5	120
VRF	-	20	2
Impianto fotovoltaico	-	30	1
Accumulo elettrico	-	20	2

FASE D'USO (MODULO B6)

Il Modulo B6 include il consumo di energia dell'edificio durante la fase d'uso.

Gli usi energetici dell'edificio sono stati stimati tramite simulazioni termofisiche in regime dinamico effettuate tramite utilizzo del software TRNSYS.

Nella Tabella 5 si riportano i risultati delle simulazioni energetiche utilizzati per la modellizzazione dei consumi energetici di fase d'uso.

Tabella 5: Risultati della simulazione energetica dell'edificio

Energia elettrica	Configurazione 1	Configurazione 2
	[kWh/anno]	[kWh/anno]
Generata in situ dall'impianto fotovoltaico	38.372,81	
Importata dalla rete elettrica	13.975,70	16.599,09

L'energia importata dalla rete nella configurazione 1 diminuisce solo del 15% poiché nell'edificio vi è una contemporaneità tra generazione e consumo (load matching) per la maggior parte delle ore di utilizzo giornaliero, che non permette di sfruttare in maniera ottimale il vantaggio connesso all'uso di un sistema di accumulo.

FASE DI FINE VITA (MODULO C)

Per i componenti di involucro si è considerato il conferimento in discarica.

Per i componenti in rame dell'impianto di climatizzazione è stato considerato un trattamento di riciclo mentre per la restante parte dei componenti di climatizzazione si è considerato il conferimento in discarica.

Il trattamento di fine vita del sistema fotovoltaico ha previsto (PEFCR, 2019; IEA – PVPS, 2020) il disassemblaggio dei singoli componenti e il recupero dei materiali quali il vetro, l'alluminio, il rame e l'acciaio, mentre per le celle fotovoltaiche si è ipotizzato il conferimento in discarica per inerti.

Per l'accumulo elettrochimico (European Parliament and of the Council, 6 September 2006 - 4 July 2012) si è ipotizzato un processo di riciclo.

Per i processi di riciclo si è ipotizzato che gli impatti e i benefici ambientali connessi ai processi di riciclo siano attribuiti agli impieghi di seconda vita dei materiali riciclati.

3.3. Analisi degli impatti e interpretazione dei risultati

I risultati mostrano che l'utilizzo del sistema di accumulo (configurazione 1) riduce l'impatto sull'EP del 2% e sul GWP del 4% rispetto alla configurazione senza accumulo (configurazione 2).

In dettaglio, l'energia primaria si riduce da $2,22E+07$ MJ nella configurazione 2 a $2,18E+07$ MJ nella configurazione 1.

In entrambe le configurazioni l'energia non rinnovabile rappresenta circa il 65% del totale e in particolare nella configurazione 1 si riduce di circa il 5%.

Il GWP nella configurazione 1 è pari a $1,13E+06$ kg CO_{2eq} mentre per la configurazione 2 è pari a $1,19E+06$ kg CO_{2eq}.

Un'analisi di dominanza (Figura 1) ha permesso di identificare le fasi di ciclo di vita responsabili dei maggiori impatti. Dall'analisi è emerso che, in entrambe le configurazioni, la fase

d'uso è quella che contribuisce a circa il 55% dell'energia primaria e a circa il 35% del GWP per entrambe le configurazioni.

Il processo di produzione dell'involucro (Modulo A) è responsabile di circa il 15% dell'EP e di circa il 25% dell'impatto sul GWP, mentre la produzione del sistema impiantistico incide per circa l'8% e 10%, rispettivamente, sui due impatti.

Il 16% dell'EP e il 24% del GWP sono causati dalla sostituzione dei componenti di impianto (Modulo B4); la sostituzione dei componenti di involucro incide sui due impatti per circa il 3%.

Infine, il contributo del modulo C è sempre inferiore al 3%.

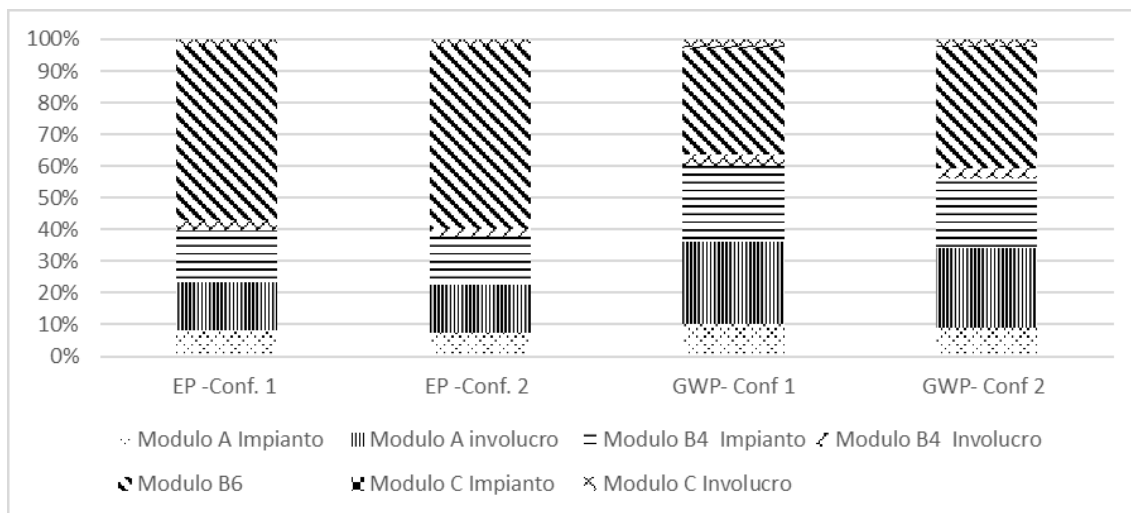


Figura 1: Analisi di dominanza EP – GWP

Nella Figura 2 è illustrata, un'analisi di dominanza dei componenti di impianto nei moduli A e B4 sull'EP e sul GWP nella configurazione 1.

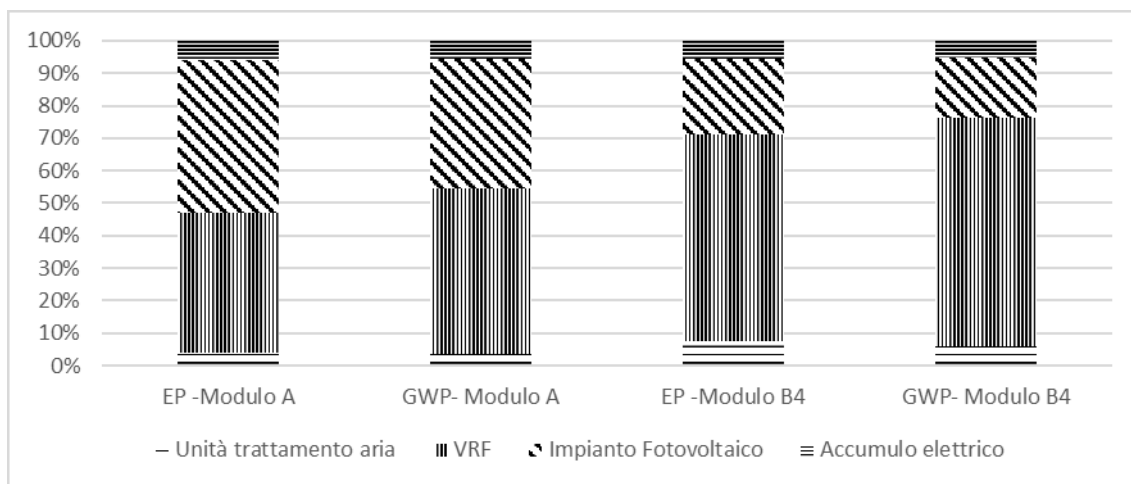


Figura 2: Analisi di dominanza EP - GWP componenti d'impianto configurazione 1

Dall'analisi dei dati emerge che per ciascun modulo e ciascun impatto il sistema di accumulo ha un'incidenza di circa il 6%.

Complessivamente, con riferimento all'intero ciclo di vita dell'edificio l'impatto del sistema di accumulo sul totale è marginale (circa 2-5%).

4. Conclusioni

La ricerca effettuata ha approfondito la tematica dell'utilizzo dei sistemi di accumulo negli edifici nZEBs.

In particolare, sono state esaminate due diverse configurazioni di un edificio ad uso ufficio, che differiscono per la presenza nella configurazione 1 di un sistema di accumulo di energia elettrica.

I risultati mostrano che la presenza del sistema di accumulo presenta dei vantaggi, sebbene di ridotta entità. In dettaglio, la configurazione 1 ha minori impatti sia complessivi che per il modulo B6 rispetto alla configurazione senza sistema di accumulo. Ciò è dovuto ad una riduzione dell'import di energia dalla rete (aumento del load matching) e al ridotto contributo agli impatti del sistema di accumulo rispetto al totale.

Occorre tuttavia evidenziare che l'edificio ad uso ufficio è caratterizzato, per la maggior parte delle ore di utilizzo giornaliere, da una contemporaneità tra generazione e consumo, che determina una limitata riduzione dell'import (circa il 15%) rispetto ad una configurazione priva di accumulo.

Pertanto, la convenienza dell'impiego di sistemi di accumulo in edifici in cui vi è un elevato load matching tra generazione e consumo, va valutata non solo dal punto di vista ambientale ma anche economico.

Infine, per un'analisi più esaustiva atta a valutare il miglioramento delle prestazioni ambientali legata all'adozione di un sistema di accumulo è necessario ampliare l'analisi LCA considerando ulteriori categorie d'impatto.

5. Bibliografia

- M. A. Cusenza, S. Bobba, F. Ardente, M. Cellura, and F. di Persio, "Energy and environmental assessment of a traction lithium-ion battery pack for plug-in hybrid electric vehicles," *Journal of Cleaner Production*, vol. 215, pp. 634–649, Apr. 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.01.056.
- EU Commission, 2019. Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) PHOTOVOLTAIC MODULES USED IN PHOTOVOLTAIC POWER SYSTEMS FOR ELECTRICITY GENERATION.
- European Parliament and of the Council, 6 September 2006. Directive 2006/66/EC: on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators and repealing Directive 91/157 / EEC.
- European Parliament and of the Council, 4 July 2012. Directive 2012/19/EU: waste electrical and electronic equipment (WEEE).
- Fazio, S, Castellani, V, Sala, S, Schau, E, Secchi, M, Zampori, L, 2018. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods. EUR 28888 EN, European Commission, Ispra.
- Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, H, Bauer, C, Doka, G, Dones, R, et al., 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. *American Midland Naturalist* 150, 1–151.

- Ministero dello Sviluppo Economico, 2015. Decreto 26 giugno 2015. Applicazione delle metodologie di calcolo delle prestazioni energetiche e definizione delle prescrizioni e dei requisiti minimi degli edifici.
- IEA- PVPS Task 12 “PV Sustainability”. 2020. Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems 2020.
- UNI EN ISO, 2021a. UNI EN ISO 14040: Environmental management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework”, International Organization for Standardizations.
- UNI EN ISO, 2021b. UNI EN ISO 14044. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines, International Organization for Standardizations.
- UNI EN 15978,2011. Sostenibilità delle costruzioni - Valutazione della prestazione ambientale degli edifici - Metodo di calcolo
- Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno-Ruiz, E, Weidema, B, 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. Int. J. Life Cycle Assess. 21, 1218–1230.

SESSIONE POSTER I

Life Cycle Assessment applicato a un processo di sintesi di laboratorio di substrati per membrane metalliche per separazione di idrogeno

Stefania Fiameni¹, Simone Battiston¹, Stefano Fasolin¹, Simona Barison¹, Lidia Armelao^{2,3}

Abstract: In questo lavoro si è valutato l'impatto ambientale mediante Life Cycle Assessment di un processo di sintesi in laboratorio di materiali ceramici porosi a base di Al₂O₃, come supporto di membrane metalliche sottili per la separazione/purificazione dell'idrogeno. L'analisi svolta ha evidenziato come la fase più impattante dell'intero processo sia la caratterizzazione morfologica mediante microscopio a scansione elettronica, a causa del processo di metallizzazione del campione necessario per eseguire l'analisi. Intervenendo su questo passaggio, è possibile limitare l'impatto ambientale fornendo, quindi, importanti indicazioni per lo sviluppo su scala industriale.

1. Introduzione

Fin dagli anni Novanta, l'Unione Europea è stata in prima linea negli interventi per il clima con una chiara intenzione di contrastare l'aumento della temperatura globale. Più recentemente, si è delineato quindi un percorso comune a cui sono chiamati a partecipare tutti gli stati membri per incentivare l'uso dell'idrogeno, secondo quanto stabilito dal Green Deal europeo. In questa ottica l'idrogeno si configura come uno dei vettori principali nel processo di rinnovamento del settore energetico europeo in quanto può favorire la decarbonizzazione dell'industria, dei trasporti, della produzione di energia elettrica e dell'edilizia in tutta Europa.

La messa a punto di tecnologie sostenibili per l'estrazione di H₂ puro da miscele di gas può essere considerata strategica nell'ambito dell'approvvigionamento di idrogeno, sia da fonti classiche come il processo di reforming (ancora la fonte principale di approvvigionamento) che da fonti rinnovabili di tipo intermittente.

L'idrogeno, oltre ad essere fondamentale nella sintesi di diversi importanti reagenti chimici, può avere diversi impieghi quali quello di vettore energetico, o in miscela con vettori tradizionali (ad es. in miscela al 5% con metano), potendo concorrere alla riduzione delle importazioni di gas naturale e, allo stesso tempo, a contribuire alla decarbonizzazione.

Uno dei sistemi di separazione più efficiente, economicamente vantaggioso e che può lavorare in modalità continua, è basato sulla tecnologia delle membrane, che permettono di separare efficacemente l'idrogeno da miscele di gas con un grado di purezza molto elevato. Attualmente,

¹ ICMATE – CNR, Corso Stati Uniti 4, Padova

² Dipartimento di Scienze Chimiche, Università di Padova, Via Marzolo 1, Padova

³ Dipartimento di Scienze Chimiche e Tecnologie dei Materiali (DSCTM), CNR, Roma

Email: stefania.fiameni@cnr.it

le membrane più efficienti in termini di flussi e selettività, che permettono di ottenere un prodotto ad elevata purezza, sono quelle a base di Palladio.

Recenti studi hanno mostrato come alternativa alle membrane commerciali a base di palladio e sue leghe, delle membrane asimmetriche a base di supporto ceramico poroso e film denso di metalli che mostrino una buona solubilità di idrogeno (Santucci et al., 2013; Zhu et al., 2021).

A questo scopo, una strategia percorsa è lo sviluppo di substrati ceramici porosi e la messa a punto di tecnologie di deposizione fisica da vapore (PVD via magnetron sputtering e High-Power Impulse Magnetron Sputtering) per la deposizione di film a base di leghe contenenti metalli con buona solubilità di idrogeno ed alternativi al palladio quali, ad esempio, il vanadio. Molte di queste leghe hanno mostrato permeanze analoghe a quelle delle membrane di palladio e buone stabilità nell'intervallo 300-400°C.

Più di recente, sono allo studio anche altre leghe e processi che non solo riducano i costi rispetto alle membrane di palladio, ma che ne aumentino anche la sostenibilità in termini di minor consumo di risorse e minor impiego di materiali critici. A questo scopo, l'attività di ricerca sviluppata presso i laboratori CNR ICMATE di Padova ha affiancato, alla sintesi di substrati e di membrane metalliche, studi di Life Cycle Assessment (LCA) per valutare l'impatto ambientale di materiali e processi impiegati in questo particolare ambito.

In questo lavoro viene presentata l'analisi LCA del processo di sintesi del substrato poroso a base di Al_2O_3 , che verrà successivamente utilizzato come supporto nelle deposizioni di film sottili impiegati come membrane per la separazione di idrogeno. Il processo di sintesi descritto rientra nelle tecniche di sintesi comunemente utilizzate in laboratorio per lo sviluppo di materiali ceramici (Abdelhamid, 2022; Azmah Hanim, 2022; Li et al., 2019). Identificare una linea guida per affiancare un'analisi di impatto ambientale risulta quindi molto importante in vista di un'ampia diffusione delle tecnologie a idrogeno mediante membrane metalliche supportate da substrati porosi ceramici.

2. Scopi ed obiettivi

Lo scopo di questo studio è stato identificare i punti critici (hotspot) dal punto di vista ambientale di un processo di sintesi di substrati porosi di Al_2O_3 (spessore 0.9 mm e diametro 20 mm) su scala di laboratorio. L'obiettivo è quello di fornire una completa caratterizzazione di impatto ambientale di un processo relativamente comune a livello di sintesi di materiali ceramici e, al contempo, cruciale per lo sviluppo su larga scala di membrane metalliche per la generazione di idrogeno. Lo studio delle criticità riscontrate a livello di sintesi di laboratorio, rappresenta un'utile indicazione come punto di partenza per un eventuale futuro scale-up industriale.

Precedenti lavori riportati in letteratura (Corona et al., 2018; Elginos et al., 2020; Piccinno et al., 2018; Wender et al., 2014) hanno evidenziato come a scala di laboratorio il maggior impatto ambientale sia attribuibile al consumo energetico, seguito da un impatto sulle risorse minerarie globali relativamente agli elementi utilizzati nel processo di sintesi e caratterizzazione.

In questo lavoro una fase molto impattante è risultata essere quella della caratterizzazione morfologica dei substrati e, per tale motivo, si è proceduto a modificare determinate procedure per valutare l'effetto sugli impatti totali della sintesi.

In particolare, i parametri analizzati sono stati il numero di campioni e le metodologie di caratterizzazione, variando l'utilizzo di determinati elementi chimici, critici dal punto di vista delle risorse minerarie.

3. Descrizione del Sistema analizzato

3.1. Preparazione del substrato di Allumina

I substrati porosi a base di Al_2O_3 sono stati preparati presso il laboratorio del CNR ICMATE di Padova, seguendo processi già riportati in precedenza (Barison et al., 2018; Fasolin et al., 2018).

La prima fase ha previsto una macinazione in mulino planetario di polveri di $\alpha-Al_2O_3$ e di polimetilmetacrilato (PMMA) utilizzato come porizzante, testando differenti liquidi per omogeneizzare la miscela. Le miscele sono state effettuate utilizzando giare in zirconia con diversi volumi (45 e 250 mL) e un adeguato quantitativo di biglie, sempre in zirconia. È seguita una fase di asciugatura delle polveri mediante stufa, una pressatura e una sinterizzazione in muffola per ottenere il substrato finito avente dimensioni di 20 mm di diametro con uno spessore di 0.9 mm.

Come ogni lavoro sperimentale di sintesi, la prima fase dello studio è stata indirizzata ad individuare le migliori condizioni per ottenere il prodotto con le caratteristiche desiderate e, solo successivamente, è avvenuta la produzione dei substrati ottimizzati.

Nella prima fase sono stati fatti variare i seguenti parametri:

- Liquidi di miscelazione utilizzati (acqua, etanolo o isopropanolo);
- Durata del processo di macinazione;
- Percentuali di polveri rispetto al solvente.

Le analisi morfologiche mediante Microscopio elettronico a emissione di campo (Field Emission Secondary Electron Microscopy, FE-SEM) sono state effettuate su 12 campioni, considerati sufficientemente rappresentativi per valutare le dimensioni dei pori all'interno del substrato, le cui dimensioni ottimali sono nell'intervallo 0.5-0.6 μm (Fasolin et al., 2018). La preparativa dei campioni per le analisi FE-SEM prevede il ricoprimento di ogni singolo campione con uno strato sottile di Au (circa 20 nm) depositato sul substrato mediante la tecnica Physical Vapor Deposition (PVD) direct current (DC) magnetron sputtering.

Dopo una prima fase, in cui si sono individuate le migliori condizioni di sintesi (trial phase), si è analizzata una fase di produzione vera e propria dei substrati di Al_2O_3 per la deposizione di membrane metalliche (pellet production).

3.2. Unità Funzionale

L'Unità funzionale (Functional Unit, F.U.) del Sistema è stata individuata con la produzione di 36 substrati porosi. Questa F.U. è stata scelta sulla base dell'esperienza degli autori considerando il numero corretto di substrati necessario per sviluppare una piccola campagna sperimentale per la deposizione di membrane metalliche mediante PVD Magnetron Sputtering. La sintesi delle membrane metalliche mediante la tecnica di deposizione PVD è esterna ai confini di Sistema di questo studio, quindi non è stata considerata.

3.3. Analisi di inventario

La maggior parte dei dati di input e output relativa alle fasi di sintesi, sinterizzazione e caratterizzazione dei campioni è stata direttamente misurata presso i laboratori CNR di Padova. I dati secondari (gas, trasporto, materie prime) sono stati ricavati da Econinvent 3.7. Esclusi dal calcolo di impatto sono stati: la costruzione delle apparecchiature di sintesi e di analisi e la loro manutenzione, l'usura delle giare e delle biglie durante i processi di macina perché trascurabile per la

singola macinazione, l'usura dei mortai di macinazione, il trasporto dei gas (in quanto prodotti in un sito a meno di 1 Km dai laboratorio), e il fine vita dei pellet, in quanto vengono conservati perché potenzialmente utili per future attività di laboratorio.

La figura 1 riporta le varie fasi analizzate con i relativi inputs ed outputs, sia per la fase di ottimizzazione del processo di sintesi, sia per la produzione di pellet tramite un processo di sintesi ottimizzato, sinterizzazione e caratterizzazione.

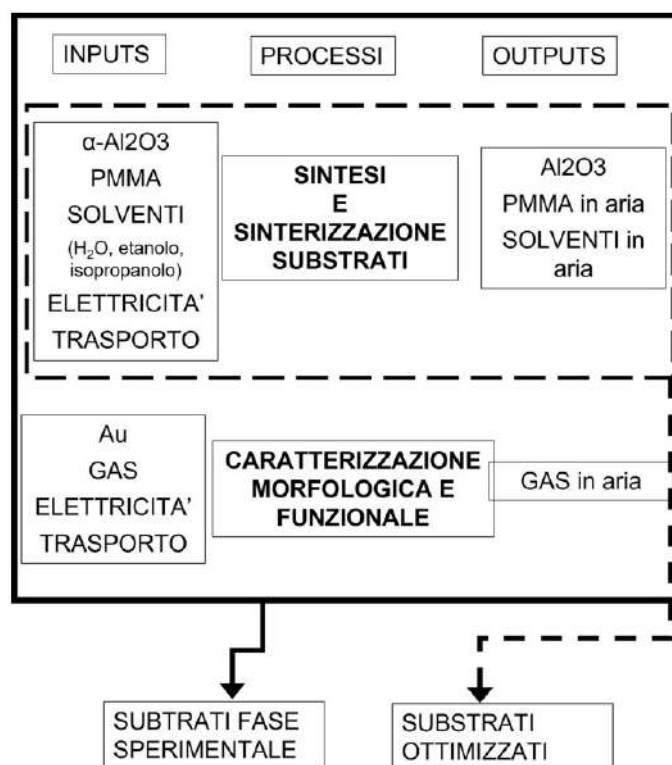


Figura 1: Inputs ed outputs dei processi sviluppati per la produzione di substrati porosi a base di Al₂O₃.

3.4. Analisi di Impatto

L'analisi di impatto è stata effettuata mediante il metodo Environmental Footprint EF2.0 e con software Simapro 9.2. Nella figura 2 si può osservare come la fase di produzione dei pellet impatti maggiormente sul Climate Change (62%), mentre la fase sperimentale (trial phase) impatti maggiormente sul consumo di risorse (81%). Quest'ultima categoria di impatto subisce un forte condizionamento da parte della fase di trial, dovuta principalmente alla caratterizzazione dei substrati mediante FE-SEM. Come detto in precedenza, infatti, in questo lavoro sperimentale prima della caratterizzazione morfologica, i campioni sono ricoperti con un sottile strato di Au, per minimizzare la carica elettrostatica e migliorare così la qualità dell'immagine. Questo step non è necessariamente obbligatorio, in quanto apparecchiature avanzate come quella utilizzata in questo lavoro, non necessitano una metallizzazione del campione per avere risoluzione sufficiente per individuare le porosità nei substrati. Per questo motivo, una nuova analisi di impatto è stata eseguita trascurando il processo di metallizzazione con Au dei campioni prima delle analisi morfologiche, generando un notevole decremento dell'impatto della fase di caratterizzazione (figura 3).

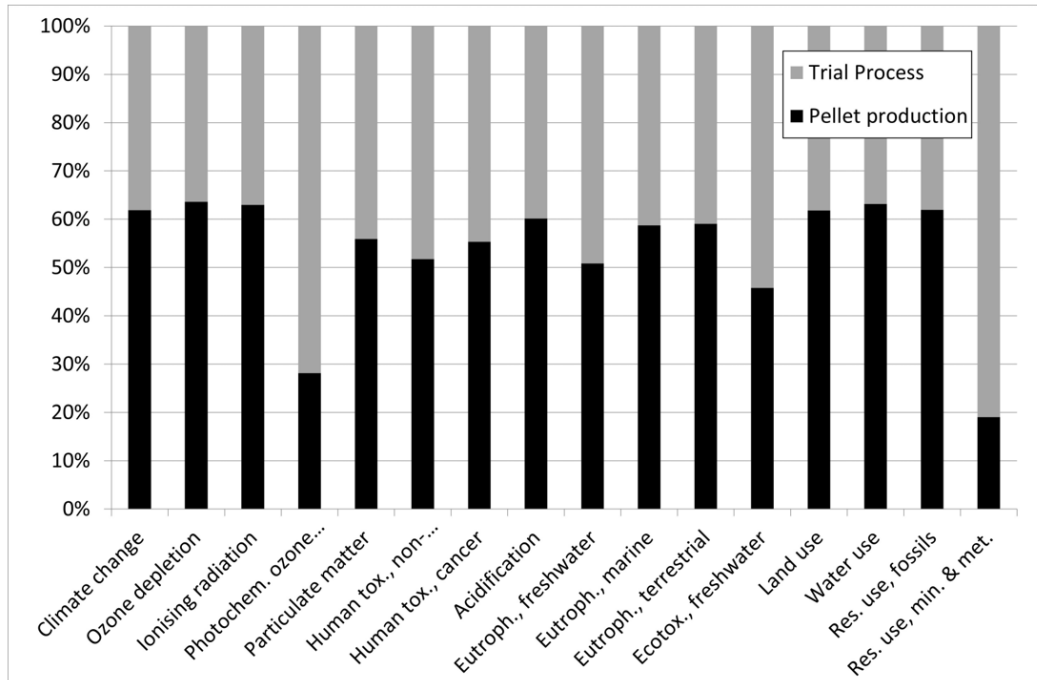


Figura 2: Analisi dei contributi di impatto dei processi di trial e di produzione calcolati mediante il metodo EF 2.0 (FU.: 36 campioni di substrati porosi a base di Al_2O_3).

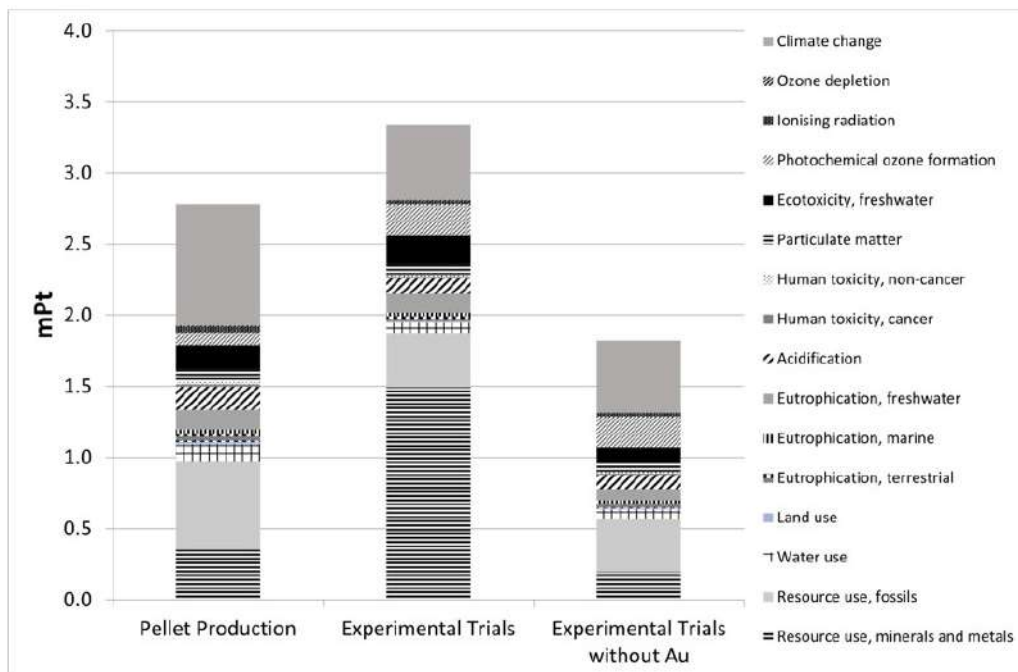


Figura 3: risultati della caratterizzazione, normalizzazione e pesatura ottenute mediante il metodo EF 2.0 (FU.: 36 campioni di substrati porosi a base di Al_2O_3).

4. Conclusione

In questo lavoro sperimentale, l'analisi di impatto ambientale mediante LCA ha permesso di individuare i punti critici relativamente a un comune processo di sintesi e di caratterizzazione di materiali ceramici a base di Al_2O_3 , che in questo lavoro vengono studiati come supporti per membrane metalliche per la produzione di idrogeno, ma che comunemente trovano ampio uso in molti settori industriali. L'analisi ambientale di un lavoro a scala di laboratorio risulta quindi molto importante per la determinazione di strategie produttive passando ad un fattore di scala superiore. Infatti, grazie all'individuazione precoce dei processi più impattanti, è possibile impostare lo scale-up industriale riducendo al minimo l'impatto ambientale.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato finanziato dal progetto “Materiali di frontiera per usi energetici” all'interno dell'accordo CNR-Ministero dello Sviluppo Economico 2019-2021 “Ricerca di Sistema Elettrico Nazionale”.

5. Bibliografia

- Abdelhamid, H.N., 2022. Advanced Functional Porous Materials. Engineering Materials. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-85397-6>
- Azmah Hanim, M.A., 2022. Synthesis of Macro Porous Ceramic Materials 17–42. https://doi.org/10.1007/978-3-030-85397-6_2
- Barison, S., Fasolin, S., Boldrini, S., Ferrario, A., Romano, M., Montagner, F., Deambrosis, S.M., Fabrizio, M., Armelao, L., 2018. PdAg/alumina membranes prepared by high power impulse magnetron sputtering for hydrogen separation. Int. J. Hydrogen Energy 43, 7982–7989. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.03.065>
- Corona, A., Ambye-Jensen, M., Vega, G.C., Hauschild, M.Z., Birkved, M., 2018. Techno-environmental assessment of the green biorefinery concept: Combining process simulation and life cycle assessment at an early design stage. Sci. Total Environ. 635, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.357>
- Elginöz, N., Atasoy, M., Finnveden, G., Cetecioglu, Z., 2020. Ex-ante life cycle assessment of volatile fatty acid production from dairy wastewater. J. Clean. Prod. 269, 122267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122267>
- Fasolin, S., Barison, S., Boldrini, S., Ferrario, A., Romano, M., Montagner, F., Miorin, E., Fabrizio, M., Armelao, L., 2018. Hydrogen separation by thin vanadium-based multi-layered membranes. Int. J. Hydrogen Energy 43, 3235–3243. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.12.148>
- Li, Y., Yang, X., Liu, D., Chen, J., Zhang, D., Wu, Z., 2019. Permeability of the porous Al_2O_3 ceramic with bimodal pore size distribution. Ceram. Int. 45, 5952–5957. <https://doi.org/10.1016/J.CERAMINT.2018.12.064>
- Piccinno, F., Hischier, R., Seeger, S., Som, C., 2018. Predicting the environmental impact of a future nanocellulose production at industrial scale: Application of the life cycle assessment scale-up framework. J. Clean. Prod. 174, 283–295. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.226>

- Santucci, A., Tosti, S., Basile, A., 2013. Alternatives to palladium in membranes for hydrogen separation: Nickel, niobium and vanadium alloys, ceramic supports for metal alloys and porous glass membranes. *Handb. Membr. React.* 1, 183–217. <https://doi.org/10.1533/9780857097330.1.183>
- Wender, B.A., Foley, R.W., Prado-Lopez, V., Ravikumar, D., Eisenberg, D.A., Hottle, T.A., Sadowski, J., Flanagan, W.P., Fisher, A., Laurin, L., Bates, M.E., Linkov, I., Seager, T.P., Fraser, M.P., Guston, D.H., 2014. Illustrating anticipatory life cycle assessment for emerging photovoltaic technologies. *Environ. Sci. Technol.* 48, 10531–10538. <https://doi.org/10.1021/es5016923>
- Zhu, K., Liu, Z., Zhao, X., Yan, E., Li, X., Guo, J., 2021. The optimized composition and strong sustainability of hydrogen permeation of Nb₃₀Ti₃₅Co₃₅ eutectic alloy membrane after 5 at%Fe substitution. *Int. J. Hydrogen Energy* 46, 13038–13043. <https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2021.01.084>

Efficientamento energetico di un distretto di edifici: uno studio di LCA semplificato

Simona Rosaria La Mantia¹, Roberta Rincione¹, Alberto Brunetti¹, Maurizio Cellura¹, Francesco Guarino¹, Sonia Longo¹

Abstract: Il presente lavoro si propone di individuare delle soluzioni di redesign per un piccolo gruppo di edifici con l'obiettivo di raggiungere il target di Positive Energy District e di valutare, attraverso la metodologia LCA, gli impatti ambientali incorporati nelle soluzioni proposte. I risultati ottenuti mostrano che il redesign induce una riduzione dei consumi energetici pari al 40,30% in fase d'uso rispetto agli edifici esistenti e si evidenziano miglioramenti significativi (fino al 56,03% per l'esaurimento delle risorse abiotiche, combustibili fossili) per la maggior parte degli indicatori ambientali. Pertanto, gli impatti connessi alla realizzazione degli interventi di redesign sono parzialmente annullati dai benefici connessi al risparmio di energia. Le elaborazioni condotte possono rivelarsi un punto di partenza per progettazioni future nel caso di edifici con caratteristiche simili a quelle degli edifici esaminati.

1. Introduzione

La stringente necessità di favorire la transizione energetica verso un utilizzo di energia più pulita, sicura ed efficiente ha reso fondamentale lo sviluppo di azioni mirate alla decarbonizzazione e all'efficientamento energetico del settore dell'edilizia, che risulta essere tra i più energivori a livello globale e tra quelli che più contribuiscono alle emissioni di gas climalteranti (European Commission, 2022).

In tale contesto, uno degli obiettivi prioritari dell'Unione Europea è la realizzazione di nuovi edifici ad energia quasi zero, in cui tale energia sia in larga misura proveniente da fonti rinnovabili (European Union, 2021; European Commission, 2022).

Spostare l'attenzione dal singolo edificio al livello di distretto rappresenta la nuova frontiera della ricerca, impegnata a creare delle aree caratterizzate da generazione positiva di energia che agiscano da volano per l'incremento delle prestazioni energetiche dell'intera area antropizzata circostante (JPI Urban Europe / SET Plan Action 3.2, 2020), (Hedman et al., 2021). Si è sviluppato pertanto il concetto di "Positive Energy Districts" (PED), definiti come delle aree urbane energeticamente flessibili con emissioni di gas ad effetto serra nulle e che generano più energia di quanta effettivamente consumata durante la fase d'uso (European Commission, 2018).

Per raggiungere il target PED è necessario utilizzare soluzioni di efficientamento energetico e di generazione di energia da fonti rinnovabili in sito. Tuttavia, il mero raggiungimento di un bilancio matematico positivo durante la fase d'uso degli edifici non è sufficiente per un'effettiva

¹ Università degli Studi di Palermo – Dipartimento di Ingegneria, Viale delle Scienze
Ed.9, 90128 Palermo
Email: simonarosaria.lamantia@unipa.it

decarbonizzazione dei sistemi edilizi, perché in tal modo si trascurano gli impatti ambientali incorporati. È pertanto opportuno estendere l'analisi all'intero ciclo di vita, per evitare uno spostamento degli impatti ambientali, con particolare riferimento alle emissioni di gas climalteranti, da una fase all'altra dello stesso o da un indicatore ad un altro.

In questo contesto il presente lavoro si propone di identificare delle soluzioni di *redesign* per un gruppo di due edifici esistenti situati nell'area mediterranea (Sicilia) per il raggiungimento del target PED, e di valutare gli impatti ambientali connessi al ciclo di vita dei materiali e dei sistemi impiegati a raggiungere il target sopra citato. Le elaborazioni condotte possono rivelarsi un punto di partenza per progettazioni future nel caso di edifici con caratteristiche simili a quelle degli edifici esaminati.

2. Descrizione degli edifici

I due edifici oggetto di studio, entrambi con destinazione d'uso ufficio, si trovano a Monreale in provincia di Palermo (Italia) (Latitudine: 38° 4' 48,6''; Longitudine N: 13° 17' 20'' E; Altitudine: 314 m) e per semplicità saranno di seguito definiti edificio A e B.

L'edificio A (Figura 1 (a)) ospita il comando di polizia municipale locale, è composto da tre livelli di cui uno parzialmente interrato. Ogni piano ha una superficie di 500 m².



Figura 1: (a) Edificio A, prospetto Nord; (b) Edificio B, prospetto Nord

L'edificio B (Figura 1 (b)) è la sede principale degli uffici comunali, si sviluppa su tre livelli, tutti fuori terra. Ogni piano ha una superficie di 371 m². Il prospetto principale si affaccia sulla strada, mentre quello di ponente confina con il comando della polizia municipale dal quale è separato da un viale riservato al solo transito dei pedoni.

L'edificio A è stato costruito intorno al 1960, l'involucro è basato su muratura portante costituito da mattoni di tufo (spessore 50 cm, trasmittanza termica U pari a 1,086 W/(m²K)), con infissi a vetro singolo (valore medio U: 5,9 W/(m²K)). L'edificio B è basato anch'esso su muratura in laterizio (30 cm di spessore, U pari a 1,574 W/(m²K)), con finestre a vetro doppio (valore medio U: 2,72 W/(m²K)).

Si considera che l'edificio A possa ospitare un numero massimo di 60 persone e l'edificio B di 45, distribuite tra le diverse aree degli edifici stessi, con tassi di occupazione variabili tra le ore 9:00 e le ore 13:00 e tra le 16:00 e le 19:00.

L'impianto di illuminazione è basato su sistemi a fluorescenza e la potenza installata varia all'interno delle diverse aree degli edifici tra 10 W/m² e 12 W/m².

I sistemi energetici utilizzati per garantire il riscaldamento ed il raffrescamento sono costituiti da pompe di calore aria-aria aventi COP ed EER ciascuno pari a 3,1 e 2,8.

3. Metodologia

Lo studio effettuato include un'analisi energetica mirata a valutare il raggiungimento del target PED e un'analisi ambientale per identificare gli impatti incorporati negli interventi di redesign.

In particolare, con riferimento all'analisi energetica, gli step metodologici includono:

- Analisi del sito: sono state acquisite le informazioni necessarie ad effettuare l'analisi energetica degli edifici (geometria dell'involucro, proprietà termofisiche dei materiali, consumi energetici e caratteristiche tecniche degli impianti, informazioni sui livelli di occupazione);
- Modellizzazione geometrica degli edifici eseguita tramite lo strumento di modellizzazione 3D *Sketchup* (*Sketchup Pro*, 2019);
- Simulazione energetica degli edifici in regime non stazionario eseguita tramite *Energy Plus* (U. S. Department of Energy, 2020);
- Calibrazione del modello condotta confrontando i risultati della simulazione energetica con i dati dei consumi reali rilevati dalle bollette energetiche, modificando i parametri affetti da incertezza (setpoint di temperatura per il condizionamento, potenze installate per illuminazione, ecc.) fino ad ottenere degli scostamenti tra i due set di dati inferiori al 10%, sia su scala mensile che annuale;
- Identificazione di soluzioni di *redesign*, riguardanti gli impianti di riscaldamento e raffrescamento, l'involucro e l'installazione di sistemi fotovoltaici.

L'analisi ambientale è stata effettuata attraverso l'applicazione della metodologia *Life Cycle Assessment* (UNI EN ISO,2021a; UNI EN ISO,2021b). In dettaglio, sono stati stimati gli impatti ambientali, riferiti ad 1 m²-anno, definiti dal metodo EPD (EPD, 2020) connessi a:

- consumi energetici in fase d'uso per gli edifici esistenti;
- sistemi impiegati per le soluzioni di *redesign* e import di elettricità dalla rete per il quartiere riprogettato.

I dati primari per la valutazione ambientale delle azioni di *redesign* comprendono tutti i materiali, i componenti e i consumi energetici descritti nei paragrafi 4 e 5. I dati secondari sono stati tratti dal database ambientale Ecoinvent 3.7.1 (Wernet et al., 2016).

4. Scenari alternativi analizzati

Lo scenario 1 rappresenta lo stato originario del gruppo di edifici e computa gli impatti ambientali connessi all'energia elettrica consumata durante la fase d'uso.

Lo scenario 2 rappresenta il quartiere con le opzioni di *redesign* e include gli impatti ambientali connessi ai materiali e ai componenti utilizzati per le soluzioni di *redesign* e all'import di elettricità dalla rete. Si è assunto che la vita utile degli edifici a seguito degli interventi di retrofit è pari a 25 anni.

Le soluzioni individuate per lo scenario 2 sono descritte di seguito:

- Isolamento dell'involucro opaco mediante l'utilizzo di polistirene espanso. In entrambi gli edifici i nuovi valori U sono coerenti con la normativa vigente in Italia (Ministero dello Sviluppo Economico, 2015): 0,34 W/(m²K) per le pareti verticali opache e 0,33 W/(m²K) per il tetto. Per la realizzazione dell'intervento si è stimato l'impiego di 9.172,69 kg di polistirene espanso;

- Sostituzione degli infissi esistenti con nuovi infissi aventi vetri doppi e telaio in polivinilcloruro (U delle chiusure tecniche trasparenti comprensive di infissi $<2,20 \text{ W}/(\text{m}^2\text{K})$) la cui area totale è stata stimata pari a 318 m^2 , di cui $238,5 \text{ m}^2$ per i vetri e $79,5 \text{ m}^2$ per il telaio;
- Sostituzione dei sistemi energetici esistenti con pompe di calore ad acqua (100 kW) a più alta efficienza (COP ed EER rispettivamente pari a 4,2 e 3,9);
- Sostituzione dell'impianto di illuminazione con corpi illuminanti ad alta efficienza a LED;
- Installazione di un sistema fotovoltaico sul tetto di entrambi gli edifici e su una struttura adiacente adibita a parcheggio per autoveicoli, per un totale di 52 kW di potenza di picco ed una superficie complessiva di 350 m^2 ;
- Installazione di un sistema di accumulo di elettricità da 200 kWh basato sulla tecnologia agli ioni di litio, utilizzato per migliorare i livelli di *load match* del sistema.

5. Risultati dell'analisi energetica

I risultati della simulazione degli edifici esistenti sono riportati di seguito:

- L'edificio A è caratterizzato da un consumo di energia elettrica pari a circa 76.000 kWh/anno ($50,66 \text{ kWh}/(\text{m}^2\text{anno})$);
- L'edificio B è caratterizzato da un consumo di energia elettrica di 36.303 kWh/anno ($32,62 \text{ kWh}/(\text{m}^2\text{anno})$).

I sistemi di illuminazione e le apparecchiature elettriche incidono per il 61% sui consumi totali del distretto, mentre il sistema di climatizzazione rappresenta il 39% del totale, di cui il 21% è imputabile al riscaldamento ed il 18% al raffrescamento.

I consumi energetici del quartiere con gli interventi di *redesign* sono pari a 67.052 kWh/anno, con una riduzione del 40,3% rispetto alla situazione originaria, mentre la generazione complessiva è pari a 74.123 kWh/anno. Pertanto, considerando che la generazione di energia è maggiore del consumo si raggiunge l'obiettivo PED per il quartiere in esame.

In particolare, l'import annuale di elettricità varia da 112.303,026 kWh/anno a 22.376,77 kWh/anno a seguito degli interventi summenzionati.

6. Risultati dell'analisi ambientale

La Tabella 1 mostra i principali risultati dell'analisi ambientale, espressi in $\text{m}^2\text{-anno}$, relativi ai due scenari alternativi esaminati. I risultati evidenziano una riduzione significativa degli impatti per tutti gli indicatori, ad eccezione dell'"esaurimento abiotico, elementi" che mostra un aumento connesso all'impiego dei pannelli fotovoltaici nello scenario 2. Complessivamente le variazioni percentuali tra i due scenari sono comprese tra il 28,14% (eutrofizzazione) e il 56,03% (esaurimento abiotico, combustibili).

Tabella 1: Impatti ambientali dei due scenari analizzati, riferiti ad 1 m²-anno

Categorie di impatto	Unità	Scenario 1	Scenario 2
Acidificazione	kg SO _{2eq}	6,76E-02	4,34E-02
Eutrofizzazione	kg PO _{4⁻⁻⁻eq}	1,88E-02	1,35E-02
Effetto serra	kg CO _{2eq}	1,78E+01	7,88E+00
Formazione di ossidanti fotochimici	kg NMVOC	4,04E-02	2,56E-02
Esaurimento abiotico, elementi	kg Sb _{eq}	1,70E-04	7,02E-04
Esaurimento abiotico, combustibili	MJ	2,33E+02	1,02E+02
Scarsità idrica	m ³ _{eq}	9,16E+00	5,51E+00
Distruzione dello strato di ozono	kg CFC-11 _{eq}	2,15E-06	1,59E-06

La Tabella 2 riporta un ulteriore approfondimento connesso allo scenario 2. In particolare, sono riportati separatamente gli impatti ambientali incorporati nei materiali e componenti impiegati per il *redesign* al netto degli impatti connessi all'uso di energia elettrica in fase d'uso (impatti incorporati), gli impatti connessi ai consumi di energia elettrica (consumi energetici) e gli impatti evitati dovuti all'export di energia elettrica (impatti evitati).

Con riferimento all'”effetto serra”, i risultati mostrano che gli impatti connessi alla fase d'uso sono totalmente annullati dagli impatti evitati.

Tabella 2: Approfondimento sullo scenario 2, impatti riferiti ad 1 m²-anno

Categorie di impatto	Unità	Impatti incorporati	Consumi energetici	Impatti evitati
Acidificazione	kg SO _{2eq}	2,99E-02	1,35E-02	-1,58E-02
Eutrofizzazione	kg PO _{4⁻⁻⁻eq}	9,78E-03	3,75E-03	-4,41E-03
Effetto serra	kg CO _{2eq}	4,33E+00	3,55E+00	-4,16E+00
Formazione di ossidanti fotochimici	kg NMVOC	1,75E-02	8,04E-03	-9,44E-03
Esaurimento abiotico, elementi	kg Sb _{eq}	6,68E-04	3,39E-05	-3,97E-05
Esaurimento abiotico, combustibili	MJ	5,59E+01	4,64E+01	-5,44E+01
Scarsità idrica	m ³ _{eq}	3,69E+00	1,82E+00	-2,14E+00
Distruzione dello strato di ozono	kg CFC-11 _{eq}	1,16E-06	4,28E-07	-5,03E-07

Un'analisi di dominanza ha consentito di identificare le attività che contribuiscono maggiormente agli impatti ambientali (Figura 2). Si osserva che l'import di elettricità dalla rete è responsabile del 45% dell'impatto totale sull'"effetto serra" e sull'"esaurimento abiotico, combustibili". I materiali che causano gli impatti minori risultano essere il vetro, con un'incidenza che non supera il 2% in nessuna categoria di impatto, ed il polistirene espanso con un'incidenza che varia tra lo 0,5% (esaurimento abiotico, elementi) e il 13% (formazione di ossidanti fotochimici). La pompa di calore ed il telaio della finestra sono caratterizzati da impatti limitati in quasi tutte le categorie di impatto, ma risultano responsabili, rispettivamente, di circa il 49% per la "distruzione dello strato di ozono" e il 32% per l'"esaurimento abiotico, elementi". Su quest'ultima categoria di impatto il componente che incide maggiormente è il sistema fotovoltaico, responsabile del 34,82% dell'impatto. Infine, al sistema di accumulo elettrico è attribuita l'incidenza più alta sull'"acidificazione", pari al 31,95%.

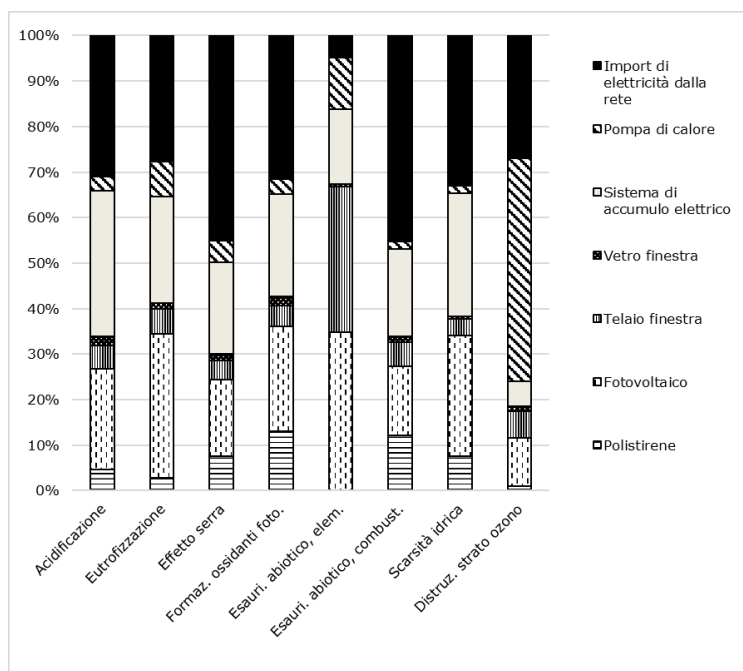


Figura 2: Analisi di dominanza

7. Conclusioni

Lo studio ha approfondito la fattibilità del raggiungimento del livello di PED di un gruppo di due edifici situati nel sud Italia. I risultati ottenuti e la metodologia utilizzata sono esportabili a contesti analoghi nel bacino del Mediterraneo. In particolare, l'analisi energetica, che ha incluso la modellizzazione energetica degli edifici, la calibrazione del modello e la definizione di soluzioni di *redesign*, ha dimostrato la possibilità di raggiungere l'obiettivo PED per il caso studio considerato. I principali risultati dell'analisi ambientale hanno mostrato che gli impatti connessi ai materiali e alle tecnologie impiegati per raggiungere il target PED sono parzialmente annullati dai benefici di minore import di elettricità dalla rete. Pertanto, risulta possibile raggiungere il livello di PED dal punto di vista dell'assolvimento di un bilancio di energia annuale positivo tramite soluzioni di efficientamento energetico e di generazione di energia da fonti rinnovabili in

sito. Inoltre, nel caso dell'estensione dell'analisi all'intero ciclo di vita dei componenti utilizzati è più complesso raggiungere l'obiettivo di neutralità carbonica di quanto preveda un semplice bilancio esteso alla mera fase d'uso, come testimoniato dal caso studio in esame. Infine, non tutti i risultati ottenuti per gli indicatori utilizzati nello studio sono inferiori nello scenario 2 rispetto allo scenario 1: l'"esaurimento abiotico, elementi" mostra infatti un incremento dovuto all'uso di pannelli fotovoltaici nello scenario di *redesign*. Si evidenzia pertanto la necessità di approcci olistici alla sostenibilità di sistemi complessi, come nel caso dei distretti di edifici, per evitare lo spostamento degli impatti da una fase ad un'altra del ciclo di vita o da un indicatore ad un altro.

8. Bibliografia

- Cellura, M, Guarino, F, Longo, S, Mistretta, M, 2014. Energy life-cycle approach in net zero energy buildings balance: operation and embodied energy of an Italian case study. *Energy and Buildings* 72, 371-381.
- Hedman, Å, Rehman, HU, Gabaldón, A, Bisello, A, Albert-Seifried, V, Zhang, X, Guarino, F, Grynning, S, Eicker, U, Neumann, HM, et al, 2021. IEA EBC Annex83 Positive Energy Districts. *Buildings*, 11, 130.
- JPI Urban Europe / SET Plan Action 3.2, 2020. White Paper on PED Reference Framework for Positive Energy Districts and Neighbourhoods. <https://jpi-urbaneurope.eu/ped/>
- Ministero dello Sviluppo Economico, 2015. Decreto 26 giugno 2015. Applicazione delle metodologie di calcolo delle prestazioni energetiche e definizione delle prescrizioni e dei requisiti minimi degli edifici. <https://www.mise.gov.it/index.php/it/>, Ultimo accesso 21 Febbraio 2022.
- European Commission, 2018. SET-Plan ACTION 3.2 Implementation Plan. Europe to become a global role model in integrated, innovative solutions for the planning, deployment, and replication of Positive Energy Districts.
- European Commission, 2022. Directorate-General for Research and Innovation, Schellnhuber, H, Widera, B, Kutnar, A, et al. Horizon Europe and new European Bauhaus NEXUS report: conclusions of the High-Level Workshop on 'Research and Innovation for the New European Bauhaus', jointly organised by DG Research and Innovation and the Joint Research Centre.
- European Union, 2021. Directive (EU) 2010/31 of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings (recast).
- The International EPD® System, Environmental Product Declarations (EPD) n.d. <https://www.environdec.com/>, Ultimo accesso 18 Febbraio 2020.
- UNI EN ISO, 2021a. UNI EN ISO 14040: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework, International Organization for Standardizations.
- UNI EN ISO, 2021b. UNI EN ISO 14044. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, International Organization for Standardizations.
- U. S. Department of Energy, 2020. Engineering Reference. EnergyPlus™ Version 9.4.0 Documentation.
- Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno-Ruiz, E, Weidema, B, 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230.
- <https://www.sketchup.com/it>, Ultimo accesso 21 Febbraio 2022.

Industry 4.0 and Life Cycle Assessment: evaluation of the technology applications as an asset for the Life Cycle Inventory

Mirco Piron, Junzhang Wu, Alessandro Marson, Alessandro Manzardo, Andrea Fedele

Abstract: Technologies involved in Industry 4.0 (I4.0) give a comprehensive view of how companies are organized and let them acquire precise data on production activity. The analysis of these data, together with the development of new digital paradigms, represents an exploitable new focus to make production more efficient, profitable, and sustainable. The potentiality of this comprehensive data collection drives the present research project to evaluate the existing technologies that could integrate with the Life Cycle Assessment (LCA). Specifically, the present work is focused on seeking to fill the literature gap underlining what are the technologies in manufacturing business processes of I4.0 that enable the LCA.

1. Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) is used as a methodology to assess the environmental impacts of a product, process or activity throughout its life cycle providing support for product eco-design. The Life Cycle Inventory (LCI) is the second of the four phases of the LCA methodology regulated by the ISO 14040 and ISO 14044 series of international technical standards (ISO, 2020a, 2020b) and represents the most energy and time-consuming phase of LCA. The LCI consists on the identification and quantification of the input and output flows from the system under analysis throughout its life in order to establish a database of environmental loads (Ciroth et al., 2020). The LCI is the most delicate and challenging phase of an LCA study because it leads to the construction of an analogical model of reality that should represent, as accurately as possible, all the exchanges between the individual phases belonging to the production process (Patouillard et al., 2019). This inventory of environmental loads shall be made by collecting input and output data for each process phase within the system boundaries and determining where each phase starts and ends (Righi et al., 2018). The complexity of the LCI is one of the factors that makes LCA studies difficult to carry out within the business because it requires specialists capable of conducting the analysis, a strong collaborative attitude of management and a factory staff able to conduct the collection of primary data in an effective manner (Linhares, 2017). With the advent of the so-called Fourth Industrial Revolution or I4.0 (Frank et al., 2019), multiple tools have been made available, also for small and medium-sized enterprises (SMEs) (Dassisti et al., 2019), to monitor Key Performance Indicators (KPIs) of the manufacturing phases (Perini et al., 2017), including those to collect data on material flows and energy and water consumption (Jena et al.,

CESQA (Quality and Environmental Research Centre)

Department of Industrial Engineering, University of Padova, Via Marzolo 9, 35131 Padova, Italy

Email: mirco.piron@phd.unipd.it

2020). I4.0 is a digitized system capable of collecting and processing all the information coming from the machinery at every stage of the process, generating useful knowledge that allows decisions to be made (Chofreh et al., 2020). Thanks to these digital systems, it is possible to have real-time monitoring of the factory, with better integration of data and processes as well as the exchange of live information between the organizational level of the company and the organizational level of manufacturing (Morgan and O'Donnell 2018). I4.0 considers the integration of several emerging technologies to create and provide Cyber-Physical Systems (CPS) (Dalenogare et al., 2018; Frank et al., 2019a). Combining these emerging technologies allows for the provision of “I4.0 solutions” (Benitez et al., 2020). Examples of integrated solutions are the manufacturing lines for reconfigurable production and mass customization – which can integrate sensors, flexible machines, real-time production scheduling systems, collaborative robots, etc. – and integrated manufacturing systems that allow vertical integration between manufacturing and corporate information systems (Dalenogare et al., 2018). These solutions are complex by nature as they demand the mastering of several technologies and capabilities, including hardware, software and digital technologies such as big data and artificial intelligence (Kahle et al., 2020). Although the literature has covered different perspectives in relation to I4.0, from both a technical and managerial perspective (Ting Zheng; 2021), there is no consideration about which are the technologies most suitable for the implementation of LCA. Thus, the present work seeks to fill this gap by answering the following question: What are the technologies in manufacturing business processes of I4.0 enabling LCA?

2. Method

This study adopts an inductive-deductive approach according to Seuring and Gold (2012). As a starting point, a conceptual framework was developed (Figure 1).

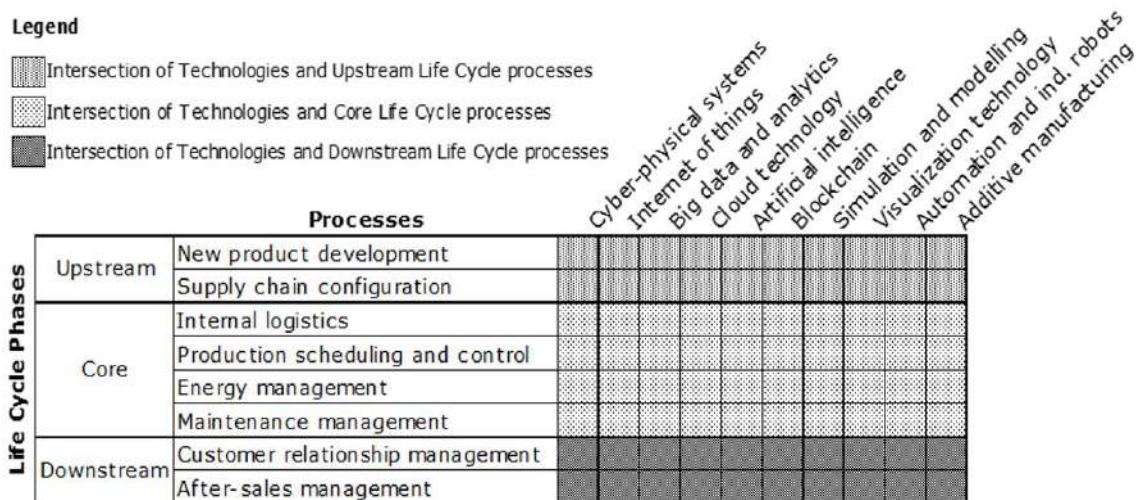


Figure 1: Conceptual framework

Each of the intersections in the framework represents the impact of applying each of the technologies analysed on each of the phase/processes of LCI. This framework is mainly composed of two elements, namely: I4.0 enabling technologies and Life Cycle Phases/processes. The main things to be studied are the key factors, concepts, or variables, and the presumed relationships among

them (Miles and Huberman 1994). Therefore, a qualification based on the exploitability of the technology is provided, giving a value of 1 or 0 depending on whether the technology is useful or not on LCA implementation. In this paper, was considered a list of 10 clusters of technologies, resulting from a literature review described in the following points.

- Cyber-physical systems: CPS is a collection of transformative technologies that connects the operations of physical assets and computational capabilities. The main aim is to monitor physical systems while creating a virtual copy;
- Internet of things: Information network of physical objects (sensors, machines, cars, buildings, and other items) that enables the collection and exchange of data, allowing interaction and cooperation of these objects;
- Big data and analytics: Collection and analysis of a large amount of available data using a series of techniques to filter, capture and report insights, where data are processed in higher volumes, with higher velocities and in greater variety;
- Cloud technology: System for the provision of online storage services for all applications, programs and data in a virtual server, without requiring any installation;
- Artificial intelligence: System that thinks humanly and rationally according to six main disciplines, including natural language processing, knowledge representation, automated reasoning, machine learning, computer vision and robotics;
- Blockchain: A database that creates a distributed and tamper-proof digital ledger of transactions, including timestamps of blocks maintained by every participating node;
- Simulation and modelling: Technologies that mirror the physical world data such as machines, products and humans in a virtual world, aiming for simplification and affordability of the design, creation, testing and live operation of the systems;
- Visualization technology (augmented and virtual reality). Augmented Reality: a set of innovative Human-Computer Interaction (HCI) techniques that can embed virtual objects to coexist and interact in the real environment; Virtual Reality: application of computer technology to create an interactive world, allowing the user to control the virtual object and whole virtual scene in real-time;
- Automation and industrial robots: Machinery and equipment that automatize operational processes, containing also Collaborative Robotics, which allows humans and machines to operate in a shared learning environment;
- Additive manufacturing: Process of joining materials in successive layers to make objects from 3D model data to 'unlock' design options and achieve great potential for mass-customisation.

A list of business processes that characterise a typical industrial and manufacturing company was considered. The list of processes divided into life cycle stages is presented and defined in the following Table 1.

Table 1: Life Cycle phases and related business processes

Phase	Process	Description
Upstream	New product development	Design, testing and prototyping of a product before its production and marketing. This process also includes conceptualisation well as the possible redesign of new product versions
	Supply chain configuration	Decision-making process linked to the strategic choices adopted at managerial level as regards both the configuration of the network (number of levels, selection of suppliers, make or buy strategy) and the factory layout including material flows management and asset positioning
Core	Internal logistics	Factory operational logistics activities for the storage, internal handling of products and production enslavement
	Production scheduling and control	Process that includes both the scheduling (e.g. machine load management, batch allocation) within the factory and the monitoring and control of production
	Energy management	Monitoring and control of all the resources used for the production and for the general functioning of the factory (e.g. raw materials, energy, utilities)
	Maintenance management	Management of planning and maintenance for the assets found within the factory (including both breakdown and preventive or predictive maintenance)
Downstream	Customer relationship management	Process including activities involving interaction with customers (for example, to understand their habits). It also includes management and provision of services directly connected to the physical product
	After-sales management	Management of the after-sales process including activities mainly concerning technical assistance and product maintenance, spare parts management, recovery and disposal of products.

3. Results and discussion

In this section, the I4.0 technologies were evaluated according to the criteria exposed in Section 2. The following table 2 summarize the analysis performed, showing for each life cycle phase the possible application of the I4.0 technology and, in brackets, its evaluation. Figure 2, summarize the analysis results highlighting each technology for each phase of the life cycle, how many applications can be exploited in the LCA analysis.

Table 2: Evaluation of I4.0 technologies in reference to LCA application

	Upstream	Core	Downstream
Cyber-physical systems	Smart product development (0); Distributed production of spare parts (1); Supply chain risk management (0);	Cyber-physical production system scheduling and control(1); Service-oriented energy management (1); Industrial data acquisition and structuralising for maintenance analytics (1);	Advanced services (0); Product-in-use monitoring(1); Reverse logistics management and control(1);
Internet of things	Data collection for product design improvements (0); Smart purchasing and supply management (1);	Material identification and tracking(1); Internal transportation, line feeding and material handling (1); Data collection from production processes and resources(1); Smart connected factory (0); Energy consumption monitoring(1); Industrial data acquisition and structuralising for maintenance analytics(1);	Information on status and operating data of the equipment and products (1); Product-in-use monitoring (1); Reverse logistics management and control (1);
Big data and analytics	Data processing and analysis for product design improvements (0); Supply chain risk assessment(0); Factory layout design and evaluation (0); Smart purchasing and supply management (1).	Resource allocation and scheduling (1); Smart machining implementation (1); Energy performance and consumption forecasting (1); Diagnosis and predictive maintenance analytics (1);	Prediction of equipment and product lifecycles, for preventive maintenance (1); personalisation of sales and services (1); redistribution of manufacturing (1); Product-in-use assessment (1);
Cloud technology	Distributed and collaborative design (0); Smart purchasing and supply management (1).	Storage and computation capacities for smart connected factories (1); Service-oriented energy management (1); Storage and computation capacity for maintenance analytics (1);	Advanced service platform (0); Product-in-use data storage and processing (1); Reverse logistics management and control (1);
Artificial intelligence	Data processing and analysis for product design improvements (0); Factory layout design and evaluation (0); Smart purchasing and supply management (1); Supply chain risk assessment (0);	Order picking management (0); Automated resource allocation and scheduling (1); Smart machining implementation (1); Multi-agent applications for production systems (1); Diagnosis and predictive maintenance analytics (1);	Product-in-use assessment (1);

(continued on the next page)

Table 2: (continued from previous page)

Blockch.	Smart purchasing and supply management (1);	Smart contract for energy supply and consumption (1);	Seamless service connection (0); Spare part tracking (1);
Simulation and modelling	Virtual prototyping (1); Technical product assessment (1); Digital product representation (1); Factory layout design and evaluation (0); Supply chain risk assessment (0);	Material flow simulation (1); Manufacturing resources virtualisation (1); Production planning preview and performances evaluation (1); Energy performance and consumption (1); Machinery health monitoring (1);	Remanufacturing operations (1); Reverse logistics management and control (1);
Visual. tech.	Augmented design (0); Smart purchasing and supply management (1).	Pick-by vision (0); Shop floor visualisation (0); Automated guidance for operators' manual tasks (0); Maintenance task guidance (0);	Remote maintenance support (0);
Automation	Backshoring (0);	Automation of internal transportation, line feeding and material handling (1); Collaborative operations with humans (0); Production process automation (1);	-
Additive manu.	Digital complex design (0); Distributed production of spare parts (1); Insourcing / back sourcing strategy (0); Backshoring (0).	JIT and advanced pull system management (1);	Customisation and individualisation of physical products (0); Spare part management (1); Remanufacturing operations (0);

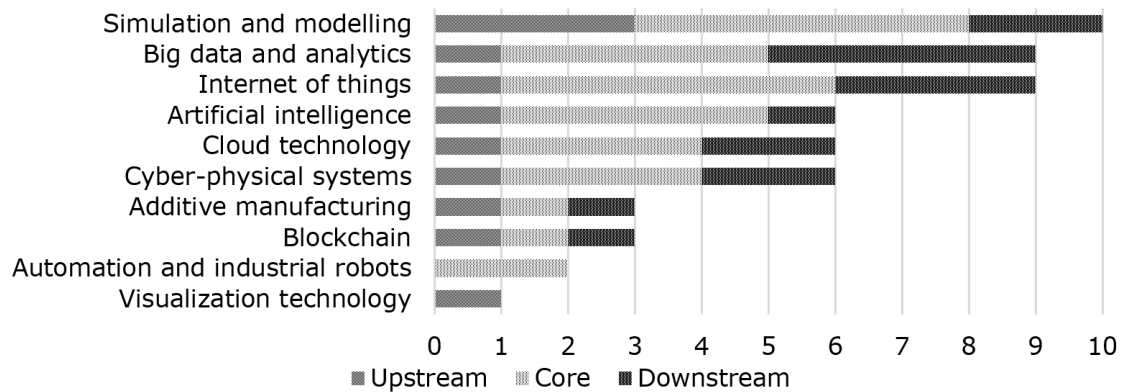


Figure 2: Results of the analysis performed, showing for each life cycle phase how many applications of the I4.0 technology can be exploited

Results show how the technologies can be grouped into three classes by the score achieved. The technologies that better enable LCA and belong to the higher class are Simulation and modeling (SeM), Big data (BD), and the Internet of Things (IoT). SeM, unlike the other technologies, allows retrieving data and information related to the upstream phase, on the other hand, BD and IoT due to the link on the use phase of products permit to better comprehend the downstream life cycle phase. In common, all three technologies allow an in-depth analysis of flows and processes belonging to the core phase.

4. Conclusion

This work has been carried out through a review of the scientific literature and the definition of an analysis method. A list of the main I4.0 technologies has been formulated and, for each of them, the possible use in LCA has been evaluated. The results of this research show that the information that can be obtained depends on the I4.0 technology adopted. Specifically, the most suitable I4.0 technology suitable for LCA application is the SeM thanks to its wide sight of production activities. Nevertheless, other I4.0 applications could be adopted, and research results highlight the data gathering limits on LCA phases.

Bibliography

- Benitez, G.B., Ayala, N.F. and Frank, A.G. (2020), "I4.0 innovation ecosystems: an evolutionary perspective on value cocreation", *International Journal of Production Economics*, Vol. 228.
- Chofreh, A.G., Goni, F.A., Klemes, J.J., Malik, M.N., Khan, H.H., 2020. Development of guidelines for the implementation of sustainable enterprise resource planning systems. *J. Clean. Prod.* 244, 118655.
- Ciroth, A., Foster, C., Hildenbrand, J., Zamagni, A., 2020. Life cycle inventory dataset review criteriada new proposal. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25 (3), 483e494.
- Dalenogare, L.S., Benitez, G.B., Ayala, N.F. and Frank, A.G. (2018), "The expected contribution of I4.0 technologies for industrial performance", *International Journal of Production Economics*, Vol. 204, pp. 383-394.
- Dassisti, M., Giovannini, A., Merla, P., Chimienti, M., Panetto, H., 2019. An approach to support I4.0 adoption in SMEs using a core-metamodel. *Annu. Rev. Contr.* 47, 266e274.

- Frank, A.G., Dalenogare, L.S. and Ayala, N.F. (2019a), "I4.0 technologies: implementation patterns in manufacturing companies", *International Journal of Production Economics*, Vol. 210, pp. 15-26.
- Frank, A.G., Mendes, G.H.S., Ayala, N.F. and Ghezzi, A. (2019b), "Servitization and I4.0 convergence in the digital transformation of product firms: a business model innovation perspective", *Technological Forecasting and Social Change*, Vol. 141, pp. 341-351.
- Jena, M.C., Mishra, S.K., Moharana, H.S., 2020. Application of I4.0 to enhance sustainable manufacturing. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 39 (1), 13360.
- Kahle, J.H., Marcon, É., Ghezzi, A. and Frank, A.G. (2020), "Smart products value creation in SMEs innovation ecosystems", *Technological Forecasting and Social Change*, Vol. 156.
- ISO, 2020a. ISO 14040+A1:2020 Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework.
- ISO, 2020b. ISO 14044+A2:2020 Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines.
- Linhares T.B., Pereira A.F - Sustainable buildings and interior design - *Blucher Design Proc.*, 3 (6) (2017), pp. 82-87;
- Miles, Matthew B., and A. Michael Huberman. 1994. *Qualitative Data Analysis: An Expanded Sourcebook*. 2nd ed. Newbury Park, CA: Sage publications, 1994, 336 pp
- Morgan, J., O'Donnell, G.E., 2018. Cyber physical process monitoring systems. *J. Intell. Manuf.* 29 (6), 1317e1328.
- Patouillard, L., Collet, P., Lesage, P., Seco, P.T., Bulle, C., Margni, M., 2019. Prioritizing regionalization efforts in life cycle assessment through global sensitivity analysis: a sector meta-analysis based on ecoinvent v3. *Int. J. Life Cycle Assess.* 24 (12), 2238e2254.
- Perini, S., Arena, D., Kiritsis, D., Taisch, M., 2017. September). *An Ontology-Based Model for Training Evaluation and Skill Classification in an I4.0 Environment*. Springer, Cham, 314-321. IFIP International Conference on Advances in Production Management Systems.
- Seuring, S. and Gold, S. (2012), "Conducting content-analysis based literature reviews in supply chain management", *Supply Chain Management*, Vol. 17 No. 5, pp. 544-555.
- Ting Zheng, Marco Ardolino, Andrea Bacchetti & Marco Perona (2021) The applications of I4.0 technologies in manufacturing context: a systematic literature review, *International Journal of Production Research*, 59:6, 1922-1954.

Sostenibilità ambientale ed economica nella conservazione dei beni culturali: LCA e LCC di prodotti innovativi basati su nanotecnologie

Antonella Tyrolt¹, Arianna Livieri², Panagiotis Isigonis¹, Lisa Pizzol²,
Martina Menegaldo¹, Alex Zabeo^{*}, Elena Semenzin^{1*}, Antonio Marcomini¹

Abstract: Nel panorama delle metodologie per la conservazione del patrimonio dei beni culturali sono allo studio sistemi di conservazione delle opere d'arte e dei manufatti che sfruttino le nanotecnologie. Nell'ottica di un imprescindibile approccio sostenibile, in questo lavoro è stata effettuata una valutazione ambientale ed economica del ciclo di vita di un prodotto innovativo denominato "Novel Archive Box" in cui vengono applicate nanotecnologie per la conservazione preventiva delle numerose opere d'arte stoccate nei magazzini dei musei. La valutazione del ciclo di vita di un prodotto così innovativo, ancora a livello di prototipo, può supportare la ricerca, lo sviluppo e l'ottimizzazione orientando il settore artistico e culturale verso soluzioni sempre più sostenibili. Un'applicazione in fase di design, della valutazione della sostenibilità dei prodotti può infatti mettere in evidenza elementi che contribuiscono maggiormente ad implicazioni ambientali ed economiche consentendo così di valutare possibili alternative laddove ciò sia possibile.

1. Introduzione

La conservazione preventiva viene definita da ICCROM come "L'insieme delle misure e delle azioni tese a evitare o ridurre al minimo futuri deterioramenti o perdite. Esse sono condotte sull'ambiente e nel contesto del bene, generalmente un insieme di beni, a prescindere dalle loro condizioni o epoca. Tali misure ed azioni sono indirette, i.e. non interferiscono con i materiali e la struttura dei beni e non ne modificano l'aspetto." (ICCROM, 2022). Gli standard stabiliti dai musei per la conservazione preventiva, in molte situazioni, richiedono vetrine ad alta tenuta d'aria per l'esposizione delle opere, casse di stoccaggio in legno e scatole di archivio per la conservazione nei magazzini (Lucchi, 2018). Questi contenitori possono essere tutti considerati come dei sistemi semi chiusi, che da un lato proteggono gli oggetti, mentre dall'altro creano un "microclima" che può determinare il rilascio di composti organici volatili (COV) o altri inquinanti gassosi che possono provocare o addirittura favorire il degrado di materiali artistici (pigmenti di pittura ad esempio) soprattutto quando costituiti da materiali complessi tipici delle opere d'arte contemporanea. In aggiunta al rilascio di inquinanti gassosi, la degradazione può essere favorita anche da fluttuazioni delle condizioni di umidità e di temperatura presenti; la stabilizzazione quindi delle condizioni climatiche è condizione imprescindibile per la conservazione dei man-

¹ Università Ca'Foscari di Venezia - Dorsoduro 3246, 30123 Venezia

² GreenDecision Srl - Via Torino, 155, 30172 Venezia

* Email: alex.zabeo@unive.it, semenzin@unive.it

ufatti (Boersma, 2016). Gli elevati costi necessari per mantenere condizioni di conservazione adeguate secondo gli aspetti sopra citati hanno reso possibile solo ad alcuni musei di grandi dimensioni di dotarsi di opportuni processi e tecnologie, lasciando indietro la maggior parte delle realtà di minori dimensioni.

Le nanotecnologie possono fornire soluzioni innovative e promettenti per contrastare i processi di degrado dei materiali artistici e ottenere una conservazione a lungo termine del patrimonio culturale (Baglioni & Chelazzi, 2013). Un approccio sostenibile nei confronti di nuovi materiali e nuove tecnologie è ormai condizione imprescindibile in tutti gli ambiti innovativi e produttivi. L'attenzione nei confronti della sostenibilità nell'ambito della conservazione dei beni culturali si concentra principalmente sulla valutazione del ciclo di vita (LCA) dei consolidanti per la conservazione del patrimonio culturale immobile (ad esempio edifici storici) e manca attualmente un quadro generale per valutare la sostenibilità dei prodotti nano-abilitati utilizzati nella conservazione del patrimonio culturale (Semenzin et al., 2019).

Il progetto EU H2020 APACHE (<https://www.apacheproject.eu/>), si inserisce nella cornice sopra citata allo scopo di supportare i musei di piccole e medie dimensioni nell'utilizzo di tecnologie adeguate alla conservazione preventiva, orientandosi verso una riduzione degli impatti ambientali e dei costi per l'implementazione e il mantenimento del controllo delle condizioni climatiche e della presenza di inquinanti gassosi nello stoccaggio a lungo termine di una vasta gamma di manufatti del patrimonio culturale, il tutto in un'ottica di sostenibilità.

All'interno del progetto sono stati sviluppati, a livello prototipale, prodotti innovativi che utilizzano nanotecnologie a costi contenuti per la conservazione preventiva dei manufatti nei diversi ambienti museali. Volendo perseguire l'obiettivo di colmare le lacune nell'ambito della conservazione dei beni culturali legate alla valutazione della sostenibilità di prodotti innovativi è stato quindi condotto uno studio LCA e LCC, in particolare l'oggetto del caso di studio è stata una scatola innovativa, denominata "Novel Archive Box", che consente una conservazione "attiva" delle opere d'arte.

2. Materiali e metodi

L'attività in oggetto al presente articolo si è concentrata sull'esplorazione della sostenibilità del prodotto denominato "Novel Archive Box", sia dal punto di vista ambientale che economico. A differenza delle già esistenti scatole per la conservazione preventiva delle opere d'arte, questo nuovo prodotto, grazie all'inserimento all'interno di appositi alloggiamenti di sensori per la rilevazione di temperatura, umidità e Composti Organici Volatili (COV, e.g. formaldeide, acido acetico, etc.), nonché di regolatori di umidità, di temperatura e materiali assorbitori di COV, consente una protezione e una conservazione "attiva" scongiurando la formazione di un microclima dannoso. Con il termine "attiva" si identifica la capacità della "Novel Archive Box", grazie alla presenza dei dispositivi inseriti al suo interno, di garantire rilevazione, monitoraggio e mantenimento di parametri microclimatici e di composizione dell'aria (temperatura umidità e inquinanti gassosi) ideali per l'opera conservata.

La scatola, struttura di base del prodotto finale, è una scatola di cartone corrugato delle dimensioni di 25x18x14 cm (L x L x H), costruita in modo da avere al suo interno delle "tasche" per il posizionamento dei prodotti citati, i quali poi la renderanno appunto "attiva".

I prodotti di seguito descritti sono le componenti attive che vengono alloggiare nella scatola. Caratteristica comune è quella di essere frutto di ricerca innovativa che integra nanotecnologie, quali ad esempio nanomateriali (nanocellulosa), e materiali distribuibili sotto forma di film o

membrane che consentano un'applicazione in ambienti anche molto contenuti. I sensori elettrochimici utilizzati sono in grado di rilevare variazioni delle condizioni dei diversi parametri misurati nell'aria e, a differenza di quelli già presenti in commercio, riducono la dispersione termica consentendo una maggiore efficienza del prodotto. I sensori inviano poi le informazioni raccolte ad un sistema di ricezione grazie alla tecnologia Near Field Communication (NFC). La tecnologia NFC è una tecnologia di comunicazione wireless a corto raggio ed è essenziale per monitorare le condizioni microclimatiche interne di una scatola d'archivio chiusa senza doverla aprire e senza necessità di batterie.

I regolatori di umidità a base di alcol polivinilico (PVA), sono stati formulati con nano-agenti reticolanti e catalizzatori disposti su una membrana, sono in grado di assorbire una grande quantità di umidità rispetto alla loro superficie.

I regolatori di temperatura sono caratterizzati da composti a base polimerica, costituiti da materiali a cambio di fase (Phase Change Materials - PCM), materiali funzionali in grado di assorbire e rilasciare una grande quantità di calore durante le transizioni di fase (cicli di riscaldamento/raffreddamento). L'applicazione di un film di nano-PCM ad un materiale come il cartone ondulato consente la regolazione della temperatura all'interno di ambienti relativamente piccoli (scatole, vetrine, ecc.). Il processo di transizione di fase, inoltre, è completamente reversibile, garantendo così un riuso del materiale.

Gli assorbitori di COV sono costituiti da tre materie prime: Cellulosa Fibrillata, Silice Colloidale, Polietilenimina (PEI / Silice / Nanocellulosa) e grazie a proprietà chimico-fisiche, come l'elevata superficie specifica, e PEI uniformemente distribuita con un gran numero di gruppi funzionali, possono migliorare la capacità di assorbimento del materiale per catturare anche NO₂ e altri gas.

Gli obiettivi di questo studio LCA e LCC sono di valutare le prestazioni ambientali e i costi, dal punto di vista del produttore, dalla culla alla tomba, della "Novel Archive Box" completa di sensori, regolatori e assorbitori. Il ciclo di vita della "Novel Archive Box" è quindi centrale per lo scopo prefissato e costituisce il punto focale attorno al quale sono definiti i confini del sistema LCA. Nell'ambito dell'analisi della "Novel Archive Box" sono state selezionate ed eseguite due metodologie di valutazione: lo screening Life Cycle Assessment (LCA) e il Life Cycle Costing (LCC) (ISO, 2006b, 2006a), per stimare, rispettivamente, gli impatti ambientali ed economici lungo il ciclo di vita.

Il software SimaPro LCA sviluppato da PRé Sustainability e il database di processo Eco-Invent Version 3 (Wernet et al., 2016) con metodo ReCiPe 2016 Endpoint e Midpoint, sono stati utilizzati congiuntamente per calcolare gli impatti ambientali. LCC è stato valutato anch'esso attraverso SimaPro, stabilendo costi plausibili e definendo nel software metodi di calcolo specifici. I dati primari sono stati raccolti facendo compilare ai produttori dei moduli creati appositamente per i componenti della "Novel Archive Box" oggetto dell'indagine.

In questo studio sono state fatte alcune ipotesi generali sia per il tipo di prodotti considerati che per le caratteristiche del software LCA SimaPro utilizzato. Il primo assunto riguarda la tipologia di prodotti analizzati, in quanto sia la scatola che i prodotti alloggiati in essa (assorbitori, regolatori di temperatura, regolatori di umidità, sensori) sono prototipi, cioè modelli funzionanti di un oggetto non sviluppato su larga scala, e questo implica, di per sé, una scarsa disponibilità di dati primari.

La formulazione dei prodotti, intesa come proporzione di composizione delle materie prime, e i costi relativi al personale sono i dati primari con il livello di precisione più alto. I dati che invece richiedono un maggior approfondimento/dettaglio riguardano principalmente il trasporto

delle componenti e la gestione del fine vita del prodotto finito, oltre ad alcuni costi relativi alla produzione ed allo smaltimento. Questi dati potranno essere maggiormente dettagliati (o disponibili) nel momento in cui la “Novel Archive Box” verrà prodotta a livello industriale.

Nello studio LCA vengono considerati gli impatti ambientali relativi ai tre stadi principali del ciclo di vita: Upstream, Core e Downstream. Le componenti inserite nella scatola e le materie prime della stessa, sono stati acquistati direttamente dai produttori presenti in diversi paesi: Italia, Svezia, Grecia e Irlanda. L'attività del produttore della “Novel Archive Box” si svolge in Germania e consiste nell'assemblaggio della scatola e nel posizionamento delle diverse componenti, utilizzando elettricità come unica risorsa. Al termine della produzione il prodotto finale viene spedito laddove richiesto e gli scarti produttivi vengono trattati secondo le condizioni presenti in Germania. Al termine del ciclo di vita la “Novel Archive Box” viene incenerita (Figura 1: Flusso produttivo “Novel Archive Box”).

I costi sostenuti per il ciclo di vita della “Novel Archive Box” sono stati valutati per lo studio LCC dal punto di vista del produttore della stessa. Pertanto, sono stati considerati i costi relativi alle fasi Upstream (ad esempio, materiali principali e loro trasporto, personale) e Core (ad esempio, azioni di taglio, assemblaggio, piegatura e pallettizzazione). Le spese di spedizione in altri paesi per l'uso della “Novel Archive Box” non vengono esplicitati non essendo nota la destinazione di utilizzo del prodotto stesso, così come i costi di fine vita che sono a carico dell'utilizzatore.

Ogni componente che si trova nella “Novel Archive Box” è considerato nella sua interezza ed utilizzato con tutto il suo background nella valutazione degli impatti.

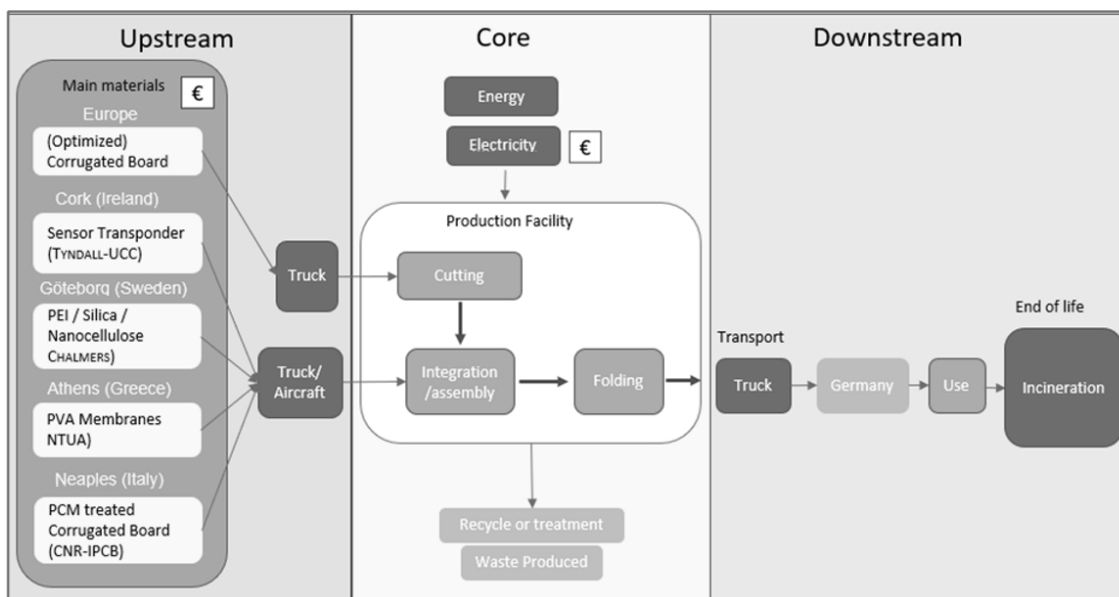


Figura 1: Flusso produttivo “Novel Archive Box”

3. Risultati e discussione

3.1. LCA

Lo studio LCA degli impatti della “Novel Archive Box” è stato effettuato attraverso l'utilizzo del metodo Recipe 2016 applicato a livello sia di Midpoint che di Endpoint. In Figura 2: Diagramma

di flusso LCA “Novel Archive Box” è riportato il diagramma di flusso aggregato a single score dell’intero studio LCA in cui lo spessore della linea rappresenta il contributo relativo dei diversi processi agli impatti ambientali.

Essendo la “Novel Archive Box” costituita per sua natura di diverse componenti, l’impatto totale, sia dal punto di vista ambientale che, come poi si vedrà, anche per i costi viene dato dalla somma di tutti gli impatti di ciascuna componente oltre che della scatola presa singolarmente. L’aspetto maggiormente impattante dal punto di vista ambientale è la quantità di energia utilizzata durante la produzione delle membrane per la regolazione dell’umidità e la produzione del sensore di umidità. Nel primo caso la spiegazione può essere ricercata nel fatto che viene utilizzata una grande quantità di elettricità per produrre una quantità di regolatori di umidità molto bassa in peso, mentre nel secondo caso la motivazione può essere ricondotta all’utilizzo di elementi rari per la produzione di sensori, la cui estrazione comporta utilizzo di combustibili fossili. In minor misura si identificano poi impatti legati all’utilizzo di cartone, sia per i regolatori di temperatura che per la produzione della scatola stessa, condizione riferibile, in questo caso, ad elevati consumi d’acqua che la produzione del cartone comporta.

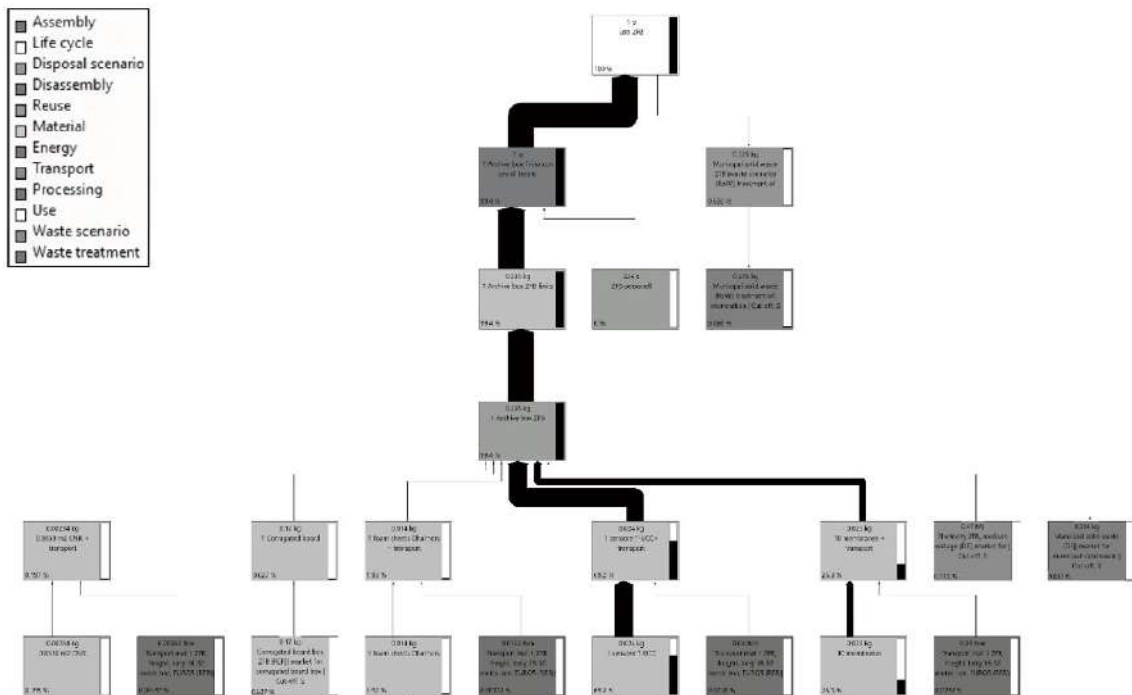


Figura 2: Diagramma di flusso LCA “Novel Archive Box”

Sono stati approfonditi i risultati a livello di Endpoint, che offrono un’indicazione dei danni sulla salute umana, gli ecosistemi e le risorse. L’Endpoint più significativo è risultato quello relativo al danno per la salute umana, quasi unicamente a causa dell’impatto dei materiali e del loro trasporto. Sono stati, inoltre, approfonditi i risultati a livello di Midpoint. Il fattore maggiormente responsabile degli impatti ambientali calcolati risulta essere, anche in questo caso, quello relativo alla produzione dei materiali e al trasporto degli stessi e dei prodotti finali, per le motivazioni già esplicitate a livello di Endpoint.

Nel caso di studio della “Novel Archive Box” risulta evidente come, in tutti e tre i livelli di approfondimento dei risultati (diagramma di flusso, Endpoint, Midpoint), solo uno sia il fattore

che maggiormente contribuisce agli impatti ambientali del ciclo di vita del prodotto, rendendo quindi ininfluenza, per il livello di dettaglio adottato, la considerazione degli altri fattori. A scopo di dare evidenza di come i diversi fattori possano contribuire in maniera diversa alle categorie di impatto, si riporta brevemente il caso dei regolatori di temperatura.

Il processo produttivo dei regolatori di temperatura avviene in Italia e utilizza materie prime, quali cartone ondulato, cellulosa, polybutylacrylate (PBA) e materiali a cambio di fase (PCM) provenienti da diversi paesi, anche extraeuropei, trattate con processi di miscelazione, rivestimento, essiccazione e confezionamento, tutti alimentati ad energia elettrica. Ciò che si evince, andando ad osservare direttamente i risultati di Midpoint (Figura 3: Risultati di Midpoint del regolatore di temperatura, divisi per estrazione delle materie prime, trasporti delle materie prime e del prodotto finale, utilizzo dell'energia, trattamento dei rifiuti, fine vita del prodotto), è la variabilità dei contributi dei diversi fattori. Per ciascuna delle categorie di impatto, il contributo si presenta tendenzialmente tripartito tra: uso di energia, materiali e loro trasporto e imballaggio. In questo caso la situazione che si presenta è dovuta rispettivamente a: grande quantità di energia utilizzata per produrre una piccola quantità di regolatore di temperatura in peso, trasporto di PCM effettuato tramite aereo (provenienza USA) e utilizzo di cartone per l'imballaggio, la cui produzione prevede significativi consumi d'acqua. Per i Midpoint ecotossicità marina, ecotossicità d'acqua dolce e tossicità umana non cancerogena si osserva un contributo rilevante anche dalla fase di gestione del fine vita del prodotto, dovuto al trattamento per incenerimento ipotizzato dal produttore stesso. Infine si evidenzia come nel Midpoint ecotossicità terrestre l'impatto del trattamento dei rifiuti risulti negativo, questo è dovuto al trattamento di riciclo del cartone per gli imballaggi del prodotto.

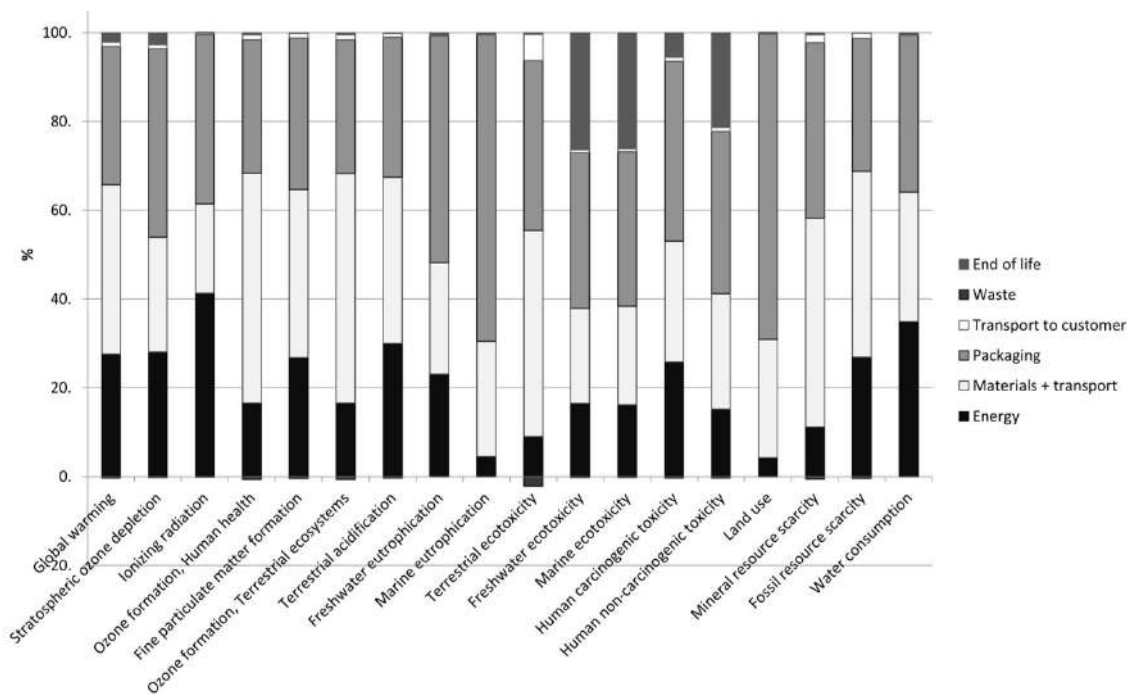


Figura 3: Risultati di Midpoint del regolatore di temperatura, divisi per estrazione delle materie prime, trasporti delle materie prime e del prodotto finale, utilizzo dell'energia, trattamento dei rifiuti, fine vita del prodotto

3.2. LCC

Lo studio LCC soffre la mancanza dei costi dei regolatori di umidità, degli assorbitori di COV e dei regolatori di temperatura; gli unici dati noti relativi all'acquisto sono quelli dei sensori e del cartone costituente la scatola. Questa mancanza non solo rende lo studio LCC preliminare (evidenziando la necessità di un ulteriore approfondimento una volta noti i prezzi di vendita dei singoli prodotti), ma lascia anche supporre una percentuale d'incidenza maggiore dei costi dei prodotti presenti nella "Novel Archive Box" rispetto a quella attuale.

In Figura 4: Risultati LCC con percentuale di costi per ogni categoria di costo vengono riportati, in percentuale, i risultati di incidenza di costo per ogni categoria di costo dove la somma delle percentuali rappresenta il 100% dei costi necessari per produrre una "Novel Archive Box". I costi sono stati ripostati in questo modo per soddisfare la richiesta di riservatezza dei dati avanzata dai produttori coinvolti nello studio. Le categorie più impattanti risultano essere: i costi delle materie prime e del loro trasporto (74,4%), i costi del personale (16,1%) e i costi di servizio (utilizzo di software e tutti quei processi che sono accessori alla produzione) (7,9%). I costi di manutenzione delle apparecchiature (1,3%) e quelli energetici (0,3%) risultano avere un'incidenza trascurabile.

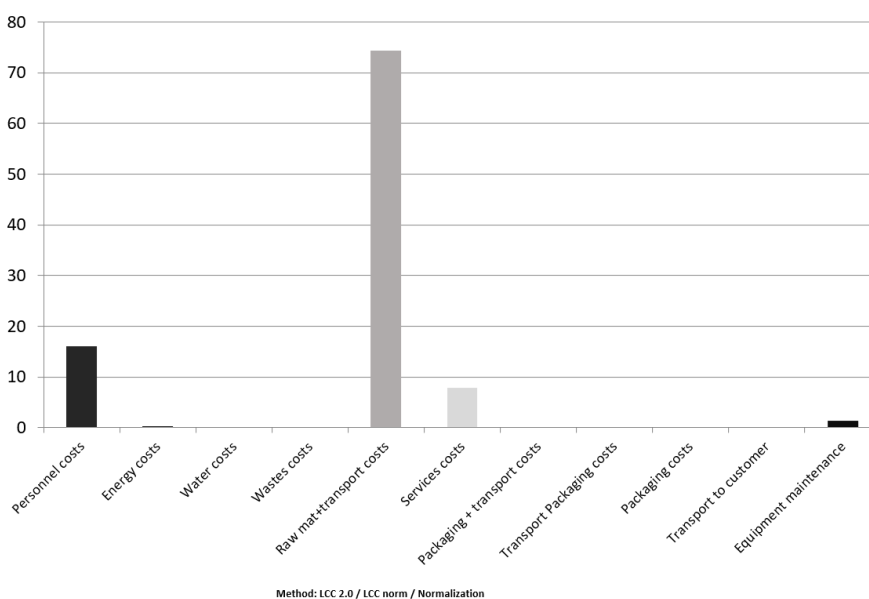


Figura 4: Risultati LCC con percentuale di costi per ogni categoria di costo

4. Conclusioni e possibili sviluppi futuri

In questo lavoro sono stati valutati gli impatti ambientali e il costo del ciclo di vita di prodotti innovativi, basati su nanotecnologie, per la conservazione preventiva di beni del patrimonio culturale. In particolare, si è analizzata una "Novel Archive Box", un'innovativa scatola per lo stoccaggio in magazzino o archivio di opere d'arte, che, per la sua caratteristica di alloggiare strumentazioni nanotecnologiche (sensori, assorbitori, regolatori di temperatura e di umidità), può essere definita un sistema di conservazione "attivo".

In generale, i risultati ottenuti in relazione alla sostenibilità ambientale della “Novel Archive Box” mettono in evidenza come le materie prime costituenti i diversi componenti ed il loro trasporto, unitamente all’energia elettrica utilizzata nei singoli processi produttivi, siano ciò che determina i maggiori impatti sull’ambiente. In relazione alle materie prime, gli impatti ambientali derivano principalmente dai processi di estrazione (utilizzo di combustibili fossili per alimentare macchinari e processi industriali di trattamento dei materiali) o di grandi quantità di acqua nella produzione del cartone. Il trasporto incide sulla sostenibilità ambientale in proporzione alle distanze percorse dalle materie prime stesse. Per quanto riguarda invece l’energia elettrica, il suo contributo agli impatti ambientali è principalmente dovuto al fatto che per larga parte viene prodotta tramite l’utilizzo di fonti fossili.

La valutazione dei costi del ciclo di vita che è stata condotta è sicuramente preliminare e presenta importanti margini di miglioramento, in quanto la generale carenza di dati non ha permesso un’analisi più accurata. Ha tuttavia consentito di evidenziare che, in base ai dati a disposizione, i costi più elevati sono relativi alle materie prime e al loro trasporto, così come al personale impiegato nella produzione.

Il principale sviluppo futuro riguarda la possibilità di includere una maggiore quantità di dati primari, nonché di aumentare il dettaglio di quelli già presenti, una volta che i prototipi qui presentati saranno messi in produzione. Nello specifico la parte maggiormente migliorabile è quella relativa all’LCC dove i costi dei regolatori di umidità, degli assorbitori di COV e dei regolatori di temperatura sono mancanti. Inoltre la modifica del processo produttivo per il suo adattamento alla produzione su larga scala nonché la selezione definitiva dei fornitori comporteranno una probabile variazione nei risultati. Un possibile miglioramento negli impatti ottenuti potrebbe venire dall’utilizzo di materie prime più sostenibili provenienti da produttori geograficamente più vicini e che richiedano metodi di estrazione meno impattanti.

5. Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato condotto all’intero del progetto EU Horizon 2020 APACHE (<https://www.apacheproject.eu/>) “Active & intelligent Packaging materials and display cases as a tool for preventive conservation of Cultural Heritage” Grant Agreement Number 814496.

Si ringraziano i produttori partecipanti al progetto per la disponibilità e la collaborazione nella raccolta dati al fine di effettuare lo studio oggetto del presente articolo. Si riportano di seguito i produttori e i relativi prodotti: ZFB – Zentrum für Bucherhaltung – “Novel Archive Box”; CNR-IPCB (Istituto per i Polimeri, Compositi e Biomateriali, Napoli-Italia) – “Regolatori di temperatura a base di Phase Change Material (PCM)”; Chalmers University of Technology – “Assorbitori di composti organici volatili (COV) a base di Polyethylenimines/ Silica / Nanocellulosa”; Tyndall Institute – University of Cork – “Sensori elettrochimici”; NTUA – National Technical University of Athens – “Regolatori di umidità a base di Poly (vinyl alcohol) (PVA)”.

6. Bibliografia

Baglioni, P., & Chelazzi, D. (2013). *Nanoscience for the Conservation of Works of Art* (P. Baglioni & D. Chelazzi, Eds.). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/9781849737630>

Boersma, F. (2016). Preventive conservation - More than dusting objects? An overview of the development of the preventive conservation profession. In *Journal of the Institute of Conservation* (Vol. 39, Issue 1). <https://doi.org/10.1080/19455224.2015.1136463>

- ISO. (2006a). *Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines*. International Standards Organization, standard ISO 14044:2006.
- ISO. (2006b). *ISO 14040:2006(en), Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*. <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:en>
- Lucchi, E. (2018). Review of preventive conservation in museum buildings. In *Journal of Cultural Heritage* (Vol. 29). <https://doi.org/10.1016/j.culher.2017.09.003>
- ICCROM. (2022). *Preventive Conservation | ICCROM*. <https://www.iccrom.org/section/preventive-conservation>
- Semenzin, E., Giubilato, E., Badetti, E., Picone, M., Volpi Ghirardini, A., Hristozov, D., Brunelli, A., & Marcomini, A. (2019). Guiding the development of sustainable nano-enabled products for the conservation of works of art: proposal for a framework implementing the Safe by Design concept. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(25). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05819-2>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

Analisi del ciclo di vita (LCA) di una tecnica di bioremediation applicata ad un suolo contaminato in laguna di Venezia

Anna Fogato¹, Lisa Pizzol^{2*}, Paolo Criscione³, Anna Tinello⁴, Anna Carlesso¹, Grazia Cecchi⁵, Simone Di Piazza⁵, Mirca Zotti⁵, Martina Menegaldo¹, Elena Semenzin^{1*}

Abstract: Un intervento di bonifica, come qualsiasi processo, comporta determinati impatti ambientali che possono derivare dall'uso di risorse naturali, dalla produzione di rifiuti e emissioni. Nel presente articolo vengono analizzati due interventi di bonifica applicabili ad un sito contaminato da IPA, ovvero un trattamento biologico, eseguito mediante l'utilizzo di substrati per la coltivazione di funghi eduli esausti, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante per un approccio integrato di mico- e fitorisanamento (MFR) e il classico scavo e smaltimento in discarica. L'obiettivo è quello di confrontare gli impatti ambientali generati attraverso un'analisi del ciclo di vita (LCA) di queste due alternative di bonifica. I risultati ottenuti evidenziano degli impatti ambientali elevati per la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica che risulta del 90% più impattante rispetto alla tecnologia innovativa dell'MFR.

1. Introduzione

Nell'ultimo decennio, l'attenzione verso prodotti e processi più sostenibili si è notevolmente diffusa ed ha coinvolto tutte le attività umane, tra cui anche l'attività di bonifica dei siti contaminati. Dalla metà degli anni 2000, un crescente interesse per la bonifica sostenibile è emerso in diverse organizzazioni internazionali e nazionali, nonché in network e forum di settore (Bardos, 2014; CL:AIRE & NICOLE, 2015; Common Forum, 2020; SuRF Italy, 2020). Queste iniziative hanno ormai pubblicato una serie di framework, standard, white paper, road map e linee guida operative, come la ISO 18504:2017, che supportano gli stakeholder nella valutazione della sostenibilità delle tecnologie di bonifica (Rizzo et al., 2016). Nel contesto italiano, SuRF-Italy definisce il concetto di bonifica sostenibile come quel "processo di gestione e bonifica di un sito contaminato, finalizzato a identificare la migliore soluzione che massimizzi i benefici della sua esecuzione dal punto di vista ambientale, economico e sociale, tramite un processo decisionale condiviso con i portatori di interesse" (SuRF Italy, 2015).

I processi di bonifica, infatti, sono caratterizzati da impatti ambientali, sociali ed economici determinati dalla scelta di una determinata tecnologia di bonifica in relazione alla sua efficacia, alla fattibilità dell'intervento, ai costi e alle tempistiche.

¹ Ca'Foscari University, Venezia, Italy

² GreenDecision s.r.l., Via delle industrie 21/8, 30175 Marghera, VE, Italy

³ DESAM Ingegneria e Ambiente

⁴ Fondazione Università Ca' Foscari, Dorsoduro 3859, 30123 Venezia

⁵ DISTAV, Università degli Studi di Genova, corso Europa 16132, Genova Italy

Email: lisa.pizzol@greendecision.eu; semenzin@unive.it;

Nello specifico, un intervento di bonifica, come qualsiasi processo, comporta determinati impatti ambientali che possono derivare dall'uso di risorse naturali (materie prime, energia, acqua, ecc.), dalla produzione di rifiuti e dalle emissioni in ambiente (Morais & Delerue-Matos, 2010). Questi impatti vanno considerati in fase decisionale così da permettere la selezione delle alternative progettuali tecnicamente più adeguate e che presentano minori impatti ambientali (Cadotte et al., 2007b; Suèr et al., 2004; Visentin et al., 2019). Dall'analisi della letteratura scientifica di settore è emerso che, per una corretta valutazione degli impatti ambientali legati alle tecnologie di bonifica, l'Analisi del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment - LCA) è lo strumento più adeguato perché fornisce una valutazione completa e dettagliata di tutti i processi che caratterizzano quest'attività (Diamond et al., 1999). L'analisi LCA è una metodologia definita dagli standard ISO 14040-14044 e consente, infatti, di valutare la sostenibilità ambientale delle tecniche di bonifica attraverso un'analisi degli impatti ambientali ad esse associati, a diversi livelli di dettaglio e di inclusione (ad esempio dalla culla alla tomba, dalla culla al cancello, dal cancello al cancello).

2. Analisi di letteratura riguardante gli studi LCA applicati ai processi di bonifica: focus sul biorisanamento

La valutazione degli impatti ambientali tramite metodologia LCA risulta sempre molto complessa in quanto richiede una mole significativa di dati di input sito-specifici. Per tale ragione, prima di effettuare lo studio presentato nel presente articolo, è stato necessario analizzare la bibliografia di settore al fine di definire i confini del sistema e individuare le variabili e i processi maggiormente rilevanti in termini di impatti ambientali generati. L'analisi di letteratura riguardante gli studi LCA applicati ai processi di bonifica ha evidenziato che la maggior parte degli studi analizzati ha sviluppato un'analisi LCA considerando l'intero ciclo di vita "dalla culla alla tomba" (Amponsah et al., 2017b; Blanc et al., 2004; Capobianco et al., 2018; Hou et al., 2016; Inoue & Katayama, 2011; Mauko Pranjic et al., 2018; Page et al., 1999; Song et al., 2018; Sparrevik et al., 2011). Inoltre, in quasi tutti gli articoli, ad eccezione di Page et al. (1999), l'LCA è utilizzata come strumento predittivo per confrontare diversi scenari tecnologici e pertanto viene eseguita ante operam.

Inoltre, focalizzando l'attenzione sugli articoli nei quali viene confrontata la tecnica del biorisanamento (focus di questo articolo) con quella dello scavo e smaltimento in discarica (Dig&Dump), troviamo Amponsah e colleghi (Amponsah et al., 2017) che confrontano gli impatti ambientali di due alternative di bonifica del suolo: scavo con trattamento fuori sito e bioventilazione. Dall'analisi di queste due alternative è emerso che, nell'opzione di scavo e trattamento ex situ (Dig&Dump), la fase a maggior impatto ambientale è la fase operativa, ossia la fase che comprende il trasporto del terreno contaminato scavato, dove il contributo al cambiamento climatico è molto rilevante ed è in gran parte dovuto all'elevato consumo di energia per il trasporto ed il funzionamento dei macchinari durante lo scavo. Al contrario nella seconda opzione, quindi l'opzione di trattamento mediante bioventilazione, si è osservato che l'impatto ambientale, per la maggior parte delle categorie, è nettamente inferiore. Quest'ultimo trattamento ha inoltre utilizzato meno materiali e ha prodotto meno emissioni di CO₂ fossile ed emissioni di CO₂ biogeniche.

Sempre utilizzando un'analisi LCA ed un sito contaminato da diesel, Cadotte e colleghi (Cadotte et al., 2007) confrontano uno scenario di trattamento biologico in situ con un trattamento ex situ (biopile e Dig&Dump). Da questo studio è emerso che lo scenario biologico in situ ha mostrato impatti minimi, ma il suo tempo di trattamento era 4 volte più lungo di quello ottenuto nel trattamento ex situ (Dig&Dump).

A conferma di ciò, sia Lemming (Lemming et al., 2010) che Suer (Suer & Andersson-Sköld, 2011) confrontano l'opzione di bonifica del biorisanamento in situ con l'opzione dello scavo del suolo contaminato seguito da trattamento e smaltimento fuori sito (Dig&Dump). I risultati di entrambi hanno mostrato che la scelta dell'opzione del biorisanamento riduce notevolmente gli impatti del ciclo di vita della bonifica rispetto all'altra scelta, la quale richiede molta più energia ed è dominata dal processo smaltimento in discarica e dal trasporto del terreno contaminato. Tuttavia, gli studi disponibili in letteratura relativi ad applicazioni di LCA a tecniche di biorisanamento sono ancora limitati. Per questo motivo, nel presente lavoro viene studiato un trattamento di biorisanamento integrato MFR, eseguito mediante l'utilizzo di substrati per la coltivazione di funghi eduli esausti, soluzione di microfunghi autoctoni e piante. Questa tecnologia viene confrontata con l'alternativa di scavo e smaltimento in discarica (Dig&Dump).

3. Metodologia

3.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

3.1.1. Caso di studio

L'isola della Certosa è una delle più grandi delle cosiddette "isole minori" della Laguna di Venezia, è situata a nord-est a meno di 250 metri da San Pietro di Castello e poco più di 500 metri dal Lido di Venezia.

Negli ultimi due secoli è stata convertita ad usi militari e presenta una fabbrica di munizioni, con annesso poligono, costruita ad inizio del '900. Il declino dell'attività industriale-militare, avvenuto nel 1962, segnò successivamente il completo abbandono dell'isola, il cui uso urbano fu confinato ad una discarica non ufficiale localizzata nella parte orientale della stessa. Le attività militari sopracitate hanno lasciato in eredità un diffuso inquinamento dei terreni superficiali, con concentrazioni medio-basse di Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), in particolare nelle aree occidentali e centrali dell'isola. Nel presente studio, per bonificare i terreni contaminati presenti sull'isola, sono stati sviluppati due scenari: un'alternativa innovativa e applicabile in situ, ossia una bioremediation costituita da fitorisanamento (rizodegradazione) incentivato dall'uso di microrganismi (funghi) MFR, e l'alternativa dello scavo e smaltimento in discarica (Dig&Dump). Lo scopo è quello di stimare gli impatti ambientali delle due tecniche attraverso un'analisi del ciclo di vita (LCA) per identificare quella con impatti ambientali minori.

3.1.2. Obiettivo

L'obiettivo di questa analisi LCA è la valutazione, *ante operam*, dei potenziali impatti ambientali di una tecnica di bonifica quale il MFR, attraverso il confronto con l'alternativa Dig&Dump, che porterebbero entrambe alla decontaminazione dell'area oggetto di studio (una porzione di suolo dell'isola della Certosa a Venezia). Il fine consiste nell'identificazione dell'alternativa tecnologica con minori impatti ambientali, ma allo stesso tempo sostenibile dal punto di vista economico.

3.1.3. Unità funzionale

L'unità funzionale (UF) utilizzata per comparare le due tecnologie corrisponde all'intero sito di bonifica, ossia 1,2 ha contaminati dell'isola della Certosa. La scelta di questa unità funzionale è supportata da quanto emerso in letteratura, dove l'UF maggiormente utilizzata nello studio delle tecnologie di bonifica corrisponde all'intero sito di bonifica (Amponsah et al., 2017a; Harbottle et al., 2007; Suer & Andersson-Sköld, 2011; Toffoletto et al., 2005).

3.1.4. Confini del sistema

L'analisi LCA è stata condotta mediante un approccio “dalla culla alla tomba” (“from cradle to grave”), ciò significa che sono stati quantificati tutti i processi impiegati per la bonifica del sito a partire dall'acquisizione delle materie prime fino allo smaltimento dei rifiuti. Anche questa scelta è supportata da quanto emerso in letteratura, dove, di fatto, la maggior parte degli studi analizzano tutte le fasi del processo di bonifica (Amponsah et al., 2017; Cadotte et al., 2007; Harbottle et al., 2007; Page et al., 1999).

3.1.5. Progettazione delle tecnologie

Solitamente, una contaminazione del suolo causata da IPA viene trattata mediante lo scavo ed il successivo smaltimento off-site in discarica (Lesage et al., 2007; Page et al., 1999). In questo studio si applica, invece, una tecnologia di bonifica “innovativa” e ad oggi ancora poco utilizzata, ovvero l'MFR. Quest'ultima viene eseguita mediante l'utilizzo preliminare di substrati esausti per la coltivazione di *Pleurotus ostreatus*. Successivamente si procede all'inoculo di una soluzione diluita di microrganismi autoctoni (*Trichoderma*, *Fusarium*, *Mucor*) ed infine viene effettuata una piantumazione di *Festuca arundinacea* e *Medicago sativa*.

3.2. Analisi dell'inventario (LCI)

Per entrambi gli scenari confrontati, la maggior parte dei dati primari derivano da rilevazioni effettuate dalle aziende e da successive elaborazioni. Per completare la LCI sono stati utilizzati i dati secondari della banca dati di Ecoinvent 3.5 e la successiva modellazione di LCI è stata eseguita con Microsoft Excel.

3.3. Valutazione degli impatti (LCIA)

Per la valutazione dei potenziali impatti ambientali derivanti dalle due tecnologie di bonifica sono stati utilizzati il metodo ReCiPe H *midpoint* ed *endpoint*. La versione Hierarchist perspective, (H) che esprime un orizzonte temporale intermedio (100 anni) e delle condizioni in generale medie rispetto alle altre due versioni disponibili in ReCiPe, (Individualistic perspective – I, Egalitarian perspective – E) è considerata la “prospettiva” di default (Pré Consultants., 2013) in quanto migliore *trade off* tra gli estremi. Secondo il metodo ReCiPe i risultati possono essere riportati rispetto a due diversi livelli, a livello “midpoint” attraverso 18 categorie di impatto (ad es. riscaldamento globale, tossicità umana, uso dell'acqua, ecc.) e a livello “endpoint”. Quest'ultimo permette una valutazione complessiva e immediata dei potenziali impatti su salute umana, ecosistemi e risorse. Nel seguente paragrafo si riportano i risultati a livello endpoint e a livello di

single score. I *single score* permettono di visualizzare l'impatto complessivo sotto forma di un unico indicatore adimensionale.

4. Risultati e discussione

Come riportato in Figura 1, dal confronto dei risultati normalizzati a livello di *endpoint* emerge che la categoria "Human health" è caratterizzata da impatti sensibilmente più elevati rispetto agli impatti previsti sugli ecosistemi e sulle risorse. Tale risultato è associato principalmente al conferimento in discarica del terreno contaminato (disposal scenario).

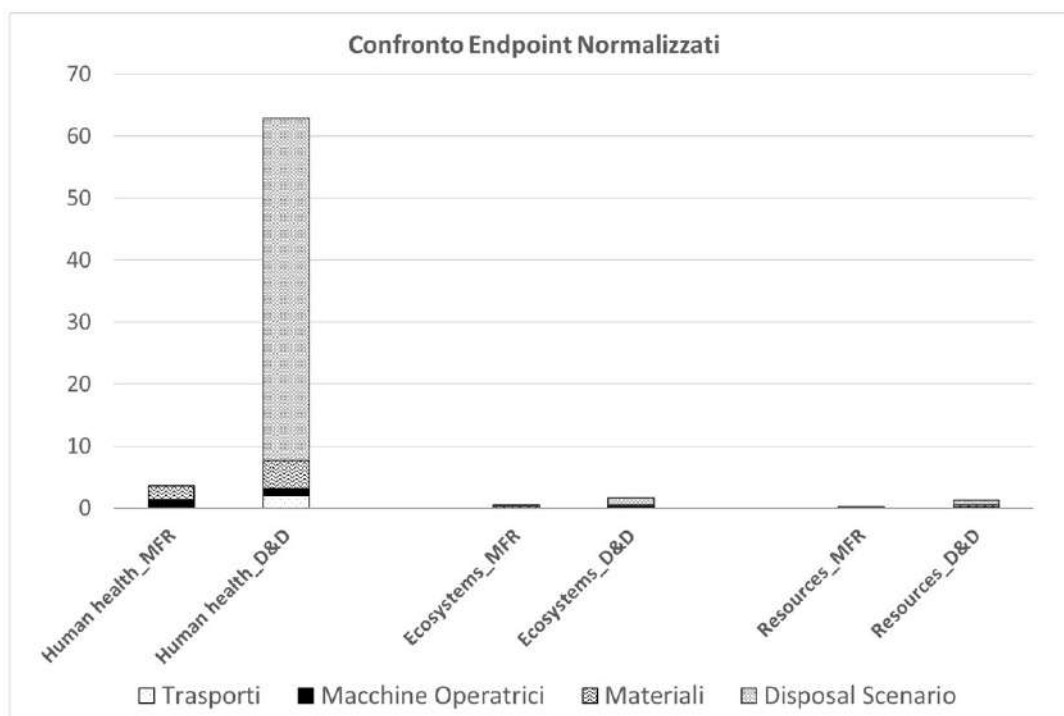


Figure 1: Confronto dei risultati normalizzati a livello di endpoint. MFR = approccio integrato di micoriorisanamento; D&D = Dig&Dump

Calcolando il single score sui risultati normalizzati a livello di endpoint (Figura 2) si evince che la tecnologia dello scavo e smaltimento in discarica risulta essere di circa il 90% più impattante rispetto alla tecnologia MFR.

Questo ulteriore livello di analisi mette in evidenza come per il D&D il conferimento in discarica dei rifiuti contribuisca per oltre l'85% all'impatto totale generato da questa tecnica di bonifica. Nel caso dell'alternativa MFR, invece, il contributo legato al conferimento in discarica dei rifiuti non è applicabile, mentre l'impatto maggiore è generato dal consumo di materiali, che risulta tuttavia essere circa la metà dell'impatto generato dal consumo di materiali stimato per l'alternativa D&D. L'impatto legato all'utilizzo delle macchine operatrici risulta della stessa entità per le due alternative, mentre il trasporto incide per circa il 4% per l'alternativa di D&D ed è molto limitato per l'alternativa MFR.

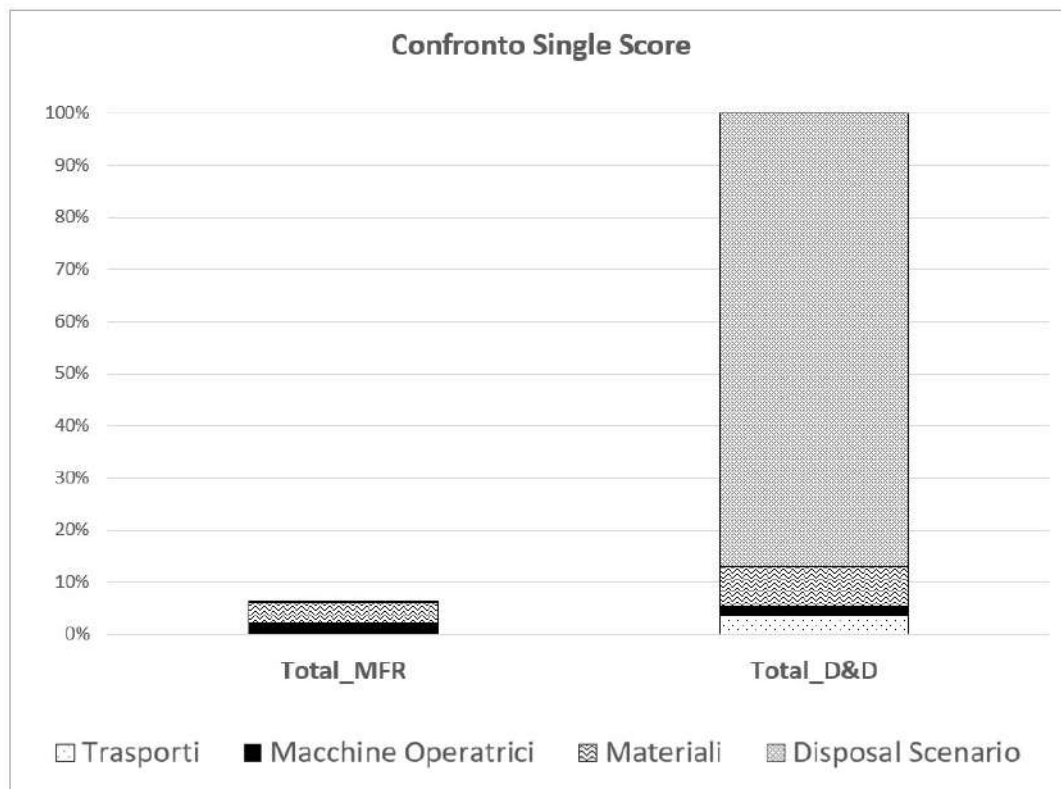


Figura 2: Confronto dei risultati a livello di single score. MFR = approccio integrato di micro- e fitorisanamento; D&D = Dig&Dump

5. Conclusioni

L'applicazione della metodologia LCA per la stima degli impatti ambientali associati agli interventi di bonifica rappresenta un'importante strategia per il perseguimento dello sviluppo sostenibile. L'LCA permette, infatti, di identificare la tecnologia di bonifica caratterizzata da minori impatti ambientali lungo il suo ciclo di vita. L'obiettivo di questo lavoro è stato di confrontare due diverse tecniche di bonifica, ovvero un trattamento di *bioremediation* integrato MFR, eseguito mediante l'utilizzo di substrati per la coltivazione di funghi eduli esausti, soluzione concentrata di microfunghi autoctoni e piante, con l'alternativa dello scavo e smaltimento in discarica, al fine di identificare quella tecnologia che determina minori impatti ambientali.

L'analisi LCA applicata alla bonifica dell'intero sito contaminato nell'isola della Certosa attraverso l'applicazione del trattamento di *bioremediation* integrato MFR e del Dig&Dump ha dimostrato che, sulla base delle specifiche caratteristiche delle due tecnologie considerate e delle assunzioni fatte, la tecnologia dell'MFR risulta essere la soluzione ambientalmente più sostenibile. Infatti, gli impatti ad essa correlati sono risultati inferiori rispetto a quelli della tecnologia dello scavo e smaltimento. Infatti, a livello di single score è possibile affermare che l'impatto dell'MFR è inferiore di circa il 90% rispetto a quello della tecnica dello scavo e smaltimento in discarica.

Per concludere, è necessario sottolineare che con tale studio si è fornito un ulteriore esempio di come l'LCA è uno strumento utile al confronto delle performance ambientali di differenti tecnologie di bonifica e potrà contribuire allo sviluppo di tecnologie innovative sostenibili in questo settore.

6. Bibliografia

- Amponsah, N. Y., Wang, J., & Zhao, L. (2017a). Environmental profile of two soil remediation options - a case study in Northern Alberta. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 5(2), 117–131. <https://doi.org/10.5890/JEAM.2017.06.004>
- Amponsah, N. Y., Wang, J., & Zhao, L. (2017b). Environmental Profile of Two Soil Remediation Options – A Case Study in Northern Alberta. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 5(2), 117–131. <https://doi.org/10.5890/JEAM.2017.06.004>
- Bardos, P. (2014). Progress in Sustainable Remediation. *Remediation Journal*, 25(1), 23–32. <https://doi.org/10.1002/rem.21412>
- Blanc, A., Métivier-Pignon, H., Gourdon, R., & Rousseaux, P. (2004). Life cycle assessment as a tool for controlling the development of technical activities: application to the remediation of a site contaminated by sulfur. *Advances in Environmental Research*, 8(3–4), 613–627. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(03\)00034-0](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(03)00034-0)
- Cadotte, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2007a). *LCA Case Studies Selection of a Remediation Scenario for a Diesel-Contaminated Site Using LCA* *. 12(4), 239–251.
- Cadotte, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2007b). Selection of a remediation scenario for a diesel-contaminated site using LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(4), 239–251. <https://doi.org/10.1065/lca2007.05.328>
- Capobianco, O., Costa, G., & Baciocchi, R. (2018). Assessment of the Environmental Sustainability of a Treatment Aimed at Soil Reuse in a Brownfield Regeneration Context. *Journal of Industrial Ecology*, 22(5), 1027–1038. <https://doi.org/10.1111/jiec.12648>
- CL:AIRE & NICOLE. (2015). *A Review of the Legal and Regulatory Basis for Sustainable Remediation in the European Union and the United Kingdom*. <http://library1.nida.ac.th/termpaper6/sd/2554/19755.pdf>
- Common Forum. (2020). *COMMON FORUM on Contaminated Land in Europe*. <https://www.commonforum.eu/>
- Diamond, M. L., Page, C. A., Campbell, M., McKenna, S., & Ronald, L. (1999). Integrated framework for assessment of site remediation options. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(1), 788–800. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180427>
- Harbottle, M. J., Al-Tabbaa, A., & Evans, C. W. (2007). A comparison of the technical sustainability of in situ stabilisation/solidification with disposal to landfill. *Journal of Hazardous Materials*, 141(2), 430–440. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.084>
- Hou, D., Gu, Q., Ma, F., & O'Connell, S. (2016). Life cycle assessment comparison of thermal desorption and stabilization/solidification of mercury contaminated soil on agricultural land. *Journal of Cleaner Production*, 139, 949–956. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.108>
- Inoue, Y., & Katayama, A. (2011). Two-scale evaluation of remediation technologies for a contaminated site by applying economic input–output life cycle assessment: Risk–cost, risk–energy consumption and risk–CO₂ emission. *Journal of Hazardous Materials*, 192(3), 1234–1242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.029>
- International Organization for Standardization. (2017). *Soil quality — Sustainable remediation ISO 18504:2017*. <http://store.uni.com/catalogo/iso-18504-2017>

- International Organization for Standardization. (2021a). *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework ISO 14040:2021*. <http://store.uni.com/catalogo/uni-en-iso-14040-2021>
- International Organization for Standardization. (2021b). *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines ISO 14044:2021*. <http://store.uni.com/catalogo/uni-en-iso-14044-2021/>
- Lemming, G., Hauschild, M. Z., & Bjerg, P. L. (2010). Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: Literature review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1), 115–127. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0129-x>
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L., & Samson, R. (2007). Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 497–513. <https://doi.org/10.1065/lca2006.10.279.2>
- Mauko Pranjić, A., Oprčkal, P., Mladenović, A., Zapušek, P., Urleb, M., & Turk, J. (2018). Comparative Life Cycle Assessment of possible methods for the treatment of contaminated soil at an environmentally degraded site. *Journal of Environmental Management*, 218, 497–508. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.051>
- Morais, S. A., & Delerue-Matos, C. (2010). A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.041>
- Page, C. A., Diamond, M. L., Campbell, M., & McKenna, S. (1999). Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Case study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(4), 801–810. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180428>
- Rizzo, E., Bardos, P., Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A., Albano, C., Darmendrail, D., Gernot, D., Harclerode, M., Harries, N., Nathanail, P., Pachon, C., Rodriguez, A., Slenders, H., & Smith, G. (2016). *Comparison of international approaches to sustainable remediation*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.062>
- Song, Y., Hou, D., Zhang, J., O'Connor, D., Li, G., Gu, Q., Li, S., & Liu, P. (2018). Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Science of The Total Environment*, 610–611, 391–401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.016>
- Sparrevik, M., Saloranta, T., Cornelissen, G., Eek, E., Fet, A. M., Breedveld, G. D., & Linkov, I. (2011). Use of Life Cycle Assessments To Evaluate the Environmental Footprint of Contaminated Sediment Remediation. *Environmental Science & Technology*, 45(10), 4235–4241. <https://doi.org/10.1021/es103925u>
- Suer, P., & Andersson-Sköld, Y. (2011). Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass and Bioenergy*, 35(2), 969–981. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.11.022>
- Suèr, P., Nilsson-Påledal, S., & Norrman, J. (2004). LCA for Site Remediation: A Literature Review. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 13(4), 415–425. <https://doi.org/10.1080/10588330490471304>
- SuRF Italy. (2015). *Sostenibilità nelle Bonifiche in Italia*.
- SuRF Italy. (2020). *Forum per la Sostenibilità applicata alle Bonifiche*. <http://www.surfitaly.it/>

- Toffoletto, L., Deschênes, L., & Samson, R. (2005). LCA of ex-situ bioremediation of diesel-contaminated soil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(6), 406–416. <https://doi.org/10.1065/lca2004.09.180.12>
- Visentin, C., da Silva Trentin, A. W., Braun, A. B., & Thomé, A. (2019). Application of life cycle assessment as a tool for evaluating the sustainability of contaminated sites remediation: A systematic and bibliographic analysis. *Science of The Total Environment*, 672, 893–905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.034>

Life Cycle Assessment del biorimediao fito-assistito applicato ad un'area contaminata del Sud d'Italia

Serena Masini¹, Marcella Ferrara², Dina Castello³, Valeria Ancona⁴

Abstract: Il presente contributo valuta gli impatti ambientali della sperimentazione condotta su terreni contaminati nel Sud d'Italia sui quali è stata applicata la tecnologia di bonifica del biorimediao fito-assistito con l'utilizzo del girasole. In particolare, è stata condotta l'analisi LCA su tre diverse condizioni al fine, non soltanto di determinare la condizione che consente una maggiore diminuzione di PCB e metalli pesanti, ma disporre del relativo punteggio ambientale. Lo scenario maggiormente impattante è quello che utilizza il compost per agire sulla crescita della pianta, nonostante sia quello in cui si osserva una maggiore diminuzione di inquinanti. Si ritiene che il biorimediao fito-assistito presenti numerosi vantaggi ambientali riconducibili al basso impatto della tecnologia stessa ed una serie di benefici ambientali come la conservazione della biodiversità, il controllo dell'erosione dei suoli, la creazione di nuovi habitat e il miglioramento del paesaggio.

1. Introduzione

Il presente lavoro è stato condotto nell'ambito del Progetto di Ricerca "Energie per l'Ambiente - Tecnologie e processi per l'Abbattimento di inquinanti e la bonifica di siti contaminati con Recupero di mAterie prime e prodizioNe di energia TOtally Green (TARANTO)", finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca con l'obiettivo di sviluppare un insieme di tecnologie innovative per generare energia rinnovabile ed effetti di bonifica delle matrici ambientali contaminate. In particolare, il presente studio valuta l'applicazione della tecnologia dei biorimediao fito-assistito di suoli e sedimenti contaminati impiegabili per il recupero di aree multi-contaminate, su scala di laboratorio, secondo tre diversi possibili scenari, utilizzando la metodologia *Life Cycle Assessment*. Nello specifico, l'analisi è stata condotta mediante l'applicazione della metodologia LCA (*Life Cycle Assessment*). Sebbene negli ultimi tempi quest'ultima venga applicata sempre più frequentemente in campo agricolo e industriale, solo pochi studi hanno utilizzato l'LCA per determinare gli impatti ambientali associati alla tecnologia di bonifica del biorimediao fito-assistito (Amponsah et al., 2018).

Il presente contributo indaga l'applicazione di tale tecnologia sul terreno proveniente da un'area situata nel sud Italia, vicino alla città di Taranto, storicamente contaminata da policlorobifenili (PCB) e metalli pesanti. Sebbene la loro produzione sia stata interdetta già da molti anni,

¹ Ecoimpro SRL, San Giorgio Jonico (TA)

² Ecopan SRL, Taranto (TA)

³ Socrate SRL, Taranto (TA)

⁴ Istituto di Ricerca Sulle Acque del CNR, Bari (BA)

Email: masini.serena@gmail.com

i PCB sono contaminanti organici che si contraddistinguono per la loro persistenza nel terreno a causa dell'elevata recalcitranza e tossicità, causando la contaminazione di laghi, sedimenti e suoli e la loro rimozione dagli ecosistemi contaminati continua a rappresentare una sfida (Fukurawa et al., 2008; Robertson et al., 2015).

La strategia tecnologica del biorimedio fito-assistito è sicuramente una soluzione di bonifica "sostenibile" in quanto consente di ridurre l'esposizione ai contaminanti, biodegradandoli, e di restituire all'ambiente ossigeno (O₂) e catturare l'anidride carbonica (CO₂) per mezzo della piantumazione di specie vegetali. L'efficienza di tale strategia tecnologica nel promuovere la decontaminazione di aree multi-contaminate è stata dimostrata in diversi lavori scientifici (Ancona et al., 2017; 2020; 2021). In particolare, nel presente progetto è stata oggetto di ricerca la scelta della specie vegetale da utilizzare in funzione della tipologia di contaminazione e delle caratteristiche geo-pedologiche del sito inquinato. Il team di ricerca dell'IRSA-CNR ha condotto delle sperimentazioni in microcosmo utilizzando la coltura erbacea del girasole (*Helianthus annuus* L.), in quanto pianta a ciclo breve (durata di circa 3-6 mesi), che si adatta bene a varie tipologie di suolo. Per il terreno in questione sono state considerate tre diverse condizioni sperimentali che hanno consentito di valutare, da un punto di vista ambientale, tre diversi scenari rispettivamente caratterizzati dalla sola piantumazione della pianta (condizione A), dalla piantumazione con l'aggiunta del compost (condizione B), dalla piantumazione con l'aggiunta di nanoparticelle di ossido di titanio (condizione C).

2. Il biorimedio fito-assistito

Le tecnologie di fitorisanamento consentono di recuperare gli inquinanti dagli ecosistemi in maniera simbiotica in quanto sono basate su azioni sinergiche tra l'apparato radicale delle piante e i microrganismi naturali (batteri e funghi), capaci di trasformare e/o degradare i contaminanti dei suoli inquinati. In particolare, il biorimedio fito-assistito consente la riduzione degli inquinanti al di sotto dei limiti di legge per mezzo delle interazioni che si instaurano tra le piante ed i microrganismi della rizosfera (porzione di suolo intorno alle radici).

L'apparato radicale, sviluppandosi, può sequestrare gli inquinanti o promuoverne la trasformazione per via co-metabolica grazie all'emissione di enzimi (con attività ossidative, riduttive, idrolitiche e proteolitiche) da parte della pianta e/o la totale biodegradazione ad opera delle popolazioni microbiche della rizosfera. La *phytoremediation* è ampiamente considerata un'alternativa ecologicamente responsabile ai metodi di bonifica fisica distruttivi per l'ambiente attualmente praticati, dato che si basa sull'uso di piante verdi per estrarre, sequestrare e/o degradare gli inquinanti (Chandra et al. 2015). È stata sempre più utilizzata come approccio più sostenibile per la bonifica dei siti contaminati.

3. Materiali e metodi

Per la valutazione del ciclo di vita del biorimedio fito-assistito, per il caso oggetto di studio, sono stati considerati tre diversi scenari i cui diagrammi di flusso sono riportati in Figura 1. In particolare,

- condizione A: suolo con pianta;
- condizione B: suolo ammendato con compost (10% del peso) con pianta;
- condizione C: suolo in presenza di ossido di titanio sotto forma di nanoparticelle nel suolo con pianta.

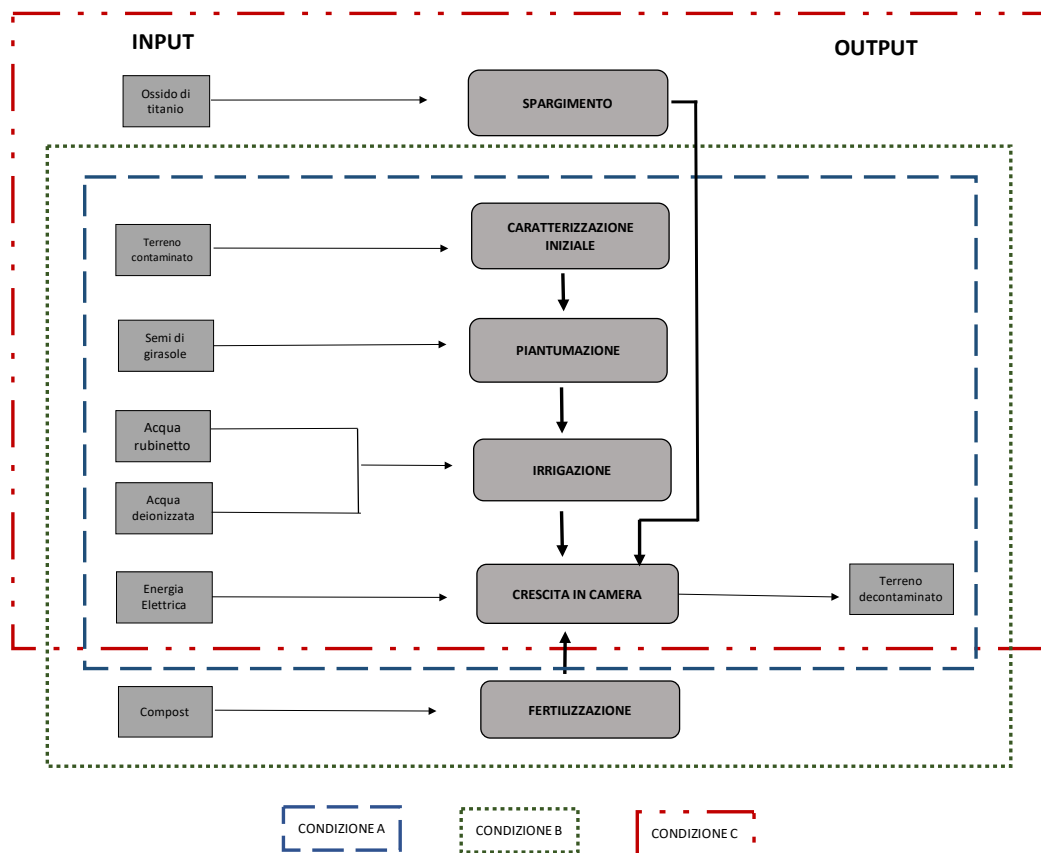


Figura 1: Diagramma di flusso delle tre condizioni sperimentali

Sebbene la tecnologia di bonifica possa essere applicata sia in situ che ex situ, in questo studio, le operazioni sono state svolte presso l'Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA) del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) di Bari. Le tre diverse condizioni sperimentali hanno avuto la finalità di testare la capacità del girasole di stimolare le comunità microbiche del suolo e promuoverne l'azione di degradazione degli inquinanti organici presenti nei suoli contaminati (PCB nel caso in questione), sia con il girasole direttamente a contatto con il suolo (condizione A), sia con l'ausilio di ammendante compostato (condizione B) ed, infine, in presenza di ossido di titanio nel suolo (condizione C). L'ossido di titanio è stato utilizzato come catalizzatore dei processi di biorimediazione ad opera dei microrganismi. I semi del girasole, provenienti da Beltsville (USA), sono stati fatti germinare in capsule Petri e dopo la germinazione allevati in camera di crescita, in condizioni controllate di umidità, temperatura e fotoperiodo. In ognuna delle tre condizioni sono state eseguite le analisi chimiche al tempo 0, al 45° e al 90° giorno. La scelta metodologica è stata quella di assumere costanti i consumi di acqua, energia elettrica e semi di girasole per tutti i tre diversi scenari. Per quanto concerne le analisi di caratterizzazione del terreno, è stata valutata la percentuale di riduzione delle tre condizioni rispettivamente a 45 e a 90 giorni. Per la condizione A, tra le ipotesi di studio, si è assunto che per bonificare 1 m³ di terreno, corrispondente a 127 kg di terreno contaminato considerata la sua densità (kg/m³), sono stati impiegati 254 semi di girasole dal peso di 0,09 gr, rispettivamente piantati in 254 vasetti di plastica contenenti 0,5 kg di terreno (non computati nello studio in quanto riutilizzati in altre attività di ricerca). È stata considerata l'irrigazione dei 254 vasetti di terreno, il trasporto delle materie prime (il trasporto

del terreno dal sito contaminato e il trasporto dei semi di girasole dal produttore) suddiviso tra il trasporto su camion (distanza tra Beltsville e l'aeroporto di Washington, tra la sede del CNR e l'aeroporto di Bari Palese ed infine tra il luogo contaminato e la sede del CNR) e il trasporto aereo (considerando la distanza tra l'aeroporto di Washington e l'aeroporto di Bari Palese) e l'energia elettrica per le camera di crescita. Con riferimento alla condizione B, è stato aggiunto il quantitativo di compost utilizzato, proveniente da un'azienda del territorio. Per la condizione C, invece, è eseguito uno spiking del suolo con una soluzione di biossido di titanio al fine di ottenere una concentrazione di 250 ppm.

4. Life Cycle Assessment del biorimedio fito-assistito

Per effettuare l'analisi del ciclo di vita, è stata scelta come unità funzionale 1 m³ di suolo bonificato fino al raggiungimento di un livello di contaminazione che soddisfi i limiti normativi (PCR, 2012:09). Il sistema studiato comprende la bonifica, il trasporto delle materie prime ed il consumo di energia elettrica secondo il mix nazionale. L'analisi di inventario condotta relativa alla bonifica di 1m³ di suolo viene riportata di seguito in Tabella 1.

Tabella 1: Analisi di inventario per 1 m³ terreno da bonificare

INPUT	UNITÀ DI MISURA	CONDIZIONE A	CONDIZIONE B	CONDIZIONE C
Terreno contaminato	kg	127	127	127
Semi di girasole	kg	0,023	0,023	0,023
Acqua deionizzata	kg	6,350	6,350	6,350
Acqua rubinetto	kg	6,350	6,350	6,350
Energia elettrica	kWh	89.916	89.916	89.916
Compost	kg	/	13	/
Ossido di Titanio	kg	/	/	0,032
Trasporto terrestre via Camion	tkm	0,001	0,001	0,001
Trasporto via aereo	tkm	0,302	0,302	0,302

L'elevato consumo energetico presente nell'analisi di inventario è da attribuire alla sperimentazione fatta su scala di laboratorio che prevede 2.160 h di funzionamento della camera di crescita, la cui potenza nominale è di 2,95 kW, all'interno della quale possono crescere 18 piante. Pertanto, il consumo elettrico della camera di crescita per ciascuna piantina durante tutto il periodo di sperimentazione ammonta a 345 kWh che dovrà essere previsto per le 254 piantine necessarie per la bonifica di 1 m³. Tale dato, tra l'altro, incide nella stessa maniera per tutte le tre sperimentazioni. Le tre diverse condizioni alle quali è stato applicato il biorimedio fito-assistito, sono state oggetto di valutazione degli impatti, secondo la metodologia ILCD 2011 Midpoint, la cui analisi di caratterizzazione è riportata in Tabella 2. I risultati della caratterizzazione della bonifica di 1m³ di terreno contaminato con la tecnologia del biorimedio fito-assistito sono riportati per ciascuna

delle 16 categorie di impatto previste dal metodo ILCD. I fattori di normalizzazione sono quelli riportati da Benini et al., 2014. La ponderazione è effettuata su base egualitaria.

Tabella 2: Analisi di caratterizzazione per la bonifica di 1 m³ di terreno con il biorimedia fito-assistito

CATEGORIE D'IMPATTO	UNITÀ DI MISURA	CONDIZIONE A	CONDIZIONE B	CONDIZIONE C
Cambiamento climatico	kg CO2 eq	3,93E+01	4,67E+01	3,93E+01
Riduzione dell'ozono	kg CFC-11 eq	5,38E-06	5,46E-06	5,38E-06
Tossicità umana, effetti non cancerogeni	CTUh	2,36E-06	2,69E-06	2,36E-06
Tossicità umana, effetti cancerogeni	CTUh	9,21E-08	1,08E-07	9,23E-08
Particolato	kg PM2.5 eq	1,09E-02	1,12E-02	1,09E-02
Radiazione ionizzante HH	kBq U235 eq	1,54E+00	1,63E+00	1,54E+00
Radiazione ionizzante E (interim)	CTUe	1,20E-05	1,30E-05	1,20E-05
Formazione dell'ozono fotochimico	kg NMVOC eq	8,14E-02	1,27E-01	8,14E-02
Acidificazione	molc H+ eq	1,83E-01	1,90E-01	1,83E-01
Eutrofizzazione terrestre	molc N eq	3,13E-01	3,38E-01	3,13E-01
Eutrofizzazione delle acque dolci	kg P eq	1,15E-03	1,19E-03	1,15E-03
Eutrofizzazione marina	kg N eq	2,75E-02	3,00E-02	2,75E-02
Ecotossicità delle acque dolci	CTUe	7,84E+00	1,07E+01	7,86E+00
Uso del suolo	kg C deficit	1,83E+01	2,00E+01	1,83E+01
Esaurimento delle risorse idriche	m3 water eq	4,49E-01	5,06E-01	4,53E-01
Mineralizzazione delle risorse minerale, fossili	kg Sb eq	7,46E-05	1,97E-04	7,66E-05

Nella figura 2, è riportato l'eco-indicatore totale per le tre condizioni, suddiviso per ciascuna categoria di impatto. La condizione che mostra un impatto ambientale maggiore è la condizione B con un punteggio totale di 4,18 mPt. Ad incidere maggiormente sul punteggio totale è in termini percentuali la categoria d'impatto della tossicità umana (effetti cancerogeni e non rispettivamente 28% e 14%) e l'esaurimento delle risorse idriche (12%). In termini di cambiamento climatico, si può notare come per la condizione B ci sia un maggior valore, dovuto all'utilizzo del compost che, se da un lato agisce sulla crescita della pianta e sul sequestro dal terreno degli inquinanti,

dall'altro incide maggiormente sull'effetto serra (4,67 kg di CO₂ eq. rispetto ai 3,93 kg di CO₂ eq della condizione A e C). Per ciò che attiene alle altre categorie di impatto, per tutte le tre condizioni sperimentali, vi sono differenze trascurabili.

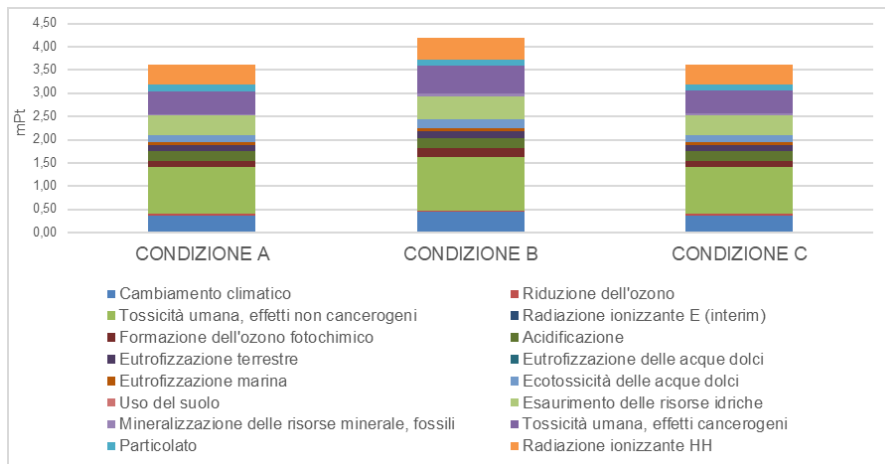


Figura 2: Eco indicatore delle condizioni di applicazione del biorimedio fito-assistito

Nonostante la condizione B presenti un profilo ambientale più impattante, dall'analisi di caratterizzazione del terreno pre e post applicazione del biorimedio fito-assistito, emerge come l'aggiunta del compost, rispetto alle altre condizioni, garantisce un maggior abbattimento degli inquinanti. La condizione B ha evidenziato, infatti, una riduzione della concentrazione degli inquinanti maggiore rispetto a quella osservata nelle altre condizioni sperimentali (A e C), con una percentuale di rimozione pari al 22% per i metalli pesanti e al 39% per i PCB. La condizione C ha mostrato una percentuale di rimozione dei PCB più elevata rispetto alla condizione A (24% vs 8%) e viceversa la condizione A è stata più efficiente della C con riferimento ai metalli pesanti (14% vs 10%).

5. Conclusioni

Dalla valutazione dell'analisi del ciclo di vita (LCA) del biorimedio fito-assistito emerge che, applicando una delle tre diverse condizioni, gli impatti ambientali si differenziano di poco tra di loro in termini di eco indicatore.

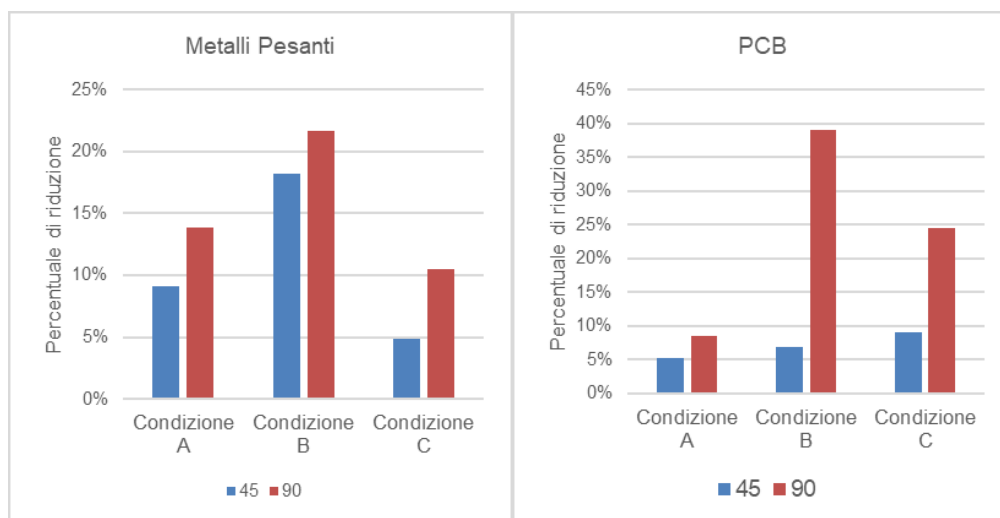


Figura 3: Diminuzione percentuale di metalli pesanti e PCB delle tre condizioni sperimentali al 45° e 90° giorno di sperimentazione

La condizione A e C, infatti, mostrano un punteggio ambientale uguale (3,62 mPt), mentre la condizione B è quella che ha un impatto maggiore (4,18 mPt), con un aumento percentuale del 16%. Pertanto, ai fini dell'individuazione della condizione più sostenibile, bisognerà introdurre altre variabili come il tempo necessario per registrare una diminuzione dei PCB e la diminuzione percentuale degli inquinanti nel terreno. La tecnica di bonifica del biorimedio fito-assistito è sicuramente una soluzione di bonifica "sostenibile" in quanto consente di ridurre l'esposizione ai contaminanti per mezzo della biodegradazione, consentendo l'immissione di nuovo ossigeno (O₂) nell'ambiente e la cattura dell'anidride carbonica (CO₂) per mezzo della piantumazione di specie vegetali. Tuttavia, qualsiasi tecnica che rimedi o gestisca il rischio di contaminazione in un sito, ha lo svantaggio di introdurre nuovi impatti ambientali dovuti all'uso di energia e materiali, che causano emissioni durante il loro ciclo di vita. Le soluzioni di bonifica più frequentemente adottate sono lo scavo con smaltimento e lo scavo con incenerimento, ma si tratta di interventi invasivi da un punto di vista ambientale (Amponsah et al., 2018). Lo scavo con incenerimento è sicuramente quello più impattante in termini di emissioni di GHG (0,7 t di (CO₂) eq/m³ di suolo trattato). Attualmente esistono nuovi metodi che potrebbero essere alternativi e più sostenibili, come ad esempio il biorimedio fito-assistito e il desorbimento termico. Quest'ultimo risulta essere quello più sostenibile, con un impatto sulle emissioni di GHG dieci volte più basso rispetto a quello dello scavo con incenerimento. Del resto, nello studio di Chen et al., 2021 è contemplata la valutazione del ciclo di vita di tre diversi scenari: uno che non comprende alcuna azione di bonifica, uno che contempla lo scarico con il trattamento termico ed uno che riguarda il biorimedio. Lo scenario "nessuna azione" ha contribuito ai maggiori impatti di tossicità umana, ecotossicità terrestre, occupazione del suolo urbano e uso del suolo sui servizi ecosistemici, mentre lo scenario "scavo con trattamento termico" ha avuto impatti relativamente più elevati sulla maggior parte delle categorie di impatto, come il cambiamento climatico, impoverimento dell'ozono, acidificazione, eutrofizzazione, ecotossicità, esaurimento dei fossili e impoverimento dei metalli. Lo scenario di "biorisanamento in situ", d'altro canto, ha mostrato un impatto relativamente elevato solo sulla trasformazione del suolo naturale. Questo impatto leggermente più elevato sull'uso del suolo può essere spiegato dal tempo più lungo necessario per la bonifica. In conclusione, la tecnologia del biorimedio fito-assistito presenta nuovi vantaggi ambientali riconducibili al basso

impatto della tecnologia stessa e una serie di esternalità positive quali benefici ambientali come la conservazione della biodiversità, il controllo dell'erosione dei suoli, la creazione di un nuovo habitat e un non trascurabile miglioramento del paesaggio (De Villiers et al. 2014).

6. Bibliografia

- Ancona V., Rascio I., Aimola G., Campanale C., Grenni P., Di Lenola M., Garbini G.L., Uricchio V.F., Barra Caracciolo A., 2021. Poplar-Assisted Bioremediation for Recovering a PCB and Heavy-Metal-Contaminated Area. *Agriculture*, 11, 689. <https://doi.org/10.3390/agriculture11080689>
- Ancona V, Barra Caracciolo A, Campanale C, Rascio I, Grenni P, Di Lenola M, Bagnuolo G, Uricchio VF, 2020. Heavy metal phytoremediation of a poplar clone in a contaminated soil in southern Italy *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* <https://doi.org/10.1002/jctb.6145>.
- Ancona V, Barra Caracciolo A, Grenni P, Di Lenola M, Campanale C, Calabrese A, Uricchio VF, Mascolo G, Massacci A, 2017. Plant assisted bioremediation of a PCB historically contaminated area in Southern Italy. *New Biotechnology Journal* 38: 65-73.
- Amponsah, N. Y., Wang, J., & Zhao, L., 2018. A review of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of commonly used ex-situ soil treatment technologies. *Journal of Cleaner Production*, 186, 514-525.
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E. M., & Pant, R., 2014. Normalisation method and data for Environmental Footprints. Publications Office of the European Union.
- Chandra, R., Saxena, G., & Kumar, V. (2015). Phytoremediation of environmental pollutants: an eco-sustainable green technology to environmental management. In *Advances in biodegradation and bioremediation of industrial waste* (pp. 15-44). CRC Press.
- Chen, H. P., Lee, M., & Chiueh, P. T. (2021). Creating ecosystem services assessment models incorporating land use impacts based on soil quality. *Science of The Total Environment*, 773, 145018.
- De Villiers, C., Chen, S., & Zhu, Y. (2014). Carbon sequestered in the trees on a university campus: a case study. *Sustainability Accounting, Management and Policy Journal*.
- Furukawa, K., & Fujihara, H., 2008. Microbial degradation of polychlorinated biphenyls: biochemical and molecular features. *Journal of bioscience and bioengineering*, 105(5), 433-449.
- Mackova, M., Prouzova, P., Stursa, P., Ryslava, E., Uhlik, O., Beranova, K., ... & Macek, T., 2009. Phyto/rhizoremediation studies using long-term PCB-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 817-829.
- Product category rules, 2012:09. Site remediation and clean-up services, soil and groundwater. SAIPEM S.p.A., Life Cycle Engineering.
- Robertson, L. W., & Hansen, L. G. (Eds.), 2015. PCBs: recent advances in environmental toxicology and health effects.

SESSIONE III
LCT E CIRCOLARITÀ 1

Promuovere LCA e sostenibilità ambientale: un'esperienza formativa in ambito turistico

Anna Mazzi¹, Sergio Arfò², Ioannis Arzoumanidis³, Elena Battiston¹, Tiziana Crovella⁴, Giuseppe Luigi Ayrton Longo², Annarita Paiano⁴, Luigia Petti³, Andrea Raggi³, Sara Toniolo⁵, Alberto Zufalo², Agata Matarazzo²

Abstract: Per promuovere uno sviluppo turistico sostenibile la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) gioca un ruolo chiave, ma è ancora poco diffusa tra gli operatori del settore. L'iniziativa realizzata dal Gruppo di Lavoro Servizi Turistici a febbraio 2022 ha affrontato questa criticità, investendo su un evento formativo gratuito aperto a tutti. L'obiettivo di diffondere conoscenze di base in materia di LCA e sostenibilità ambientale nel settore turistico ha ottenuto risultati stimolanti, nell'ottica di favorire la condivisione di esperienze e sviluppare competenze diffuse.

1. Introduzione

Il turismo riveste un ruolo chiave nello sviluppo locale e nella produzione di ricchezza, posizionandosi tra i principali settori dell'economia mondiale, nonostante la brusca frenata dovuta alla pandemia da Coronavirus (UNWTO, 2021). La sostenibilità ambientale nel settore turistico rappresenta un impegno imprescindibile per mitigare gli elevati impatti ambientali associati alle attività della filiera, in primis il trasporto, il consumo di risorse e la produzione di rifiuti (Einarsson e Sorin, 2020). A livello internazionale, si promuovono forme di turismo più responsabili e si adottano strumenti di valutazione e gestione delle criticità ambientali (ONU, 2015). In questo quadro, l'approccio di Life Cycle Thinking (LCT) e la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) sono strumenti efficaci per soluzioni di riduzione degli impatti ambientali che coinvolgano l'intera *supply chain* ed evitino indesiderati fenomeni di *burden shifting* (Mazzi, 2020; Arzoumanidis et al., 2021). Tuttavia, in questo settore l'utilizzo dell'LCA è ancora poco diffuso. Per ottenere risultati consistenti in materia di sostenibilità ambientale è fondamentale investire nella formazione a più livelli. Nel *framework* moderno di creazione del valore, infatti, l'istruzione è il canale privilegiato per diffondere conoscenze, abilità e valori, che a loro volta guidano il cambiamento dei comportamenti collettivi (Wals e Benavot, 2017). La sostenibilità rappresenta una delle competenze permanenti, per cui è fondamentale sviluppare un quadro europeo che ne favorisca l'apprendimento in modo diffuso (European Commission, 2018; Bianchi et al., 2022).

Il Gruppo di lavoro Servizi Turistici (GdL) dell'Associazione Rete Italiana LCA (RILCA) tra il 2021 e l'inizio del 2022 ha accolto la sollecitazione di promuovere la conoscenza della metodologia LCA ed ha organizzato un ciclo di seminari dedicati ad approfondire gli strumenti

¹ Università degli Studi di Padova, ² Università degli Studi di Catania,

³ Università degli Studi "G. D'Annunzio" di Chieti Pescara,

⁴ Università degli Studi di Bari "Aldo Moro", ⁵ Università degli Studi di Verona

Email: anna.mazzi@unipd.it

di sostenibilità ambientale nel turismo. Obiettivo del progetto era diffondere la conoscenza della metodologia LCA nel settore dei servizi turistici, attraverso testimonianze e casi studio che potessero mettere in luce i vantaggi derivanti dall'utilizzo di questa metodologia e degli standard internazionali che si basano sull'approccio LCT.

Questo articolo riassume l'esperienza svolta e i principali risultati ottenuti, per verificare se la condivisione di esperienze di sostenibilità turistica e di applicazione degli standard internazionali di LCT possa essere utile per accrescere l'interesse del settore verso l'utilizzo della metodologia LCA e possa contribuire ad aumentare le competenze in merito alla sostenibilità turistica.

2. Materiali e metodi

Ad inizio 2021 il GdL Servizi Turistici di RILCA ha manifestato, tra i propri interessi prioritari, la volontà di promuovere attività di sensibilizzazione e formazione sull'utilizzo dell'LCA nel settore turistico. Per questo è stato istituito un sottogruppo che ha raggruppato tutti i membri del GdL interessati al progetto. Il *team* ha lavorato nei mesi successivi per progettare un ciclo di seminari professionalizzanti da proporre a tutti gli interessati. Il corso, dal titolo: "L'approccio di ciclo di vita e gli strumenti di sostenibilità ambientale in ambito turistico", si è svolto dal 21 al 25 febbraio 2022, con l'organizzazione del Dipartimento di Economia e Impresa dell'Università degli Studi di Catania e il patrocinio di RILCA. I seminari, di 2 ore e 30 minuti ciascuno, hanno affrontato i temi più rilevanti della sostenibilità e del LCT in ambito turistico, come riassunto in Tabella 1.

Tabella 1: Programma dei seminari professionalizzanti

Relatori	Titolo dell'intervento
Roberto Cellini e Bruno Notarnicola	Apertura dei lavori e saluti istituzionali
Agata Matarazzo	Introduzione ai seminari ed obiettivi Agenda 2030
Andrea Raggi	LCA del turismo: stato dell'arte e prospettive di sviluppo
Luigia Petti	Ecolabel dei servizi turistici
Annarita Paiano	Carbon Footprint degli imballaggi: focus in ambito turistico
Ioannis Arzoumanidis	L'inclusione del LCT e della sostenibilità nelle piattaforme di prenotazione online
Tiziana Crovella	Indicatori di sostenibilità ambientale e consapevolezza del turista: caso studio del settore crociere
Anna Mazzi	LCA ed economia circolare per la gestione di territori a vocazione turistica
Sara Toniolo	Comunità sostenibile e requisiti ISO 37101: caso studio di sostenibilità territoriale

Il corso è stato proposto come un evento gratuito, indirizzato a tutti coloro che potessero avere un interesse verso il tema. Nei contenuti, sono stati affrontati i principali standard di LCT in ambito turistico, con un approccio esperienziale e concreto. Per favorire la partecipazione in condizioni di emergenza sanitaria, l'attività si è svolta online.

3. Risultati e discussione

3.1. I partecipanti

Ai seminari hanno partecipato circa 240 persone. Il profilo degli iscritti è riportato in figura 1: oltre il 75% è costituito da studenti e studentesse di corsi di laurea triennale e magistrale, per la maggior parte appartenenti all'Università di Catania (che ha ospitato l'evento). La seconda categoria maggiormente rappresentata è costituita da assegnisti/e, borsisti/e e dottorandi/e. Buona la partecipazione di docenti, ricercatori e ricercatrici; non sono mancati i/le dipendenti di aziende private e pubbliche, nonché imprenditori/imprenditrici e liberi/e professionisti/e.

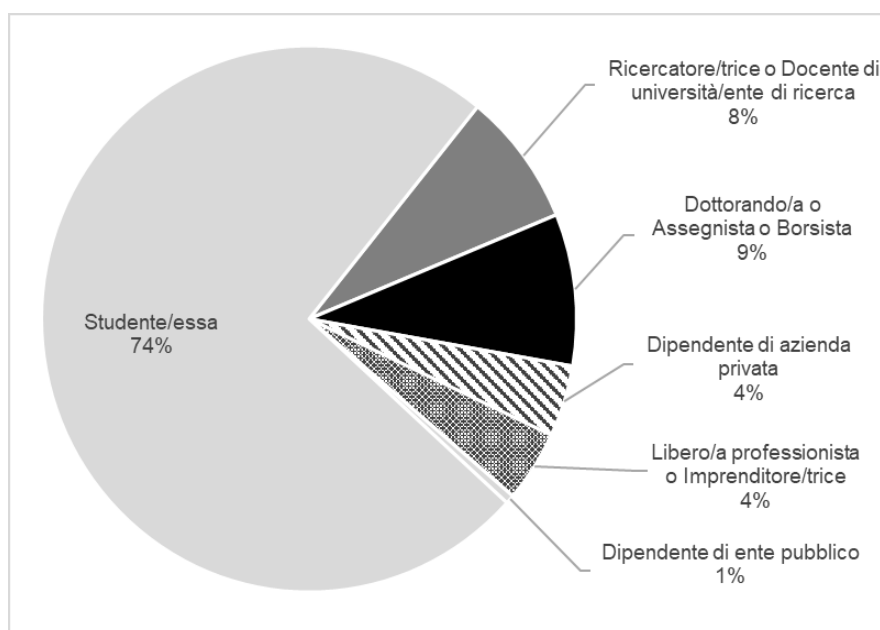


Figura 1: Tipologia di partecipanti ai seminari

3.2. Contenuti dei seminari

3.2.1. Introduzione ai seminari ed obiettivi Agenda 2030

Dopo i saluti istituzionali, la lezione introduttiva ha affrontato i concetti di base utili per comprendere l'approccio LCA, come il rapporto fra ecologia ed economia, gli indicatori PIL ed ISEW, lo sviluppo sostenibile e l'inquinamento nella teoria economica. Sono stati presentati gli strumenti di politica ambientale: regolativi, economici e volontari. Infine, sono stati presentati gli obiettivi e i target di sviluppo sostenibile previsti dalla Agenda 2030, che rappresentano la bussola per uno sviluppo durevole del settore. La panoramica proposta nel primo incontro ha rappresentato il *framework* per gli approfondimenti delle lezioni successive.

3.2.2. LCA del turismo: stato dell'arte e prospettive di sviluppo

Il seminario è entrato nel vivo del tema richiamando il ruolo di rilievo del comparto turistico nell'economia nazionale e mondiale. Si è sottolineata la peculiare interazione tra turismo e ambiente naturale: l'ambiente costituisce una risorsa primaria per il turismo, al contempo le attività turistiche possono causare criticità ambientali (come cambiamenti climatici, acidificazione, eutrofizzazione). Disporre di metodi e strumenti integrati ed olistici, quali l'LCA, è essenziale per una valutazione oggettiva e accurata delle prestazioni ambientali dei prodotti turistici. Poiché il turismo include un'ampia varietà di prodotti e servizi interconnessi, la prima sfida metodologica riguarda l'adeguata identificazione e definizione dell'oggetto di analisi; si sono considerati gli studi di LCA pubblicati, distinguendoli in base all'oggetto e al Paese di riferimento, ne sono state evidenziate le criticità e le potenzialità di sviluppo futuro. Infine, si sono analizzati alcuni studi di LCA relativi ai servizi alberghieri, illustrandone gli aspetti metodologici ed i principali risultati. Gli esempi proposti hanno permesso di concretizzare gli aspetti salienti della sostenibilità e dell'approccio LCT nell'ambito turistico, come ad esempio il ruolo della filiera, gli impatti associati al trasporto e la rilevanza delle scelte dei turisti.

3.2.3. Ecolabel dei servizi turistici

L'Ecolabel UE è il marchio di qualità ecologica dell'Unione Europea che contraddistingue prodotti e servizi con standard prestazionali ed ambientali eccellenti, capaci di ridurre il proprio impatto ambientale nell'arco del ciclo di vita, da quando vengono progettati al loro fine vita. Si basa su un sistema di criteri selettivi definiti su base scientifica ed è sottoposto a certificazione esterna da parte di un ente indipendente (organismo competente per l'assegnazione del marchio). L'ottenimento del marchio costituisce quindi un attestato prestazionale. L'Ecolabel UE per il servizio di ricettività turistica è nato per ricondurre ad un unico messaggio di qualità ambientale i diversi marchi ecologici nazionali e locali, attraverso l'elaborazione di standard comuni di riferimento. Il servizio di ricettività turistica comprende l'erogazione del servizio di pernottamento per turisti, viaggiatori e ospiti. Una struttura ricettiva che ottiene l'Ecolabel UE ha una produzione limitata di energia, acqua e rifiuti, favorisce l'uso di risorse rinnovabili e sostanze meno pericolose e promuove nel mercato turistico comportamenti consapevoli. Il focus sui requisiti dell'Ecolabel UE per le strutture ricettive ha permesso di comprendere i fattori che maggiormente contribuiscono agli impatti ambientali in questo settore. I casi studio approfonditi hanno messo in evidenza i vantaggi strategici associati a questo strumento di LCT.

3.2.4. Carbon Footprint degli imballaggi: focus in ambito turistico

L'industria del turismo, responsabile di circa il 10% delle emissioni totali di gas serra, presenta anche impatti derivanti dalla produzione di rifiuti: si stima che nel 2019, a livello nazionale, il movimento turistico abbia prodotto 9,71 kg di rifiuti urbani/ab. equivalenti, molti dei quali imballaggi. Tra gli strumenti con approccio LCT, molta rilevanza sta assumendo negli ultimi anni il Carbon Footprint di prodotto (CFP): standardizzato dalla norma ISO 14067, il CFP consente di quantificare in termini di emissioni di CO₂ equivalente l'impatto ambientale di un prodotto o servizio lungo tutte le fasi del suo ciclo di vita. Grazie all'immediatezza comunicativa, anche nel settore turistico il CFP si sta diffondendo in modo significativo. Al fine di comprendere il significato di questo strumento e le sue ricadute per un turismo sostenibile, sono stati presentati

alcuni casi studio condotti recentemente che hanno quantificato i contributi di CFP associato agli imballaggi utilizzati in ambito turistico, mettendo a confronto le prestazioni ambientali di vetro e PET (Paiano et al., 2020a, 2021). Gli approfondimenti hanno permesso di discutere i contributi delle diverse fasi del ciclo di vita e di individuare le responsabilità dei diversi soggetti della filiera turistica; inoltre, sono stati indagati i contributi al CFP in fase di fine vita, confrontando le performance ambientali associate alle modalità di raccolta e gestione dei rifiuti da imballaggio nel turismo crocieristico.

3.2.5. Inclusione del LCT e della sostenibilità nelle piattaforme di prenotazione online

Per il comparto ricettivo sono pochi gli studi dedicati alla formulazione di indicatori di sostenibilità basati sull'approccio di ciclo di vita (Arzoumanidis et al., 2021). L'intervento si è posto l'obiettivo di identificare un set di indicatori di sostenibilità e di circolarità basati sull'approccio di ciclo di vita, proposti a livello internazionale e studiati dalla comunità scientifica. Quindi si è approfondita l'applicazione di tali indicatori nelle piattaforme online di prenotazione alberghiera, verificando mediante casi concreti come l'utilizzo di valutazioni delle prestazioni di sostenibilità sia ancora poco diffuso in questo settore, nonostante le soluzioni ricettive certificate siano in aumento. I casi studio presentati hanno consentito di riflettere sulla rilevanza strategica delle valutazioni di sostenibilità lungo la filiera turistica; al contempo, la definizione di standard di riferimento per il calcolo degli indicatori e la creazione di banche dati attendibili rappresentano ambiti di ricerca molto attuali. Un approfondimento conclusivo è stato dedicato agli effetti che la pandemia da Coronavirus ha introdotto nel settore, spostando l'attenzione verso temi sanitari e di sicurezza, d'altra parte la stessa può aprire nuove opportunità al turismo sostenibile.

3.2.6. Indicatori di sostenibilità ambientale e consapevolezza del turista: caso studio del settore crociere

Il settore crocieristico ha conosciuto una crescita continua negli ultimi anni, generando un notevole impatto sull'ambiente, in particolare in termini di consumo di risorse naturali, emissioni di gas climalteranti e produzione di rifiuti. Due casi studio hanno permesso di approfondire tecniche di misura della sostenibilità in questo ambito. Dall'analisi dei bilanci di sostenibilità delle compagnie da crociera, è stato possibile approfondire la rilevanza che le compagnie attribuiscono al tema della *performance* ambientale (Paiano et al., 2020b). Un'indagine sulla relazione tra elementi di *background* del crocierista italiano e suo atteggiamento verso un comportamento ecologico ha permesso di formulare indicazioni per l'adozione di pratiche più sostenibili per l'ambiente e più riconoscibili per il mercato (Crovella et al., 2021). Gli approfondimenti di questo seminario hanno messo in luce l'importanza dall'approccio LCT negli strumenti di rendicontazione ambientale, non solo per conoscere e ridurre gli impatti ambientali associati ai prodotti turistici, allo scopo di migliorare i processi interni ad un'organizzazione, ma anche per utilizzarne i risultati in attività di marketing, a supporto delle strategie commerciali e nelle relazioni con i partner della filiera turistica.

3.2.7. LCA ed economia circolare per la gestione sostenibile dei territori a vocazione turistica

Tra gli obiettivi di miglioramento ambientale l'economia circolare rappresenta oggi il tema di maggiore richiamo: anche il settore turistico può giocare un ruolo chiave nel ridurre la produzione di rifiuti e razionalizzare il riciclo (Einarsson e Sorin, 2020). Al contempo, se in molti settori l'obiettivo di circolarità è già adottato da molte imprese, nel settore turistico rimane di limitato interesse. Attraverso l'analisi di linee guida e casi studio la lezione ha proposto un'originale *overview* delle interrelazioni tra sostenibilità e circolarità e ha messo in evidenza il ruolo del LCT come volano di innovazione turistica e promozione territoriale (Mazzi et al., 2017). LCT ed economia circolare sono stati quindi approfonditi nell'ambito dei servizi turistici e della gestione delle destinazioni turistiche, portando esempi e casi studio italiani. Infine, si sono sottolineati alcuni aspetti ancora confusi dell'applicazione dell'economia circolare in ambito turistico e le prospettive di sviluppo future, con particolare attenzione alle esigenze di gestione locale del territorio e alle opportunità di integrazione tra LCT ed economia circolare.

3.2.8. Comunità sostenibile e requisiti ISO 37101: caso studio di sostenibilità territoriale

Le emissioni, il consumo di risorse, la generazione di rifiuti, sono solo alcuni dei problemi che le città sono chiamate ad affrontare nel percorso verso la sostenibilità. Questo è il motivo per cui l'obiettivo di sviluppo sostenibile "Rendere le città e gli insediamenti umani inclusivi, sicuri, duraturi e sostenibili" (SDG 11) riveste molta importanza (Berisha et al., 2022). In questo contesto è stato presentato lo standard ISO 37101 come strumento utile ad impostare un sistema di gestione per lo sviluppo sostenibile delle comunità. L'applicazione sperimentale dello standard ISO 37101 ad un caso di studio italiano ha permesso di approfondire le modalità di implementazione e i benefici derivanti dal suo utilizzo mediante esempi concreti. Il caso studio analizzato ha consentito di riflettere sulle difficoltà insite nell'adozione di standard internazionali così impegnativi e la necessità di progetti condivisi e motivazioni diffuse.

3.3. Valutazione dell'evento

A conclusione del corso, è stata condotta un'indagine presso i partecipanti, allo scopo di verificare adeguatezza ed efficacia del progetto. I questionari compilati sono 182, corrispondenti ad un tasso di risposta del 75%. I principali risultati ottenuti da tale valutazione sono riassunti di seguito e rappresentati in figura 2.

Complessivamente, i partecipanti hanno ritenuto utili gli argomenti trattati, apprezzando in particolare l'analisi di casi studio. Un elemento critico è la mancata opportunità di stringere nuove collaborazioni, dovuta alla modalità online di erogazione del corso che non ha consentito ai partecipanti di condividere momenti insieme. Migliorabile risulta lo sviluppo di nuove competenze: la presenza di un pubblico eterogeneo ha probabilmente portato ad un diverso livello di soddisfazione in funzione del livello di conoscenza della materia.

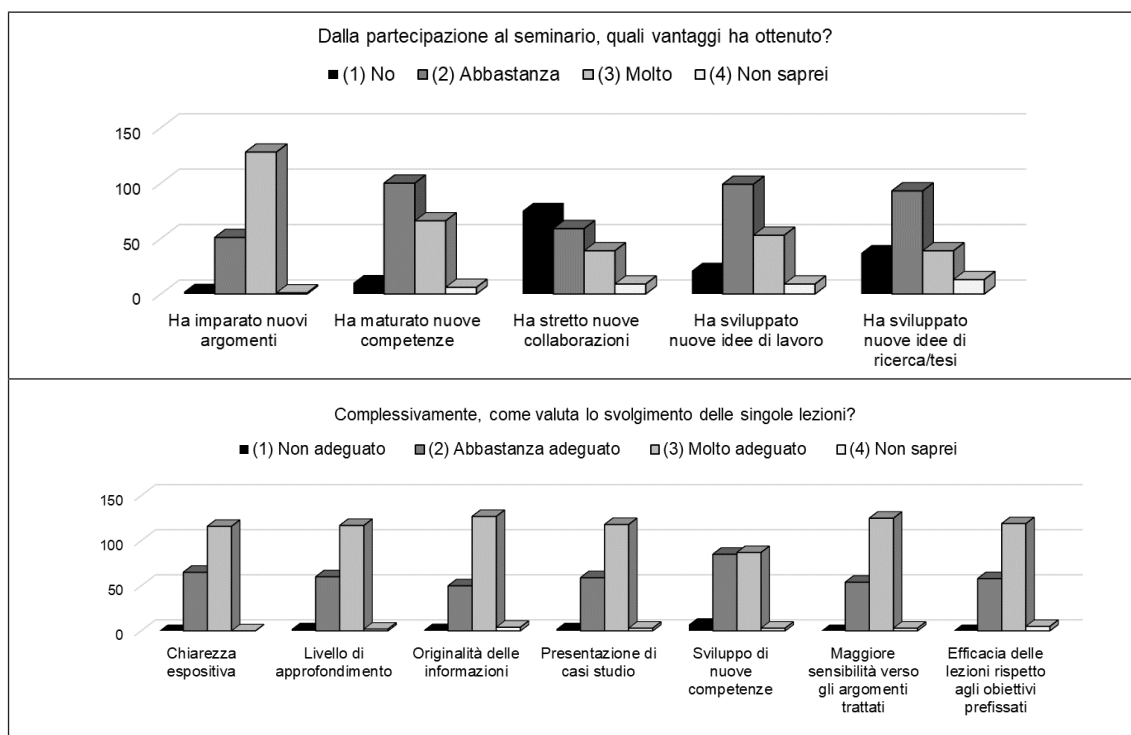


Figura 2: Risposte ottenute dal questionario di feedback

4. Conclusioni

La metodologia LCA nel settore turistico è ancora poco utilizzata perché poco conosciuta da molti operatori economici: lo sviluppo di competenze diventa quindi fondamentale per guidare la filiera turistica verso gli obiettivi di sostenibilità con azioni concrete. Queste riflessioni hanno portato un gruppo di docenti appartenenti al GdL Servizi Turistici dell'Associazione RILCA ad organizzare un evento formativo gratuito aperto a tutti i soggetti interessati, con l'obiettivo di introdurre alle tematiche della sostenibilità ambientale e degli strumenti di valutazione e gestione degli impatti ambientali.

I risultati dell'esperienza non lasciano dubbi: un'azione formativa nel settore turistico era particolarmente sentita. Il corso, infatti, ha coinvolto un pubblico estremamente eterogeneo, testimoniando una curiosità diffusa sul territorio nazionale rispetto alle tematiche trattate. Anche per i docenti l'esperienza è stata molto positiva: organizzare insieme l'evento ha permesso loro di condividere esperienze e mettere a sistema competenze complementari. Dal questionario di feedback si possono trarre utili indicazioni per migliorare la proposta in futuro: andrà favorito il confronto tra i partecipanti anche per stimolare lo sviluppo di nuovi progetti, mentre si potranno approfondire alcuni aspetti tecnici con un corso rivolto ad utenti più esperti.

5. Bibliografia

- Arzoumanidis, I., Walker, A.M., Petti, L., Raggi, A., 2021. Life Cycle-Based Sustainability and Circularity Indicators for the Tourism Industry: A Literature Review. *Sustainability* 13, 11853. <https://doi.org/10.3390/su132111853>.
- Bianchi, G., Pisiotis, U. and Cabrera Giraldez, M., GreenComp, 2022 The European sustainability competence framework, Punie, Y. and Bacigalupo, M. editor(s), EUR 30955 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, ISBN 978-92-76-46485-3. https://joint-research-centre.ec.europa.eu/greencomp-european-sustainability-competence-framework_en (ultimo accesso: 15 maggio 2022).
- Berisha, E, Caprioli, C, Cotella, G, 2022. Unpacking SDG target 11.a: What is it about and how to measure its progress? *City and Environment Interactions*, 14, 100080. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2022.100080>.
- Crovella, T., Paiano, A., Lagioia, G., 2021. Study on the ecological attitudes of Italian cruise passengers'. *Int. Journal of Digital Culture and Electronic Tourism*, Vol. 3, N. 3 (4), pp.356–381. <http://doi.org/10.1504/IJDCET.2021.10035789>.
- Einarsson S., Sorin, F., 2020. Circular Economy in travel and tourism: A conceptual framework for a sustainable, resilient and future proof industry transition. CE360 Alliance.
- European Commission, 2018. Council Recommendation of 22 May 2018 on key competences for lifelong learning.
- Mazzi A., Toniolo S., Catto S., De Lorenzi V., Scipioni A., 2017. The combination of an environmental management system and life cycle assessment at the territorial level. *Environmental Impact Assessment Review* 63, pp. 59-71. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.11.004>.
- Mazzi, 2020. Introduction. Introduction. Life cycle thinking. In Ren J., Toniolo S. (Eds) "Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making: Methodologies and Case Studies". Elsevier, ISBN: 9780128183557, pp. 1-19.
- Paiano, A; Gallucci, T; Pontrandolfo, A; Crovella, T; Lagioia, G, 2021. The Environmental Performance of Glass and PET Mineral Water Bottles in Italy. In Muthu S.S. (Ed) "Sustainable Packaging". Springer Nature, ISBN:978-981-16-4608-9, pp.1-30.
- Paiano A, Crovella T, Lagioia G, 2020a. Managing sustainable practices in cruise tourism: the assessment of carbon footprint and waste of water and beverage packaging. *Tourism Management* 77, 104016, <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2019.104016>.
- Paiano, A., Crovella, T., Pontrandolfo, A., Gallucci, 2020b. I GRI come indicatori di performance ambientale nel settore crocieristico. in *Atti del XXIX Congresso Italiano di Scienze Merceologiche*. FrancoAngeli, ISBN 9788835102007, pp.507-514.
- United Nations World Tourism Organization (UNWTO), 2021. International Tourism and Covid-19. <https://www.unwto.org/tourism-data/international-tourism-and-covid-19> (ultimo accesso 7 Marzo 2022).
- Wals, A. E., & Benavot, A., 2017. Can we meet the sustainability challenges? The role of education and lifelong learning. *European Journal of Education*, 52(4), 404-413. <https://doi.org/10.1111/ejed.12250>.

Life cycle thinking approach in Taxo 4 of EU Taxonomy

Marzia Traverso¹

Abstract: The EU Taxonomy is a classification system, which aims to identify those economic activities which substantially contribute to at least one of the 6 environmental objectives defined in the EU Taxonomy Regulation, without significantly damages the other 5 objectives and in compliance with the minimum social safeguards. For defining those economic activities since 2018 a set of criteria for each environmental objective and based on life cycle consideration has been developed.

The life cycle consideration as well as life cycle assessment indicators have been used in the development of the criteria for the definition of the substantial contribution of several activities.

An overview of criteria including life cycle thinking approach in the European Platform Report, Taxo 4, will be presented as well as details on how the life cycle considerations and indicators have been taken into consideration in the development of those criteria.

1. Introduzione

By adopting the Paris Agreement on climate change and the United Nations 2030 Agenda for Sustainable Development with its 17 Sustainable Development Goals and 169 Targets in 2015, governments from around the world chose a more sustainable pathway to save the planet towards a sustainable economy. With the introduction of European Green Deal, the European Commission (EC) published a roadmap to achieve the important target to be the first Carbon Neutral Continent by 2050 by turning climate and environmental challenges into opportunities across all policy areas.

An important step to reach with this ambitious target is to be able to identify those activities and investments which support their reduction of the carbon emissions and not only.

If the roadmap of the European Commission is quite clear, several challenges to apply it in the industrial sector still remain. Indeed today in several sectors, achieving a sustainable consumption and production requires a big investment by the industry, and this has often been indicated as one of the most significant obstacle for the implementation of a more sustainable production concept. Another important obstacle is the lack of a harmonized concept of a sustainable performance and/or a substantial contribution to reach it by an economic activity.

To support and overcome the above challenges, the EC has published the Taxonomy Regulation 852/2020 on 22 June 2020. The EU Taxonomy is defined as a classification system, which aims to identify those economic activities which substantially contribute to at least one of the 6 environmental objectives defined in the EU Taxonomy (see Figure1), without significantly damages (Do-No- Significant-Harm) the other 5 objectives and in compliance with the minimum

¹ INaB RWTH Aachen University
Email: Marzia.traverso@inab.rwth-aachen.de

social safeguards. A set of technical screening criteria (TSC) must be developed for each of environmental objectives and all economic activities which can substantially contribute to the achievement of one of them at least. Between 2018 and 2020 the first of TSC related to the first two environmental objectives: climate change mitigation (CCM) and climate change adaptation (CCA) have been defined. This work has been conducted by the Technical Expert Group and on the its base, the EC developed the 1st Delegated Act – Commission Delegated Regulation (EU) 2021/2139, which presets the TSC in its two Annexes, all published in June 2021.

The criteria to make a substantial contriution to achieve the other 4 objectives, 3rd sustainable use and protection of water and marine resource (wm), 4th transition to a circular economy (CE), 5th pollution prevention and control (PPC) and 6th protection and restoration of biodiversity and ecosystem (BE), have been developed by the Technical Working Group (twg) of the European Platform of Sustainable Finance. The related report, calledTaxo 4 has been published on 30th March 2022. It consists in two parts: Part A with the description of the methodology used to develop the criteria, Part B a set of methodological sheets contains the description of the activities considered as a priority for each of objective, the criteria for SC and the criteria for Do-No-Sig-nificant-Harm (DNSH).

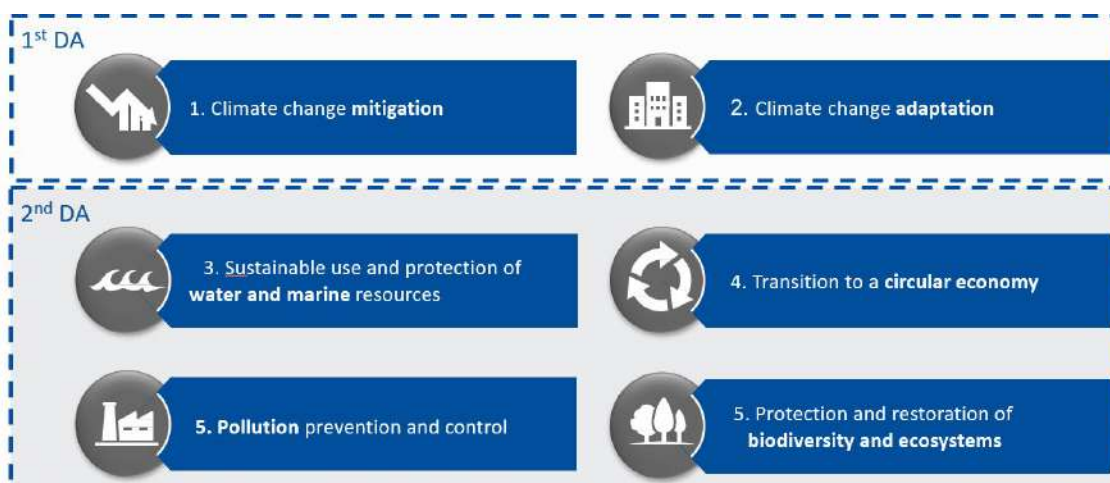


Figure 1: the 6 environmental objective defined by the EU taxonomy

A meaningful role is played by the life cycle thinking approach in the EU Taxonomy. Indeed the EU Taxonomy Regulation clearly states that: “*When establishing and updating the technical screening criteria, the Commission should ensure that those criteria are based on available scientific evidence, are developed by taking into account life-cycle considerations, including existing life-cycle assessments, and are updated regularly*”

The life cycle approach has been considered in the development of all TSC for all 6 environmental objective. Moreover, in Taxo 4 we have the 4th environmental objective on the transition to circular economy where the life cycle thinking approach plays even a more important role.

The concept of life cycle is also clearly reported in the definition for the 4th environmental objective, based on Circular Economy.

2. Life cycle thinking approach in the 1st DA

In the 1st DA the Annex I reports those activities which have been considered in first place, for contributing substantially to CMM and CCA.

Table 1: Examples of Technical Screening Criteria based on LCT for CCM

Activity	Nace Code	TSC based on LCT
Manufacture of other low carbon technologies	C22, C25, C26, C27 and C28	life-cycle GHG emission savings (without threshold)
Manufacture of hydrogen	C20.11	life-cycle GHG emission saving requirements (with threshold)
Manufacture of chlorine	C20.13	life-cycle GHG emission saving requirements (with threshold)
Manufacture of organic basic chemicals	C20.14	life-cycle GHG emission saving requirements (with threshold)
Electricity generation from hydropower	D35.11 and F42.22	the life-cycle GHG emissions from the generation of electricity from hydropower, are lower than 100gCO _{2e} /kWh
Electricity generation from geothermal energy	D35.11 and F42.22	Life-cycle GHG emissions from the generation of electricity from geothermal energy are lower than 100gCO _{2e} /kWh.
Construction of new buildings	F41.1 and F41.2,	For buildings larger than 5000 m ² 285, the life-cycle Global Warming Potential (GWP) ²⁸⁶ of the building resulting from the construction has been calculated for each stage in the life cycle and is disclosed to investors and clients on demand.
Close to market research, development and innovation	M71.1.2 and M72.1,	The economic activity aims at bringing to market a solution that is not yet in the market and is expected to have a better performance in terms of life-cycle GHG emissions than best commercially available technologies based on public or market information. The implementation of the technologies, products or other solutions being researched results in overall net GHG emissions reductions over their life cycle

Table 1 reports examples of technical screening criteria (TSC) developed by the TEG. They can be divided in two groups: those refer to quantitative threshold of GWP in kgCO_{2e} and other which mainly introduced the necessity to assess the carbon footprint in accordance with the ISO 14067 at product level or in some case with the ISO 14064 at corporate one. Several other economic activities have similar or equal criteria which includes threshold or qualitative use of the carbon footprint.

In the Annex II of 1st DA which reports the TSC for substantial contribution to climate change adaptation, the life cycle approach is mainly used in the DNSH criteria for CCM and CE.

3. The Life cycle approach in Taxo 4

The first part of the work done in Taxo 4 has been recently published and it has involved around 100 experts splitted in 10 different sector teams, each of them has prioritized a certain number of activities to be assessed in this first round. The sector teams have worked 18 months to develop a set of TSC for defining how an economic activity substantial contributes to each of the environmental objectives for which the activity was prioritized. Moreover for the same activity DNSH criteria for the other 5 environmental objectives have been defined.



Figure 2: Sectors considered in the development of Taxo 4

3.1. Life cycle approach in the development process of TSC in Taxo 4

In Taxo 4, the life cycle approach has been used also in the development process of the criteria by considering as much as possible how a substantial contribution could be ensure along the entire life cycle of a product. Indeed, the EU taxonomy works at economic activity level. An economic activity classified according to the Nace code does not necessarily include an entire life cycle: e.g. often we have the manufacturing phase and the use phase which are classified with a different nace code. However in the development of the TSC the experts have been considered the impact generated in the entire life cycle and they have developed the TSC consistently along it by interacting among the different sector teams responsible of different product life cycle phases. This approach was used for the development of all TSCs. For example by developing a TSC for CE in food and beverage product packaging a consideration of the entire product life cycle has been taken by introducing requirements for the procurement of the materials and introducing criteria in the production of chemical products such as the percentage of recycled materials used.

3.2. Technical Screening criteria with life cycle approach in Taxo 4

The life cycle assessment techniques and the concept of ecodesign has been integrated in the criteria presented by Taxo 4 considering different methodologies and tools:

- Criteria require for example methodology implementation such as a Level(s)- European Framework for Sustainable Building. It is requested for the building sector in activities like renovation of existing buildings, NACE code F41 and F43 and Construction of new buildings

NACE code F41. In both case the criterium is one of those to prove the substantial contribution to the transition to circular economy.

- Product Environmental Footprint Category Rules shall be applied in the criteria for different activities including Manufacture of new wearing apparel; Repair, refurbishment and remanufacturing of wearing apparel and Sale of wearing apparel. It is included in the Design for longevity and reuse criteria for a substantial contribution to the transition to a circular economy.
- The use of the Ecolabel type I is used in the criteria for several activities such as Manufacture of electrical and electronic equipment and Sale of spare parts (Nace code C31), to be able to substantially contributing to a transition to a circular economy.
- The water footprint according to the ISO 14046 is requested to be aligned with DNSH for Sustainable use and protection of water and marine resources in several activities.

The complexity of the Taxo 4 environmental objectives didn't often allow to introduce quantitative thresholds in the criteria, just one or two indicators can not be enough to assess a substantial contribution determined e.g. to the transition of circular economy. That is the reason why, for the transition to circular economy often several processbased criteria have been established.

4. Conclusioni

The life cycle thinking approach has been comprehensively used in the development of the TSC for defining an economic activity aligned with Eu Taxonomy. Methodologies, tools and norms based on or related to the life cycle assessment have been included as criteria to be verified and demonstrate a substantial contribution to one or more environmental objectives.

In the 1st DA, focusing on the climate change mitigation and adaptation, several criteria include the assessment of the carbon footprint and request the achievement of a quantitative value in terms of CO₂e reduction.

In Taxo 4 the use of LCA and its related tools has been introduced in several criteria for a substantial contribution to the transition to a circular economy and in the DNSH for sustainable use and protection of water and marine resource. The complexity of the 3-6 environmental objectives has not allowed to establish quantitative benchmark or threshold and the most of established criteria are process based.

5. References

- European Commission C(2021) 9332 final COMMISSION RECOMMENDATION of 16.12.2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations
- EC PLATFORM ON SUSTAINABLE FINANCE: TECHNICAL WORKING GROUP PART BAnnex: Technical Screening CriteriaI
- EU REGULATION 2020/852 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088. 18 June 2020.
- Dodd, N.; Donatello, S.; Cordella, M. Level(s)—A Common EU Framework of Core Sustainability Indicators for Office and Residential Buildings, Part 2: Setting Up a Project to Use the Level(s) Common Framework (Publication Version 1.0); Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2020.

Dodd, N., Cordella, M., Traverso, M. and Donatello, S., Level(s) – A common EU framework of core sustainability indicators for office and residential buildings: Part 3: How to make performance assessments using Level(s) (Beta v1.0) , EUR 28898 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017, ISBN 978-92-79-76907-8, doi:10.2760/95143, JRC109286.

ISO standard 14067:2018, Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification (version of [adoption date]: <https://www.iso.org/standard/71206.html>).

ISO standard 14064-1:2018, Greenhouse gases — Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals (version of [adoption date]: <https://www.iso.org/standard/66453.html>).

Level(s) common EU framework (version of [adoption date]: <https://susproc.jrc.ec.europa.eu/product-bureau/product-groups/412/documents>),

EN 15978:2011. Sustainability of construction works. Assessment of environmental performance of buildings. Calculation method

La Social Life Cycle Assessment per l'esercizio del dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento delle batterie: prime riflessioni alla luce della proposta della Commissione Europea di regolamento sulle batterie sostenibili

Bianca Maria Tragnone¹, Luigia Petti¹

Abstract: Lo sviluppo e la produzione di batterie hanno un ruolo strategico nella transizione verso l'energia pulita. Nell'ottica di aggiornare il quadro legislativo di riferimento, la Commissione Europea ha presentato la proposta di regolamento sulle batterie sostenibili che, anche in ragione della prevista crescita esponenziale della domanda sul mercato dell'Unione Europea, affronta, tra gli altri, i problemi ambientali e sociali correlati all'estrazione, alla lavorazione e al commercio delle materie prime necessarie per la fabbricazione delle batterie, introducendo un dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento. Il presente lavoro intende esplorare le potenzialità della Social Life Cycle Assessment (S-LCA), quale strumento di supporto alla identificazione e valutazione dei rischi sociali nell'esercizio di tale dovere.

1. Introduzione

Le batterie giocano un ruolo chiave “per lo sviluppo sostenibile, la mobilità verde, l'energia pulita e la neutralità climatica” (Commissione Europea, 2020b, considerando 2). La domanda di batterie è cresciuta del 30% ogni anno dal 2010 al 2018 e si stima continuerà a crescere del 25% l'anno sino al 2030 (WEF, 2019), soprattutto per i veicoli elettrici per il trasporto stradale, rendendo tale settore sempre più strategico (Commissione Europea, 2020b). In ragione di ciò, la Commissione Europea ha presentato una proposta di regolamento sulle batterie sostenibili, volta ad aggiornare il quadro legislativo di riferimento, affrontando i problemi connessi alla mancanza di condizioni che incentivino gli investimenti nella capacità di produzione delle batterie, al funzionamento non ottimale del riciclo e ai rischi sociali ed ambientali correlati all'approvvigionamento delle materie prime (Commissione Europea, 2020b). Tale iniziativa si inserisce nell'ambito degli impegni assunti e delle strategie adottate dalla Commissione per ridurre le emissioni di gas serra prodotte dai trasporti del 90% entro il 2050 (Commissione Europea, 2020b). Alla transizione ecologica verso la neutralità climatica è dedicata anche la Missione 2 del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), denominata “Rivoluzione Verde e Transizione ecologica”, che si articola in quattro componenti, la seconda delle quali prevede interventi per incrementare le risorse rinnovabili e per la promozione dello sviluppo in Italia di supply chain competitive in alcuni settori più in crescita, tra cui la filiera delle batterie per il settore dei trasporti. Tale potenziamento, tuttavia,

¹ Università degli Studi “G. d'Annunzio” Chieti - Pescara
Email: biancamaria.tragnone@unich.it

non dovrà tradursi in un aumento delle criticità ambientali e sociali correlate all'estrazione, alla lavorazione e al commercio delle necessarie materie prime, proprio per far fronte alle quali è stata proposta l'introduzione di un dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento (Commissione Europea, 2020b). In tale contesto, il presente lavoro intende fornire prime considerazioni sulle potenzialità della Social Life Cycle Assessment (S-LCA), quale strumento di supporto alla identificazione e valutazione dei rischi sociali in cui si articola l'esercizio di tale dovere.

2. Criticità associate alle materie prime per la produzione delle batterie

Le materie prime impiegate nella produzione di batterie ricaricabili (litio, nichel, manganese, cobalto e grafite naturale)¹, caratterizzate da bassa sostituibilità e disponibilità limitata, sono soggette ad una produzione altamente concentrata in pochi Paesi che, in quanto tale, può essere sottoposta a interruzioni, compromettendo la sicurezza dell'approvvigionamento, ancora più a rischio in ragione del previsto incremento della domanda (UNCTAD, 2020). A tali preoccupazioni si aggiungono quelle relative alle criticità ambientali e sociali correlate al loro sfruttamento. Le violazioni dei diritti umani nell'estrazione del cobalto nella Repubblica Democratica del Congo sono ormai ben note, ma desta crescente allarme anche l'estrazione del litio in Bolivia, della grafite in Tanzania e nel Mozambico e del nichel nelle Filippine e in Indonesia (Mancini et. al., 2020; Commissione Europea, 2020c). Le attività minerarie nella regione meridionale della Repubblica Democratica del Congo si svolgono in assenza di misure di sicurezza, con serie conseguenze per la salute, e con l'impiego diffuso di bambini, vittime di abusi e affetti da deformità e lesioni muscolo-scheletriche provocate dalle condizioni lavorative (Amnesty International, 2016). A ciò devono aggiungersi il mancato coinvolgimento delle comunità locali, non consultate sulle operazioni minerarie e non informate dei correlati impatti, le espropriazioni forzate non accompagnate da adeguati indennizzi, la perdita di mezzi di sussistenza a causa della deforestazione, l'aumento dei conflitti sociali e degli scontri armati e, sul piano ambientale, l'inquinamento acustico, dell'aria e dell'acqua (Scheele et al., 2016). Il consumo d'acqua necessario per la produzione del litio in Cile, Bolivia ed Argentina compromette il già difficoltoso accesso alle risorse idriche da parte delle comunità locali, con ripercussioni sulla coltivazione e l'allevamento e conseguenti migrazioni dai villaggi (UNCTAD, 2020). La grafite è estratta prevalentemente attraverso operazioni su piccola scala, con danni alla salute e all'ambiente (Commissione Europea, 2020b). L'estrazione di nichel si associa, invece, a emissione di polveri causa di malattie respiratorie, inquinamento dell'acqua, perdita della biodiversità, danni alle foreste, erosione del terreno e conseguente rischio di inondazioni (González et al., 2020). Inoltre, a seguito della crescente richiesta, le tensioni sociali sono aumentate in particolare in Indonesia (González et al., 2020), dove gli abitanti dei villaggi hanno

¹ L'analisi si limita alle materie prime delle batterie agli ioni di litio, più comunemente impiegate date le superiori prestazioni tecniche (Commissione Europea, 2020d), il cui mercato è in rapida espansione in ragione di costi ed efficienza migliori rispetto a quelli di altre tipologie di batterie ricaricabili (UNCTAD, 2020). Tuttavia, la proposta di regolamento sulle batterie sostenibili (Commissione Europea, 2020b), che è previsto trovi applicazione a tutte le batterie (art. 1, par. 2) (fatta eccezione per quelle utilizzate in apparecchiature connesse a interessi essenziali degli Stati membri e in apparecchiature destinate a invio nello spazio (art. 1, par. 3)), prevede il dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento con riferimento a batterie industriali ricaricabili e batterie per veicoli elettrici con stoccaggio interno e capacità superiore a 2 kWh (art. 39, par. 1) e a cobalto, grafite naturale, litio, nichel e loro composti chimici (Allegato X, punto 1) (art. 39, par. 2, lett. a)).

perso accesso all'acqua potabile ed alle risorse forestali (Sangadji et al., 2019). Infine, l'estrazione del manganese in Sudafrica ha provocato inquinamento dell'aria e compromesso l'accesso all'acqua da parte delle comunità locali, colpite da problemi di salute e violenze (González et al., 2021).

3. La proposta di regolamento sulle batterie sostenibili

La domanda delle materie prime per le batterie è destinata a subire un incremento esponenziale cui l'Unione Europea potrebbe non essere in grado di far pienamente fronte. Infatti, allo stato attuale, l'Unione Europea produce meno dell'1% delle batterie al litio finite e solo l'1% di tutte le necessarie materie prime (Commissione Europea, 2020d). Proprio in base alla loro importanza economica ed al correlato rischio di approvvigionamento, cobalto, litio e grafite naturale sono stati inseriti nell'elenco delle materie prime critiche del 2020 per l'Unione Europea (Commissione Europea, 2020a). Alla luce di tali considerazioni, la Commissione Europea ha elaborato la già richiamata proposta di regolamento (Commissione Europea, 2020b) che affronta, tra gli altri, i problemi ambientali e sociali relativi alle batterie, allo stato non disciplinati dalla normativa ambientale dell'Unione Europea. La prevista crescita esponenziale della domanda di batterie non dovrebbe, infatti, contribuire ad un incremento dei rischi sociali ed ambientali correlati alla loro produzione (Commissione Europea 2020b, considerando 59). Nella consapevolezza di tali criticità, gli attori della catena di approvvigionamento delle batterie sono stati nel tempo promotori di una serie di iniziative finalizzate a favorire l'adozione di pratiche di approvvigionamento responsabile e sostenibile (Commissione Europea 2020b, considerando 61). Tuttavia, essendo volontaria, l'adozione di tali pratiche non può assicurare che requisiti minimi comuni vengano rispettati da tutti gli operatori sul mercato (Commissione Europea 2020b, considerando 61). Inoltre, le materie prime in considerazione non rientrano tra quelle per i cui importatori è previsto il dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento dal Regolamento sui minerali provenienti da zone di conflitto (Regolamento (UE) 2017/821) (Commissione Europea 2020b, considerando 62). Si è ritenuto pertanto opportuno prevedere l'introduzione di un dovere di diligenza a carico dell'operatore che immette batterie sul mercato dell'Unione Europea (Commissione Europea 2020b, considerando 63). Nelle considerazioni che precedono gli articoli del proposto regolamento viene innanzitutto richiamata la nozione di dovere di diligenza contenuta nelle *Linee guida dell'OCSE sul dovere di diligenza per una catena di approvvigionamento responsabile di minerali provenienti da zone di conflitto e ad alto rischio* (OECD, 2016) (di qui in avanti *Linee Guida OCSE*), che lo definiscono come un "processo costante, proattivo e reattivo attraverso il quale le aziende possono garantire il rispetto dei diritti umani e la loro estraneità ai conflitti", con la precisazione che "il dovere di diligenza basato sul rischio si riferisce alle misure che le imprese dovrebbero adottare per individuare e affrontare i rischi effettivi o potenziali al fine di prevenire o mitigare gli impatti negativi associati alle loro attività o decisioni di approvvigionamento" (Commissione Europea 2020b, considerando 65). L'attuazione di una strategia concernente il dovere di diligenza dovrebbe inoltre fondarsi sui principi ad esso relativi riconosciuti a livello internazionale nell'ambito di vari strumenti, tra i quali vengono annoverati espressamente gli "orientamenti per l'analisi sociale del ciclo di vita dei prodotti" (Commissione Europea 2020b, considerando 64). Quest'ultimo riferimento è da intendersi alla S-LCA nel framework delineato dalle *Guidelines*,

esplicitamente richiamato nella relativa nota esplicativa². Tali considerazioni preliminari si riflettono sugli articoli del proposto regolamento (Commissione Europea 2020b) concernenti il “dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento” in capo all’ “operatore economico” (“fabbricante, rappresentante autorizzato, importatore, distributore o fornitore di servizi di logistica”) (cfr. art. 2, n. 19) che immette sul mercato una batteria industriale ricaricabile o una batteria per veicoli elettrici con stoccaggio interno e capacità superiore a 2 kWh (cfr. art. 39, par. 1). Il “dovere di diligenza nella catena di approvvigionamento” viene definito come l’insieme degli “obblighi dell’operatore economico che immette sul mercato una batteria industriale ricaricabile o una batteria per veicoli elettrici, in relazione al suo sistema di gestione, alla gestione del rischio, alle verifiche da parte di terzi svolte da organismi notificati e alla divulgazione delle informazioni al fine di individuare e affrontare i rischi effettivi e potenziali legati all’approvvigionamento, alla lavorazione e al commercio delle materie prime necessarie per la fabbricazione di batterie” (art. 2, n. 36). In particolare, per quanto di rilievo ai fini della presente analisi, si segnala che, in riferimento agli obblighi in relazione alla gestione del rischio, l’operatore economico è tenuto a identificare e valutare gli effetti negativi correlati alla propria catena di approvvigionamento e ad attuare una strategia destinata a prevenire o a ridurre tali effetti (art. 39, par. 3, lett. a) e b)). L’identificazione e la valutazione dei rischi è previsto vengano effettuate con riferimento a specifiche categorie di rischio sociale e ambientale (di cui all’Allegato X, punto 2) quali “aria”, “risorse idriche”, “suolo”, “biodiversità”, “salute umana”, “salute e sicurezza sul posto di lavoro”, “diritti del lavoro, incluso il lavoro minorile”, “diritti umani” e “vita della comunità” (art. 39, par. 3, lett.a)). È previsto, infine, che per l’applicazione di tali obblighi la Commissione elabori degli orientamenti in linea con gli strumenti internazionali di cui all’Allegato X, punto 3, della proposta in esame (art. 39, par. 7), tra i quali, ancora una volta, figurano (lett.b)) le *Guidelines* per la S-LCA.

4. Il ruolo della S-LCA nella identificazione e valutazione dei rischi sociali nell’esercizio del dovere di diligenza

Alla luce del quadro brevemente ricostruito, la S-LCA pare quindi destinata ad acquisire un ruolo rilevante nel settore quale strumento di supporto alla identificazione e valutazione dei rischi sociali (cui si limita la presente analisi) nell’esercizio del dovere di diligenza, non solo in virtù del richiamo esplicito alle *Guidelines* (che ne dettano il *framework* metodologico) presente nella proposta di regolamento (Commissione Europea 2020b), ma anche, e soprattutto, in ragione delle sue caratteristiche. Le *Guidelines* (UNEP, 2020), del resto, nel descrivere i possibili usi della S-LCA, fanno riferimento alla sua applicazione per la valutazione del rischio sociale della catena del valore, per la *Human Rights Due Diligence* prevista dai *Guiding Principles on Business and Human Rights* (UNHRC,2011) nonché per la gestione dei rischi sociali attraverso l’identificazione degli *hotspot*, intesi come “un luogo e/o un’attività nel ciclo di vita in cui è probabile che si verifichi un problema sociale (come impatto) e/o un rischio sociale” (UNEP, 2020, p.26). La S-LCA è, infatti,

² La nota n. 20 relativa al considerando 64 della proposta richiama il link <https://www.lifecycleinitiative.org/wpcontent/uploads/2012/12/2009%20%20Guidelines%20for%20sLCA%20-%20EN.pdf> al quale sono disponibili le *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products* del 2009 (UNEP/SETAC, 2009), oggi sostituite dalle *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020* (UNEP 2020), la cui pubblicazione è avvenuta a dicembre 2020. A queste ultime si fa pertanto riferimento nell’analisi di cui al paragrafo 4.

una metodologia per la valutazione degli aspetti sociali e socioeconomici di un prodotto lungo il suo ciclo intero di vita (dall'estrazione delle materie prime alla fase di fine vita), che incidono direttamente sugli stakeholder in esso coinvolti (UNEP, 2020). In particolare, la S-LCA permette di identificare e valutare *hotspot*, rischi e opportunità, performance ed impatti positivi e negativi associati al prodotto esaminato. Essa appare pertanto un valido e prezioso strumento con riferimento allo specifico obbligo di identificare e valutare i rischi sociali in cui si articola il dovere di diligenza, tanto più se si considera che le *Guidelines* sono l'unico tra gli strumenti richiamati nella proposta di regolamento a dettare una specifica metodologia a ciò orientata. In quest'ottica la S-LCA rivela tutte le sue potenzialità. Innanzitutto, la nozione di rischio propria della S-LCA, secondo cui il rischio sociale è un "un tema per il quale esiste una probabilità di effetti sociali negativi sugli stakeholder attraverso le attività di un'organizzazione o i rapporti commerciali" (UNEP, 2020, p. 26), sembrerebbe corrispondere a quella della proposta di regolamento sulle batterie sostenibili (Commissione Europea 2020b), per la quale il rischio è "la combinazione della probabilità che si verifichi un danno e della gravità di tale danno limitatamente alla salute umana o alla sicurezza delle persone, ai beni materiali o all'ambiente" (art. 2, n. 56). Tuttavia, ai fini di una più completa disamina, la nozione di rischio andrebbe letta anche alla luce di quanto stabilito dagli altri strumenti di riferimento pure richiamati. In particolare, la *Guida dell'OCSE sul dovere di diligenza per la condotta d'impresa responsabile* (di qui in avanti, più brevemente, Guida OCSE) (OECD, 2018) si riferisce a rischi (di settore, di prodotto, geografici e di impresa) intesi come probabilità di impatti negativi causati direttamente o indirettamente dalle imprese. Analogamente, le *Linee Guida dell'OCSE* (OECD, 2016) chiariscono che i rischi sono definiti in rapporto agli effetti potenzialmente negativi derivanti dalle attività proprie dell'impresa o dai suoi rapporti nella catena di approvvigionamento, precisando che dovrebbero essere identificati e valutati attraverso l'individuazione delle circostanze concrete relative alle attività di impresa e ai suoi rapporti, e la loro successiva valutazione rispetto alla normativa pertinente a livello nazionale e internazionale, alle raccomandazioni sul comportamento responsabile delle imprese, alle iniziative volontarie del settore, agli strumenti attuati con il supporto governativo, alle politiche e ai sistemi interni dell'impresa. Anche con riferimento a tali accezioni, la S-LCA appare un valido ausilio per l'esercizio del dovere di diligenza. In effetti, la metodologia permette non solo la valutazione del rischio, ma anche della performance di impresa, che "si riferisce ai principi, alle pratiche e ai risultati delle relazioni delle imprese con le persone, le organizzazioni, le istituzioni, le comunità e le società in termini di azioni deliberate delle imprese nei confronti di tali stakeholder e di involontarie esternalità delle attività di impresa misurate sulla base di un determinato standard (Wood, 2016)" (UNEP, 2020, p. 26). La valutazione del rischio, effettuata solitamente sulla base di dati generici, di settore e/o di paese, consente di contestualizzare, e dunque meglio comprendere, la performance di impresa, solitamente valutata sulla base di dati specifici di impresa (UNEP, 2020). Anche questo aspetto costituisce un ulteriore punto di forza della S-LCA, soprattutto se si considera che la *Guida OCSE* (OECD, 2018) suggerisce di condurre una preliminare analisi esplorativa (*scoping*), sulla base anche di informazioni settoriali e geografiche, per individuare le aree dell'attività di impresa e della catena di approvvigionamento con maggiore probabilità di rischi, in modo da stabilire un ordine di priorità per una valutazione più approfondita. I database per la S-LCA, quali il *Social Hotspots Database* (SHDB) (Benoit Norris e Norris, 2015) e il *Product Social Impact Life Cycle Assessment* (PSILCA) database (Maister et al., 2020), consentono proprio la identificazione degli *hotspot* e la valutazione dei rischi sociali, permettendo di effettuare un primo screening. Inoltre, analogamente a quanto stabilito dalle *Linee Guida OCSE* (OECD, 2016) nella S-LCA tanto la valutazione dei rischi, quanto quella della

performance, avviene attraverso l'adozione di un *Reference Scale Approach* sulla base di specifici *Performance Reference Point* (PRP) (UNEP, 2020), definiti quali “soglie, target o obiettivi che fissano diversi livelli di prestazioni sociali o rischio sociale, che consentono di valutare l'entità e la significatività dei potenziali impatti sociali associati con le organizzazioni nel sistema dei prodotti” e che spesso si basano su standard internazionali, normativa nazionale e internazionale o le migliori pratiche dell'industria (UNEP, 2020, p. 82). I risultati della valutazione dei rischi e delle performance sono quindi organizzati in sottocategorie di impatto, correlate agli stakeholder, o in più ampie categorie di impatto (UNEP, 2020). Le categorie di rischio sociale che la proposta di regolamento (Commissione Europea 2020b) prevede debbano essere considerate sono tutte riconducibili alle sottocategorie della S-LCA, riproposte, con alcuni adattamenti, anche nei database per la S-LCA, mentre la categoria di rischio relativa ai diritti umani, nella quale possono essere incluse varie sottocategorie di impatto, trova corrispondenza nell'omonima categoria delle *Guidelines* (UNEP, 2020) e del SHDB. Le categorie sono comunque esemplificative e non esaustive e dunque ben possono essere integrate nel rispetto delle previsioni sopra richiamate (UNEP, 2020). Particolare attenzione va in ogni caso prestata alla selezione degli indicatori attraverso i quali valutare le sottocategorie, tenendo conto delle criticità sociali proprie di ogni contesto in cui avviene lo sfruttamento delle materie prime per le quali trova applicazione l'obbligo in esame. Ulteriori sforzi dovranno essere rivolti, inoltre, al rafforzamento, in ogni fase della metodologia, della partecipazione degli stakeholder, che costituisce un altro punto di forza della S-LCA nell'ottica della dovuta diligenza proposta, in linea con quanto raccomandato dalla *Guida OCSE* (OECD, 2018). Infine, indiscutibile vantaggio nella prospettiva analizzata è la possibilità di integrare la S-LCA con l'Environmental Life Cycle Assessment (E-LCA) (ISO 2021a; 2021b), in grado di fornire la valutazione dei potenziali impatti ambientali pure presi in considerazione dalla proposta di regolamento (Commissione Europea 2020b).

5. Conclusioni

Le batterie svolgono un ruolo sempre più strategico nella transizione verso l'energia pulita. La prevista crescita del mercato, tuttavia, non può tradursi in un aumento delle note criticità sociali e ambientali correlate alla estrazione, lavorazione e commercio delle materie prime necessarie per la loro produzione. Da tale consapevolezza muove la previsione nella proposta di regolamento sulle batterie sostenibili di un dovere di diligenza in capo agli operatori economici che immettono sul mercato dell'Unione Europea una batteria. La S-LCA, espressamente richiamata dalla citata proposta tra gli strumenti cui far riferimento per l'attuazione di una strategia concernente il dovere di diligenza, appare una metodologia idonea a supportare la identificazione e la valutazione dei rischi in cui si articola l'esercizio di tale dovere, ai fini del quale presenta indiscutibili punti di forza correlati all'oggetto di valutazione, alle sottocategorie di impatto, all'uso di PRP per la valutazione, al coinvolgimento degli stakeholder nonché alla possibilità di integrazione con l'E-LCA per la valutazione, pure richiesta, dei rischi ambientali. Tuttavia, in che termini la S-LCA potrà essere effettivamente utilizzata per l'esercizio del dovere di diligenza, e quali adattamenti dovranno essere effettuati sul piano metodologico a tal fine, potrà essere valutato solo a seguito dell'approvazione del proposto regolamento e dell'adozione dei previsti orientamenti applicativi da parte della Commissione.

Il presente lavoro è parte del progetto di ricerca finanziato dal Programma Operativo Nazionale PON FSE-FESR Ricerca e Innovazione 2014-2020.

6. Bibliografia

- Amnesty International, 2016. This is what we die for: human rights abuses in the Democratic Republic of the Congo power the global trade in cobalt. Amnesty International, International Secretariat, United Kingdom. AFR 62/3183/2016
- Benoît-Norris, C., Norris, G., 2015. Chapter 8: The Social Hotspots Database Context of the SHDB. In book: The Sustainability Practitioner's Guide to Social Analysis and Assessment pp. 52–73. <http://www.socialhotspot.org/resources.html#>
- Commissione Europea, 2020a. Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Resilienza delle materie prime critiche: tracciare un percorso verso una maggiore sicurezza e sostenibilità. COM/2020/474 final
- Commissione Europea, 2020b. Proposta di regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio relativo alle batterie e ai rifiuti di batterie, che abroga la direttiva 2006/66/CE e modifica il regolamento (UE) 2019/1020. COM (2020) 798 final/2
- Commissione Europea, 2020c. Commission Staff Working Document. Impact Assessment Report
Accompanying the document Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council concerning batteries and waste batteries, repealing Directive 2006/66/EC and amending Regulation (EU) 2019/1020. SWD(2020) 335 final
- Commissione Europea, 2020d. Critical materials for strategic technologies and sectors in the EU - a foresight study, 2020 Publications Office of the European Union, 2020. ISBN 978-92-76-15336-8 doi: 10.2873/58081 ET-04-20-034-EN-N
- González, A., de Haan, E., 2020. The battery paradox How the electric vehicle boom is draining communities and the planet. Stichting Onderzoek Multinationale Ondernemingen Centre for Research on Multinational Corporations (SOMO) ISBN: 978-94-6207-156-8
- González, A., Wilde-Ramsing, J., Ngoatje, P., Soekoe, N., Vally, F., Kwizera, S., Dladla, S., 2021. MANGANESE MATTERS. A metal of consequence for women and communities in South Africa affected by mining and the global energy transition. Stichting Onderzoek Multinationale Ondernemingen Centre for Research on Multinational Corporations (SOMO) – ActionAid
- ISO, 2021a. ISO 14040:2021. Environmental management- Life cycle assessment- Principles and framework. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISO, 2021b. ISO 14044:2021. Environmental management- Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland
- Maister, K., Di Noi, C., Cirotto, A., Srocka, M., 2020. PSILCA A Product Social Impact Life Cycle Assessment database. Database version 3, Documentation version 1, https://psilca.net/wp-content/uploads/2020/06/PSILCA_documentation_v3.pdf
- Mancini, L., Eslava, N. A., Traverso, M., Mathieux, F., 2020. Responsible and sustainable sourcing of battery raw materials, EUR 30174 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-17950-4, doi:10.2760/562951, JRC120422.

- OECD, 2016. OECD Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict-Affected and High-Risk Areas: Third Edition, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264252479-en> <https://www.oecd.org/daf/inv/mne/OECD-Due-Diligence-Guidance-Minerals-Edition3.pdf>
- OECD, 2018. Guida dell'OCSE sul dovere di diligenza per la condotta d'impresa responsabile <https://mneguidelines.oecd.org/Guida-dell-ocse-sul-dovere-di-diligenza-per-la-condotta-d-impresa-responsabile.pdf>
- Sangadji, A., Fardan Ngoyo, M., Ginting, P., 2019. Road to Ruin: Challenging the Sustainability of Nickel-based Production for Electric Vehicles. Rosa-Luxemburg-Stiftung Dialogue Programme Climate Justice
- Scheele, F., de Haan, E., Kiezebrink, V., 2016. Cobalt blues. Environmental pollution and human rights violations in Katanga's copper and cobalt mines. Stichting Onderzoek Multinationale Ondernemingen Centre for Research on Multinational Corporations (SOMO). ISBN: 978-94-6207-094-3
- UNCTAD, 2020. United Nations Conference on Trade and Development. Commodities at a glance. Special issue on strategic battery raw materials. UNCTAD/DITC/COM/2019/5. eISSN: 2522-7866. eISBN 978-92-1-004829-3
- UN HRC, 2011. United Nations Human Rights Council. Guiding principles on business and human rights: implementing the United Nations "Protect, Respect and Remedy" Framework. UN Doc. A/HCR/17/31
- UNEP, 2020. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020. Benoît Norris, C., Traverso, M., Neugebauer, S., Ekener, E., Schaubroeck, T., Russo Garrido, S., Berger, M., Valdivia, S., Lehmann, A., Finkbeiner, M., Arcese, G. (eds.). United Nations Environment Programme (UNEP).
- UNEP/SETAC, 2009. United Nations Environment Programme-Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. France. ISBN: 978-92-807-3021-0.
- WEF, 2019. World Economic Forum. A vision for a sustainable battery value chain in 2030: Unlocking the full potential to power sustainable development and climate change mitigation, World Economic Forum, Cologny/Geneva.
- Wood, D.J, 2016. Corporate Social Performance In: Management. ISBN: 9780199846740. Oxford University Press. Published online July 2016 | <https://doi.org/10.1093/OBO/9780199846740-0099>

Measuring circular economy and sustainability in African companies

Erik Roos Lindgreen¹, Roberta Salomone¹, Hugo Warner²

Abstract: Companies active in the circular economy (CE) need to assess the sustainability impacts of their circular strategies. In order to support this need, the Strategic Circular Economy Impact Assessment (SCEIA) framework was developed. This paper reports preliminary results related to the implementation of the SCEIA framework with a cohort of five companies operating in different African countries, over a three-month period, with a twofold aim: (1) to provide the companies with insights into their baseline impacts and improvement options, and (2) to document lessons learnt from the process of applying the framework and assessing CE in different African contexts. Focusing on the latter, while the project is still ongoing, the initial results show that the companies' assessment aims were highly diverse. Additionally, the data collection procedure was tailored to the specific company context, particularly in the case of less-formal companies. We found that the social dimension was considered relevant for most companies, but too time-intensive to be included in a first assessment phase.

1. Introduction

The circular economy (CE) consists of an extensive collection of ideas and strategies that strive for increased resource efficiency through the closing of resource loops (Blomsma & Brennan, 2017). With respect to the micro level of CE implementation, private sector companies play a particularly influential role in the CE transition, since they are dependent on - and partially responsible for - resource- and energy use and thus have a strong influence on resource life cycles (Pieroni, McAlone, & Pigosso, 2020). The relation between CE strategies and the concept of sustainability is an ambiguous one, and multiple interpretations exist among companies (Walker et al., 2021). While CE practices have the potential to contribute positively to several of the Sustainable Development Goals (SDGs), various SDGs appear to have no relation to CE practices (Schroeder, Anggraeni, & Weber, 2018). Various authors have commented that the contribution of CE strategies to realizing sustainability goals is ambivalent; higher resource efficiency does not always lead to benefits in the environmental, economic or social domains of sustainability (Kravchenko, Pigosso, & Mcaloon, 2019), and the social dimension is generally overlooked in CE strategies (Schöggl, Stumpf, & Baumgartner, 2020).

In the context of persisting environmental and social global crises, the need for the assessment of the sustainability impacts of CE strategies becomes crucial (Corona et al., 2019). The

¹ Department of Economics, Sustainability Lab, University of Messina, via dei Verdi, 75 – Messina, Italy

² Footprints Africa, International House, 24 – London, United Kingdom
Email: erooslindgreen@unime.it

uptake of assessment approaches by companies will provide insights into the extent of the positive impacts of their CE business activities and offer benefits in the domains of communication and internal impact improvements (Roos Lindgreen et al., 2022). Currently, such CE assessment approaches seem to be used relatively rarely by organizations (Stumpf, Schöggel, & Baumgartner, 2019). A lack of insights into company needs and capabilities for CE and sustainability assessment, and the current complexity and resource-intensity of currently available tools could be said to contribute to this low application rate (Das et al., 2021). This points to a twofold challenge: circular businesses need better tools to assess their impacts, on the one hand, while research needs more insights drawn from companies' experiences to improve measurement techniques, on the other hand.

To investigate company needs and capabilities for assessment, the previously designed Strategic Circular Economy Impact Assessment (SCEIA) framework (Roos Lindgreen, Salomone, & Reyes, 2021) was applied in the context of selected African CE businesses. With Footprints Africa, a think tank supporting SMEs to adopt future-friendly practices, which had previously established a pan-African inventory of 500+ businesses active in CE (Warner et al., 2021), a selection of companies was made based on sectoral diversity and their ambition to participate in this measurement exercise. The African context is particularly relevant for various reasons: (1) research has largely focused on European- and US contexts, thus scientific literature on CE in Africa is scarce; (2) several countries on the continent experience amplified negative externalities of our global 'linear' economic model, i.e. suffering from exposure to shipped electronic waste (Orisakwe et al., 2020); (3) the continent's generally low environmental footprint and young population offer opportunities for re-localised, regenerative and restorative CE business practices (Warner et al., 2021). The research aim of this study is therefore twofold: (1) to apply the previously designed SCEIA framework with a small cohort of companies, providing them with insights to drive internal improvements; (2) to document the lessons learned from the process of applying the framework, describing the identified company assessment needs, building a broader base of evidence on successful routes to the transition to a CE in Africa. The focus of this conference paper is on the latter aim.

2. Methods

2.1. SCEIA framework

The SCEIA framework was designed in the context of the H2020 project Cresting. Application of the SCEIA framework, its design and its foundations are described in (Roos Lindgreen, Salomone, & Reyes, 2021). The framework has undergone a threefold validation procedure, through an expert panel (methodological validation), qualitative practitioner focus groups (feasibility validation), and collaboration with an industry partner as pilot case study, in which the framework was put into practice (operational validation). The SCEIA framework was designed to assist companies with strategic decision making in the context of introducing CE strategies, and has five objectives:

A. Enable holistic (multi-dimensional) assessment - CE is interpreted as a toolbox of resource-efficiency strategies to achieve positive impacts on the three dimensions of sustainable development. The framework therefore takes the position that CE (or resource-efficiency) should not be a goal in itself, and the sustainability impact of a CE should be assessed.

B. Prevent burden shifting to other parts of supply chain or life-cycle (life-cycle perspective) - To avoid burden shifting to other parts of the supply chain, a holistic, life-cycle perspective on corporate sustainability is promoted. It adheres to the established concept of Life Cycle Thinking (LCT), which considers the whole product system life cycle from the “cradle to the grave”, hereby preventing environmental burden shifting to different part of the life cycle (Finkbeiner et al., 2010).

C. Provide flexibility in terms of scale and sustainability maturity - The scale on which the framework can be applied is flexible and depends on the goal of the assessment (Ceschin & Gaziulusoy, 2019). Product, product-line, plant, division, or entire organization are all considered potential units of analysis within the framework. With respect to company sustainability maturity, sustainability assessment methods are generally characterized by complexity. This has been described as a barrier to sustainability assessment, especially for companies with lower sustainability maturity (Álvarez Jaramillo et al., 2019; Johnson & Schaltegger, 2016). The SCEIA framework intends to be more feasible through being modular and adjustable to the sustainability maturity of the applying firm, by limiting the number of indicators and included application steps.

D. Build on existing assessment tools - Existing assessment methods have been designed in order to avoid burden-shifting and trade-offs (Pauliuk, 2018). The use of methods such as Material Flow Analysis (MFA) and Life Cycle Assessment (LCA) to assess CE has been explored and recommended by various authors (Niero & Rivera, 2018; Walker et al., 2018). Existing methods are therefore considered to provide an appropriate starting point for assessing CE activities.

E. Assist strategic decision-making processes. Strategic decisions in firms are characterized by high stakes and long-term repercussions, and the role of human judgements in the decision-making process (Bushan & Rai, 2004). The strategic level of decision-making, instead, is here considered more relevant due to urgency to move away substantially from business-as-usual patterns of production and consumption.

Next, a brief overview of each of the different steps that form the SCEIA framework is presented, together with a more complete visualization of the framework (figure 1).

Step 1. Point of departure. The company decides that a decision on CE must be made, and that assessment will play a role in this. The company formulates its (broad) sustainability goals and determines its starting point, following from its previous experience with assessment.

Step 2. Identification. The company sets the scope for the assessment and identifies relevant stakeholders that play a part in collecting data and determining the included dimensions. Then, the company collects data on resource and energy flows relevant to the set scope. Optionally, the company identifies impact areas important to its stakeholders through a materiality assessment.

Step 3. Diagnosis. In the diagnosis step, the baseline assessment is undertaken. It can include an assessment of the environmental, social or economic impacts of the previously selected system. The diagnosis step will identify impact hotspots within the selected system's value chain.

Step 4. Development. In the development step, a CE strategy will be selected to target the previously identified impact hotspot(s). This can be done using an extensive list of available CE strategies, available as part of the framework. The appropriateness of a certain CE strategy is highly dependent on the company's context.

Step 5. Selection. In the optional selection step, a choice is made on which of the previously evaluated CE strategies is most preferred in terms of feasibility and impact.

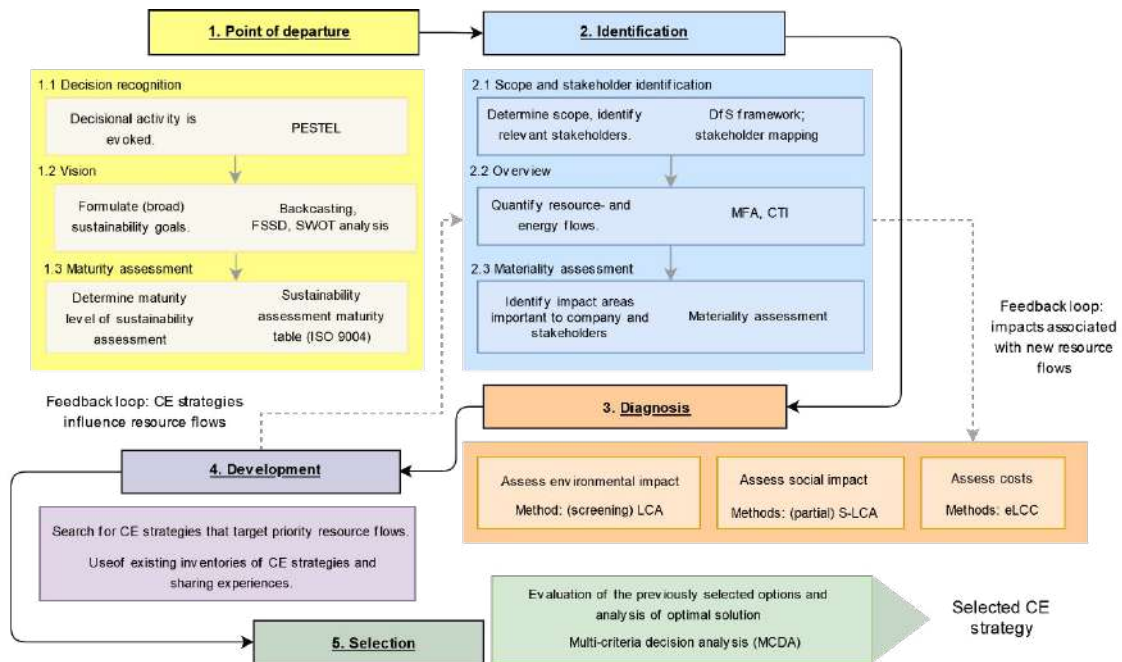


Figure 1: Overview of SCEIA framework

2.2. Selection of companies and assessment process

A time frame of three months was set for the first cohort of companies to participate in a first assessment phase. This took place in February – April 2022. Considering the time frame, a cohort size of five companies was deemed feasible. The participating companies were selected on the basis of their motivation (i.e. ambition to use assessment to obtain insights into the impact of their CE practices and strategies), their geographical location (ensuring a pan-African selection of companies), and their sector (including a diverse set of CE activities). All companies were SMEs. The sectors included were plastics recycling, alternative protein production, biomass processing, electronic waste, and waste construction materials. The countries included were Côte d'Ivoire, Ghana, Kenya, Rwanda and South Africa. With each of the companies, online meetings were held to describe the SCEIA framework, determine the assessment scope, collect data and, finally, to present the measurement results (to take place end of April 2022). In addition to providing the companies with specific insights to their assessment questions, shared lessons for assessment were extracted to catalyse the uptake of CE and sustainability assessment throughout the African continent. This will be presented in short communication piece, to be made available in May.

3. Results

The results for the initial cohort of companies are presented in table 1. These should be considered initial results, corresponding to the second research aim of this project: to document the lessons learned from the process of applying the framework with businesses in Africa. More quantitative insights will be provided after providing the companies with the assessment results. As a first observation, and as consequence of the modular nature of the framework, not every step as visualized in figure 2 has been applied during the collaboration with the selected companies. The

companies were largely in the early stage of their 'assessment journey', with most having no prior experience with i.e. applying life cycle methods. Generally, the step of stakeholder identification - as part of step 2.1. - was not implemented since a materiality assessment - step 2.3. - was not undertaken. This is generally considered a more resource-demanding step, in which the company's stakeholders are invited to deliver their input to which impact domain is most material to them. This might be included in a later step of the collaboration. With respect to the assessment goals indicated by this first selection of companies, they are diverse in nature. This is a finding that is connected to the need for assessment by companies, which is rarely highlighted in academic literature. These diverse assessment goals have an impact on the included dimensions and on the selected scope for each of the participating companies. However, due to the limited time available, all companies opted for focusing on the environmental dimension in this first phase. One company expressed its preference to use an approach focused on resource efficiency, using Circular Transition Indicators (CTI). The data collection procedure was different for each company. While challenges were present, particularly in the form of unavailable environmental impact data for the African content, the cohort companies were able to provide relevant data within the very limited time frame. All collected data consisted of a mix of primary data and informed estimates.

One company in the cohort was considered more informal in nature (Hussmanns, 2004). To streamline the data collection process, assistance from a researcher that was present at the company's facilities was requested. This company and another company in the cohort indicated that the process of data collection itself formed an integral part of their process towards further professionalization. This connects well to the idea of seeing CE- and sustainability assessment as a process that can be expanded over time. While, sometimes, current literature seems to consider CE assessment as a static exercise, the interaction with companies showed that the included parts of the SCEIA framework - and the completeness of the assessment - depended on the company's assessment maturity. Currently, no framework offers direct insights into business capabilities that form part of this assessment maturity. This will be a key point when further synthesizing the company's results in the public communication output.

Table 1: Summary of SCEIA framework application for the first assessment phase.

Company description			SCEIA first assessment phase			
Sector	Circular economy activity	Assessment experience	Data collection method	Data inventory	Measurement goal	Lessons learned from application SCEIA
Plastics recycling	Recycling of plastics collected by waste-pickers into new products.	No impact assessment experience.	Data collection with help of on-the-ground technical support.	4-month timeframe. Quantities and types of plastics processed; quantities of products produced; electricity and water consumed and transport.	Identify impact hotspots and use results to tell the company's story.	Informal structures require different ways of data collection, making use of on-the-ground support.
Alternative proteins	Use black soldier fly farming to convert organic waste to an alternative protein and bio fertilizer.	No impact assessment experience.	Data collection with shared excel sheets and videos of the production site.	1-month timeframe, extrapolating collected primary data using scenarios. Quantities of input and outputs and estimations of quantities of conventional products replaced; transport to distributor.	Comparison of environmental impact of the alternative proteins with the conventional products they replace.	Future scale-up and experimental phase of operations might complicate assessment. Scenarios can be used to incorporate this.
Biomass processing	Provide autonomous, small-scale composting systems.	In-house expertise with measuring quantities of materials processed, assessing impact of product, and providing consultancy services (LCA).	Data collection through data sheets, video calls and pictures of production site.	Timeframe not applicable. Quantities of primary materials and auxiliary consumables used for previous model and new prototype solution.	Comparison of environmental impact of the new design solution, using fewer natural resources, with the previous one.	Determining key indicators of assessment is based on company mission.
Electronic waste	Collect, receive and process various types of electronic waste for repair, upcycling and recycling.	Data is collected on categories of waste, product type, and kgs. Some experimentation with connecting kgs of WEEE to carbon emissions.	Data collection of processed equipment (quantities and type), using Circular Transition Indicators (CTI).	1-year timeframe. Inventory of quantities and types of WEEE processed, % recovery potential, % of actual recovery, and recovery type.	Determining the level of circularity of the company's operation, setting targets for improvement.	Company is in process of professionalization, using data collection and CE assessment to support this.
Waste construction materials	Provide digital infrastructure to connect waste construction materials with builders.	No impact assessment experience.	Data collection undertaken by construction site sampling by company	Timeframe to be defined. Quantities and types of construction materials, estimation of replaced conventional materials.	Provide evidence base of avoided environmental impacts - and social impacts - to investors.	Social impacts form key goal of company's activities, but require a second assessment phase.

4. Conclusions and next steps

A clear limitation of this first cohort was the short timeframe available: a period of three months. This prevented e.g. any in-person site visits, but also limited the capability of the researchers and company staff involved to spend significant time on iterative data collection. However, creating a baseline overview of available data already might already provide the companies with valuable insights, which will be analysed over the course of the next period.

This first phase has been the first pan-African CE measurement exercise. We aim to continue this work in a next phase, continuing our collaboration with the selected companies and expanding the initial cohort with around ten additional companies. Overall, we aim to document the assessment lessons learned and communicate those to other companies, to catalyse CE- and sustainability assessment in African companies.

5. Bibliography

- Álvarez Jaramillo, J., Zartha Sossa, J. W., & Orozco Mendoza, G. L. (2019). Barriers to sustainability for small and medium enterprises in the framework of sustainable development—Literature review. *Business Strategy and the Environment*, 28(4), 512–524. <https://doi.org/10.1002/bse.2261>
- Blomsma, F., & Brennan, G. (2017). The Emergence of Circular Economy: A New Framing Around Prolonging Resource Productivity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 603–614. <https://doi.org/10.1111/jiec.12603>
- Blum, N. U., Haupt, M., & Bening, C. R. (2020). Why “Circular” doesn’t always mean “Sustainable.” *Resources, Conservation and Recycling*, 162, 105042. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105042>
- Bushan, N., & Rai, K. (2004). *Strategic-decision-making-navneet-bhushan-and-kanwal-rai*.
- Calisto Friant, M., Vermeulen, W. J. V., & Salomone, R. (2020). A typology of circular economy discourses: Navigating the diverse visions of a contested paradigm. *Resources, Conservation and Recycling*, 161(May), 104917. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104917>
- Ceschin, F., & Gaziulusoy, İ. (2019). Design for sustainability: A multi-level framework from products to socio-technical systems. *Design for Sustainability: A Multi-Level Framework from Products to Socio-Technical Systems*, 1–172. <https://doi.org/10.4324/9780429456510>
- Corona, B., Shen, L., Reike, D., Carreón, J. R., & Worrell, E. (2019). Resources , Conservation & Recycling Towards sustainable development through the circular economy — A review and critical assessment on current circularity metrics. *Resources, Conservation & Recycling*, 151(May), 104498. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104498>
- Das, A., Konietzko, J., & Bocken, N. (2021). How do companies measure and forecast environmental impacts when experimenting with circular business models? *Sustainable Production and Consumption*, 29, 273–285. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.009>
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Hussmanns, R. (2004). Defining and measuring informal employment. *International Labour Organization*, 21. Retrieved from <http://www.ilo.org/public/english/bureau/stat/download/papers/meas.pdf>

- Johnson, M. P., & Schaltegger, S. (2016). Two Decades of Sustainability Management Tools for SMEs: How Far Have We Come? *Journal of Small Business Management*, 54(2), 481–505. <https://doi.org/10.1111/jsbm.12154>
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Kravchenko, M., Pigosso, D. C. A., & Mcaloone, T. C. (2019). Towards the ex-ante sustainability screening of circular economy initiatives in manufacturing companies : Consolidation of leading sustainability-related performance indicators. *Journal of Cleaner Production*, 241, 118318. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118318>
- Niero, M., & Rivera, X. C. S. (2018). The Role of Life Cycle Sustainability Assessment in the Implementation of Circular Economy Principles in Organizations. *Procedia CIRP*, 69(May), 793–798. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.022>
- Orisakwe, O. E., Frazzoli, C., Ilo, C. E., & Oritsemuelebi, B. (2020). Public Health Burden of E-waste in Africa. *Journal of Health and Pollution*, 9(22), 1–12. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.22.190610>
- Pauliuk, S. (2018). Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. *Resources, Conservation and Recycling*, 129(September 2017), 81–92. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.019>
- Pieron, M. P. P., McAlone, T. C., & Pigosso, D. C. A. (2020). Circular economy business model innovation: Sectorial patterns within manufacturing companies. *Journal of Cleaner Production*, 124921. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124921>
- Roos Lindgreen, E., Opferkuch, K., Walker, A., Salomone, R., Reyes, T., Raggi, A., ... Caeiro, S. (2022). Exploring assessment practices of companies actively engaged with circular economy. *Business Strategy and Environment*, (November 2021), 1–25. <https://doi.org/10.1002/bse.2962>
- Roos Lindgreen, Erik, Salomone, R., & Reyes, T. (2021). Assessing Circular Economy at the company level : proposal of an ex-ante evaluation framework. *International Sustainable Development Research Society Conference*, (July), 13–15.
- Schöggel, J.-P., Stumpf, L., & Baumgartner, R. J. (2020). The narrative of sustainability and circular economy - a longitudinal analysis of two decades of research. *Resources, Conservation & Recycling, in press*(August), 105073. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105073>
- Schroeder, P., Anggraeni, K., & Weber, U. (2018). The Relevance of Circular Economy Practices to the Sustainable Development Goals. *Journal of Industrial Ecology*, 00(0), 1–19. <https://doi.org/10.1111/jiec.12732>
- Stumpf, L., Schöggel, J.-P., & Baumgartner, R. J. (2019). Circular Economy Business Strategies - A mixed methods analysis of 131 case studies. *Proceedings of the 19th European Roundtable for Sustainable Consumption and Production (ERSCP 2019)*, 841–854.

- Walker, A. M., Opferkuch, K., Roos Lindgreen, E., Raggi, A., Simboli, A., Vermeulen, W. J. V., ... Salomone, R. (2021). What Is the Relation between Circular Economy and Sustainability? Answers from Frontrunner Companies Engaged with Circular Economy Practices. *Circular Economy and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s43615-021-00064-7>
- Walker, S., Coleman, N., Hodgson, P., Collins, N., & Brimacombe, L. (2018). Evaluating the environmental dimension of material efficiency strategies relating to the circular economy. *Sustainability (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/su10030666>
- Warner, H., Bingham, J., Nartey, D.O. (2021). The Circular Economy: Our Journey in Africa So Far. Report by Footprints Africa, retrievable from https://irp-cdn.multiscreensite.com/40a0e554/files/uploaded/CEcasereport_Footprints.pdf

Procedura di verifica e validazione delle RCP e degli studi PEF per l'ottenimento del marchio Made Green in Italy

Simone Maranghi¹, Laura Zanchi¹, Andrea Fontanella², Enrico Vagnoni³, Sara Cortesi⁴,
Alessandra Zamagni¹

Abstract: La creazione del regolamento per l'attuazione dello schema nazionale volontario per la valutazione e la comunicazione dell'impronta ambientale dei prodotti denominato Made Green in Italy è uno strumento pensato per le aziende italiane che intendono certificare l'impronta ambientale dei propri prodotti e intraprendere attività di miglioramento continuo della propria sostenibilità. Questo contributo offre una disamina dei potenziali punti critici relativi alla procedura di verifica e validazione da attuare nelle varie fasi dell'iter di ottenimento del marchio, basata sull'esperienza dell'applicazione sperimentale dello schema Made Green in Italy nell'ambito del progetto LIFE MAGIS – Made Green in Italy Scheme.

1. Introduzione

In un contesto di forte spinta verso la sostenibilità ambientale e di ricerca di soluzioni per la mitigazione degli impatti che coinvolge ogni sfera economica e sociale, sono molti i tentativi volti a promuovere un approccio standardizzato di valutazione della sostenibilità del ciclo di vita dei prodotti. L'impulso degli incentivi e della legislazione europea, insieme ad una sempre maggiore consapevolezza del consumatore che dimostra una crescente preferenza verso i prodotti a basso impatto ambientale (Darnall et al., 2012), spinge un sempre maggior numero di aziende a percorrere la strada verso il miglioramento della propria sostenibilità ambientale.

Per armonizzare il modo in cui sono misurate e comunicate le prestazioni ambientali dei prodotti, a livello europeo la Commissione Europea ha promosso lo sviluppo e l'applicazione della metodologia *Product Environmental Footprint* (PEF) (European Commission, 2021; Zampori e Pant, 2019) e delle linee guida per il suo uso in specifiche categorie di prodotto (*Product Environmental Footprint Category Rules*, PEFCR; PEFCR Guidance, 2018). Le PEFCR definiscono requisiti metodologici molto stringenti per l'applicazione della metodologia PEF, e l'obiettivo è quello di consentire una maggiore confrontabilità delle performance ambientali tra prodotti della stessa categoria, grazie ad una chiara standardizzazione delle scelte metodologiche che, altrimenti, verrebbero lasciate solo all'esperienza di chi esegue lo studio. Inoltre, le Regole possono contribuire a ridurre i costi di uno studio PEF, in quanto identificano gli elementi cruciali su cui

¹ Ecoinnovazione srl, Bologna (BO), Italia

² ERGO srl, Cascina (PI), Italia

³ Istituto per la Bioeconomia, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Sassari (SS), Italia

⁴ ENEA - Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile, Bologna (BO), Italia

Email: s.maranghi@ecoinnovazione.it

concentrarsi (per es. categorie d'impatto ambientale, fasi e processi del ciclo di vita più rilevanti, regole di *cut-off*) ottimizzando le risorse a disposizione.

La Raccomandazione Europea è stata recepita dall'Italia con la creazione del regolamento per l'attuazione dello schema nazionale volontario per la valutazione e la comunicazione dell'impronta ambientale dei prodotti, denominato *Made Green in Italy* (MGI; Gazzetta Ufficiale, 2018), gestito dal Ministero della Transizione Ecologica (MiTE). Lo schema si propone di coniugare la metodologia PEF con la denominazione Made in Italy, al fine di offrire alle aziende italiane la possibilità di comunicare qualità e attenzione alla sostenibilità attraverso un marchio accreditato e chiaramente identificabile nel mercato.

Il progetto LIFE MAGIS ("MAde Green in Italy Scheme", 2018) mira al potenziamento e alla diffusione del marchio MGI e del metodo PEF, come strumenti per valutare e comunicare in modo trasparente l'impatto ambientale dei prodotti e promuovere l'eco-innovazione in alcune filiere di eccellenza del Made in Italy.

Fra i contributi che LIFE MAGIS si propone di offrire al marchio MGI, l'analisi critica e lo sviluppo del processo di revisione hanno come obiettivo quello di evidenziare e suggerire eventuali miglioramenti che possono ottimizzare l'iter di richiesta del marchio (Figura 1) da parte delle aziende italiane.



Figura 1: Marchio Made Green in Italy - Fonte: sito web del Ministero della Transizione Ecologica

In questo contributo si descrivono e analizzano i principali spunti emersi nell'ambito dell'attività di coordinamento del processo di verifica, che si occupa della revisione dei documenti prodotti all'interno del progetto, quali Regole di Categoria di Prodotto (RCP) e studi PEF. Le categorie di prodotto identificate dal progetto LIFE MAGIS sono 8 e fanno parte dei settori alimentare e manifatturiero: caffè, merendine, lievitati, gelato, cipolla, formaggio, serramenti, pelle.

2. Schema MGI

Lo schema MGI è stato pensato per promuovere e rendere riconoscibile la sostenibilità ambientale dei prodotti italiani di eccellenza, orientando il percorso di miglioramento continuo delle aziende e facilitando la scelta informata del consumatore finale. Il calcolo delle prestazioni ambientali di un prodotto si basa sui risultati di uno studio PEF completo, verificato e validato. I risultati dello studio PEF vengono confrontati con i valori di impatto ambientale riportati nelle rispettive RCP come "classi di prestazione ambientale" che, a loro volta, sono definite partendo da un valore medio di riferimento, detto "benchmark", calcolato durante lo studio PEF preliminare (*screening study*) (vedi Par. 3).

Le classi di prestazione sono 3 e sono denominate con le lettere A, B, e C:

- con *A* si indica un valore di impatto ambientale finale inferiore al benchmark (e quindi migliore da un punto di vista ambientale);
- con *B* si indica un valore di impatto ambientale finale simile al benchmark;
- con *C* si indica un valore di impatto ambientale finale superiore al benchmark.

L'utilizzo del marchio viene concesso solo ai prodotti in classe *A* e a quelli in classe *B*, questi ultimi solo a fronte di un impegno dell'azienda a migliorare le proprie prestazioni riducendo gli impatti ambientali.

La potenzialità dello schema MGI in termini di supporto alla competitività delle imprese italiane in chiave "green" risiede nel fatto che lo schema rappresenta un'assoluta novità nello scenario della certificazione ambientale a disposizione delle strategie di marketing aziendale, in quanto:

- è l'unica certificazione in grado di coniugare la comunicazione delle performance ambientali dei prodotti, in tutta la loro catena del valore, con la comunicazione del valore "Made in Italy", legato alle eccellenze del sistema produttivo nazionale;
- è la prima ed unica certificazione di matrice istituzionale e di natura pubblica basata sulla metodologia europea PEF attuata da un governo nazionale, che ha scelto di recepire pienamente le regole di calcolo europee, integrandole con ulteriori e più ambiziosi requisiti nazionali di qualità ambientale in grado di valorizzare la tipicità italiana;
- è l'unica certificazione a unificare requisiti che richiedono alle imprese di comunicare l'impronta ambientale dei prodotti ai propri clienti e consumatori (tipici dei marchi di tipo 3, normati dalla ISO 14025), con requisiti che consentono l'accesso allo schema ai soli prodotti eccellenti, in grado di superare soglie di performance e, in particolare, di essere in linea o migliori rispetto al prodotto rappresentativo medio della propria categoria (tipici dei marchi di tipo 1, normati dalla ISO 14024).

Dal 2018, anno di pubblicazione del regolamento in Gazzetta Ufficiale, ad oggi, solo 5 prodotti hanno richiesto ed ottenuto il logo MGI (Prodotti Made Green Italy, 2022). Tutti e 5 sono fabbricati dalla stessa azienda e fanno parte della stessa categoria di prodotto, ovvero le buste multiuso in polietilene. D'altro canto, le RCP pubblicate nell'arco di questi 4 anni e in corso di validità sono 15 (RCP in corso di validità, 2022), anche se la spinta decisiva alla pubblicazione è avvenuta solamente negli ultimi mesi.

3. Iter di adesione allo schema MGI

L'iter per ottenere il marchio MGI si compone di tre fasi principali: la pubblicazione delle RCP, l'esecuzione di uno studio PEF conforme alle RCP e la verifica di un ente terzo accreditato (Figura 2).

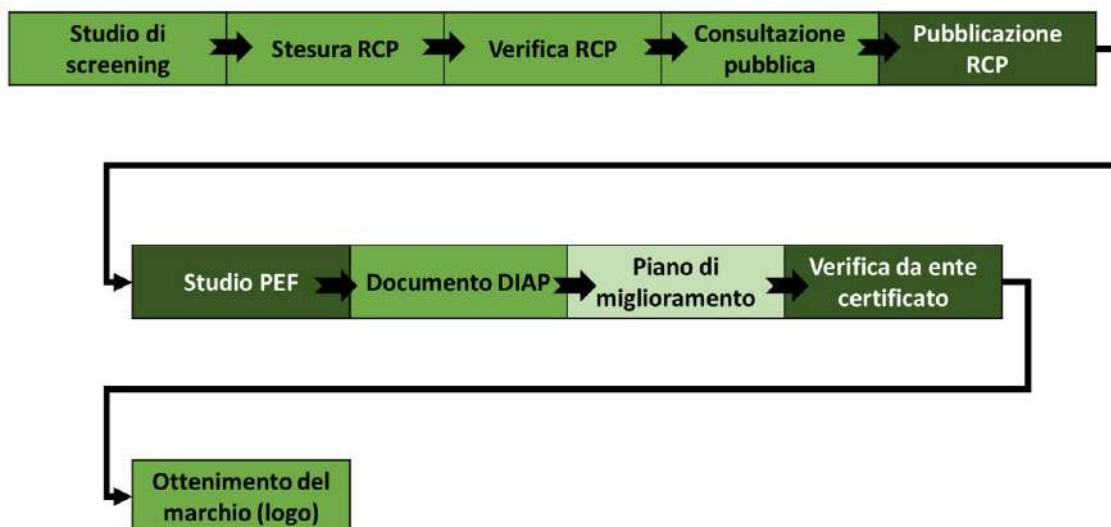


Figura 2: Iter di ottenimento del marchio Made Green in Italy

Le tre fasi sono composte da vari passaggi che rappresentano le richieste specifiche e i documenti da produrre per l'ottenimento del marchio. Nella prima fase vengono definite le RCP, ovvero le “regole del gioco” che devono essere rispettate dalle aziende nell'esecuzione dello studio PEF sul prodotto per cui vogliono ottenere il marchio. Le RCP sono specifiche per categoria di prodotto e devono recepire, se esistenti, le PEFCR pubblicate a livello europeo per la stessa (o, quantomeno, assimilabile) categoria di prodotto. Nello specifico, la pubblicazione delle RCP, in assenza delle PEFCR europee, è articolata nei seguenti passaggi:

- Studio di screening: è uno studio PEF finalizzato ad identificare tutti gli aspetti rilevanti che andranno a comporre le RCP (come, ad esempio, le fasi del ciclo di vita, i processi e gli impatti ambientali più rilevanti, i requisiti di qualità dei dati, la definizione del benchmark e delle classi di prestazione ambientale). Lo studio di screening, e la successiva stesura delle RCP devono essere condotti da un soggetto proponente (associazione di categoria o gruppo di imprese) rappresentativo di oltre il 50% della produzione nazionale in termini di fatturato per quella categoria di prodotto;
- Stesura delle RCP: viene redatto il documento che contiene le regole sviluppate anche sulla base dello studio di screening e viene inviato al MiTE;
- Verifica delle RCP: revisione delle RCP ad opera del MiTE;
- Pubblicazione delle RCP: dopo una fase di consultazione pubblica, le RCP vengono integrate con i commenti ricevuti e pubblicate sul sito del MiTE.

Una volta pubblicate le RCP entrano in corso di validità. Le aziende che producono prodotti coperti da RCP in corso di validità e che intendono richiedere il marchio MGI devono seguire le seguenti fasi:

- Condurre uno studio PEF in conformità alle RCP relativo al prodotto per cui si vuole richiedere il marchio;
- Produrre il documento DIAP (Dichiarazione di Impatto Ambientale del Prodotto): che fornisce, in modo analogo ad una Dichiarazione Ambientale di Prodotto EPD, informazioni sulle prestazioni ambientali del prodotto;

- Produrre un piano di miglioramento (solo nel caso il prodotto ricada nella classe prestazione B): documento in cui sono definiti gli obiettivi di riduzione dell'impatto ambientale del prodotto e le azioni che verranno intraprese dall'azienda per raggiungerli;
- Verifica da parte di un ente terzo accreditato e indipendente: che verifica la documentazione, richiede le opportune revisioni (se necessarie) e convalida lo studio;
- Ottenimento del logo: l'azienda fa domanda di concessione d'uso del logo al MiTE e, una volta ottenuta, appone il logo sul prodotto con un rimando (per es. link, QRcode) alla DIAP.

4. Analisi critica del processo di verifica indipendente e convalida

Nell'ambito del progetto LIFE MAGIS, sono state sviluppate proposte di RCP per 8 categorie di prodotto (Par. 1). Per una di queste, ovvero la categoria "pelle", le PEFCR europee erano già presenti ed è stato quindi necessario recepire le regole già pubblicate, integrando nelle RCP solo i requisiti addizionali e facoltativi richiesti dallo schema MGI. Le altre 7 RCP sono state sviluppate interamente, con la particolarità della categoria "formaggio ovino a pasta dura", per la quale sono state recepite parzialmente le PEFCR europee sui prodotti lattiero-caseari ottenuti da latte vaccino (*dairy products*). In questo caso, le PEFCR sono state declinate sulla tipicità italiana "formaggio Pecorino Romano DOP", che è il formaggio che rappresenta una sottocategoria che risponde a regole di modellazione specifiche, solo parzialmente sovrapponibili alle PEFCR europee sui *dairy products*.

Per quanto riguarda la fase di revisione e verifica sperimentale, attualmente il regolamento MGI fornisce indicazione su come condurre la revisione dei documenti, ma è assente una procedura scritta, condivisa e standardizzata. Per questo, l'obiettivo principale del progetto per quanto riguarda la fase di verifica è quello di produrre delle linee guida che descrivano la procedura di revisione da seguire, che identifichino gli elementi chiave da verificare e che offrano degli spunti per l'impostazione di una procedura di verifica standardizzata.

In questo contesto, ciò che emerge è la difficoltà di trovare il giusto compromesso tra la completezza e la fattibilità della revisione dei documenti principali che è necessario produrre per inoltrare la richiesta di ottenimento del logo MGI. Infatti, come riportato anche nel regolamento, "*la verifica deve essere un bilanciamento ottimale tra la completezza della verifica e l'esigenza di contenerne i costi*", Gazzetta Ufficiale, 2018).

4.1. Verifica delle RCP

La verifica delle RCP ha messo in evidenza la necessità di definire un sistema di revisione standardizzato che renda la procedura non eccessivamente gravosa per il verificatore e armonizzi il risultato prodotto da verificatori diversi. Ciò che è emerso dal primo iter di verifica portato a termine per tutte le categorie di prodotto analizzate è che la procedura di revisione delle RCP richiede dalle 6 alle 8 ore di lavoro.

Il tentativo per snellire la procedura di verifica che si sta mettendo a punto nel progetto LIFE MAGIS è lo sviluppo di un approccio in grado di identificare i punti principali che devono essere verificati, guidando il verificatore in una procedura "*step-by-step*", attraverso l'utilizzo di documenti di supporto (per es: matrice su Excel) che rendano il processo di verifica più standardizzato e scorrevole. Parallelamente, al fine di evidenziare le criticità e di individuare i potenziali miglioramenti relativi a tutte le fasi del processo di verifica, è stato predisposto uno spazio per la raccolta delle esperienze e delle osservazioni dei revisori.

4.2. *Verifica dello studio PEF*

Un primo aspetto da valutare è la necessità che la verifica dello studio debba svolgersi seguendo le linee guida PEF, ovvero eseguendo un controllo puntuale e dettagliato della tracciabilità e validità delle informazioni e dei dati utilizzati. Questo consente di avere una verifica molto completa ma comporta un dispendio di tempo importante per il verificatore. Spesso, infatti, la quantità di dati primari e secondari da verificare è rilevante anche applicando le regole di campionamento dei dati e di selezione riportate nelle linee guida PEF.

Il controllo delle fonti dei dati differisce a seconda che questi siano dati primari direttamente forniti dall'azienda o dati secondari reperiti da banche dati. Il controllo dei dati primari passa dalla verifica di documenti quali bollette di utenze, fatture o altra documentazione, e dal controllo mediante una verifica ispettiva *in loco*. Questo aspetto ha un'incidenza importante sui costi e la verifica *in loco* potrebbe essere rivalutata, ricorrendo a metodi di comunicazione informatica e richiedendo all'azienda l'accesso a documenti che possano essere verificati da remoto.

Un altro aspetto che aggiunge complessità al processo di verifica è relativo alla qualità dei dati e al modo in cui questa deve essere riportata e quantificata nello studio PEF. I parametri qualitativi e quantitativi che le linee guida suggeriscono di applicare danno sicuramente un apporto importante in termini di completezza dello studio ma, come per gli altri aspetti citati in precedenza, la loro applicazione può portare ad uno sbilanciamento tra completezza e tempi/costi, a chiaro svantaggio di questi ultimi.

4.3. *Verifica piano di miglioramento*

Tra i documenti che il verificatore deve revisionare e convalidare c'è anche il piano di miglioramento, che l'azienda deve presentare qualora il prodotto sia inserito nella classe di prestazione ambientale *B* definita nelle rispettive RCP. Non è specificato, però, quali aspetti del programma devono essere convalidati e se la verifica si deve focalizzare solo sulla presenza di tutti i paragrafi e le voci descrittive riportate nel regolamento o se deve essere eseguita anche una valutazione della potenziale efficacia delle azioni identificate nel piano e della loro effettiva messa in pratica negli anni successivi alla prima certificazione. Non è dichiarato esplicitamente se il verificatore deve predisporre un piano di monitoraggio delle azioni di miglioramento, accordandosi con l'azienda su quali dati, processi e risultati di impatto ambientale devono essere monitorati nel tempo.

Inoltre, esiste la possibilità non remota che un'azienda che si trova in classe *B* e che deve mettere a punto il piano di miglioramento, si trovi in una situazione di oggettiva impossibilità a raggiungere la classe *A*. Questo perché, al fine di ridurre il proprio impatto ambientale, l'azienda può intervenire in modo determinante solo sui processi sotto il proprio controllo diretto, ma non è detto che questi processi siano quelli identificati come rilevanti dal punto di vista ambientale. Questa situazione deriva anche da altri due fattori determinanti: i) dalla capacità dell'azienda di quantificare in modo accurato gli interventi che possono essere effettuati sui processi sotto il proprio controllo diretto, e ii) dal metodo con cui sono definite le soglie delle classi di prestazione in fase di stesura delle RCP.

Tutti questi aspetti influenzano la procedura di verifica e non è chiaro come questa possa affrontarli nello specifico, soprattutto tenendo in considerazione che una probabile verifica futura (indicata attualmente con un orizzonte temporale di 3 anni) possa impattare sul rinnovo di concessione del logo, visto anche quanto riportato nel regolamento: *“il mancato raggiungimento degli obiettivi di miglioramento, non causato da cause indipendenti dalla volontà del soggetto richiedente, è motivo di non rinnovo dell'adesione allo schema.”*

5. Conclusioni

Il logo MGI è senza dubbio un'opportunità importante per tutte quelle aziende del Made in Italy che vogliono comunicare le prestazioni ambientali dei propri prodotti e mirano ad ottenere una certificazione di impatto ambientale basata sulle più aggiornate norme europee in tema di analisi della sostenibilità ambientale dei prodotti.

C'è però il rischio che l'eccessiva complessità dell'iter di preparazione, verifica e presentazione dei documenti necessari, associati alla mancanza di linee guida per la verifica di aspetti specifici (come, ad esempio, la verifica del piano di miglioramento) possa creare una barriera all'accesso importante per le aziende italiane che intendono aderire allo schema. È importante che l'iter da seguire per l'ottenimento del logo sia di facile comprensione e attuazione per le aziende, e questo potrebbe passare anche da una possibile semplificazione e standardizzazione di alcune delle sue fasi.

L'identificazione delle possibili criticità e dei possibili miglioramenti del regolamento dello schema nazionale MGI e dell'iter di ottenimento del logo è il primo importante passo volto ad ampliare il coinvolgimento delle aziende e la diffusione del marchio.

In questo contributo, l'attenzione è stata posta su alcune criticità riscontrate durante il processo di verifica e revisione dei documenti da presentare, evidenziando come, in alcuni casi, ci sia un netto sbilanciamento tra la completezza della revisione e la fattibilità tecnica ed economica.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato realizzato con il contributo del progetto "LIFE MAGIS - MAde Green in Italy Scheme" (LIFE MAGIS LIFE18 GIE/IT/000735). Il progetto LIFE MAGIS ha ricevuto un finanziamento dal Programma LIFE dell'Unione Europea.

6. Bibliografia

- Darnall, Nicole and Ponting, Cerys and Vazquez-Brust, Diego, Why Consumers Buy Green (2012). Vazquez-Brust, D. and Sarkis J. (eds.) Green-growth: managing the transition to sustainable capitalism, New York: Springer, pp. 287-308.
- European Commission, Commission Recommendation of 16.12.2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations . Brussels, 16.12.2021 C(2021) 9332 final
- Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, regolamento di attuazione dello schema nazionale volontario per la valutazione e la comunicazione dell'impronta ambientale dei prodotti, denominato "Made Green in Italy", decreto ministeriale n. 56/2018
- ISO 14040. 2006a. Environmental Management–Life Cycle Assessment—Principles and Framework, International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
- ISO 14044. 2006b. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
- LIFE MAGIS - MAde Green in Italy Scheme, European LIFE Environmental Governance and Information 2018, LIFE18 GIE/IT/000735

PEFCR Guidance 6.3 Product Environmental Footprint (PEF) Guide; Annex II to the Recommendation 2013/179/EU, 9 April 2013. Published in the official journal of the European Union Volume 56, 4 May 2018.

Prodotti “Made Green Italy”, sito web del Ministero per la Transizione Ecologica, <https://www.mite.gov.it/pagina/prodotti-made-green-italy>, accessed in March 2022

RCP in corso di validità, sito web del Ministero per la Transizione Ecologica, <https://www.mite.gov.it/pagina/rcp-corso-di-validita>, accessed in March 2022

Zampori, L. and Pant, R., Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, EUR 29682 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00654-1, doi:10.2760/424613, JRC115959

Calculation of environmental performance classes of the “Made Green in Italy” scheme

Laura Zanchi¹, Valentina Castellani², Carlo Proserpio², Andrea Fontanella³, Enrico Vagnoni⁴, Alessandra Zamagni¹

Abstract: “Made Green in Italy” (MGI) scheme aims to enhance the market of Italian products with the best environmental performance calculated through the PEF method. The scheme is based on the identification of three environmental performance classes (A, B and C), specific for different product categories, and asks to determine the class to which a product belongs. When MGI scheme has been published, neither the scheme itself nor PEF methodology provided specific rules for calculating the classes of performances. This paper describes the methods used to define the environmental performance classes for two product categories in the dairy sector: hard sheep’s milk cheeses and Grana Padano PDO.

1. Introduction

The voluntary national scheme for the assessment and communication of the environmental footprint of products, called “Made Green in Italy” (hereinafter MGI) aims to enhance the market of Italian products with the best environmental performance calculated through the PEF method - Product Environmental Footprint (EC, 2013; Zampori and Pant, 2019). With the Ministerial Decree n. 56/2018, the regulation implementing the MGI has entered into force, which establishes the operating procedures. This scheme is applicable to all products (goods and services) that, according to existing laws (EU regulation 952/2013), originate in Italy. This means that a product that is not 100% made in Italy and involves other countries in its processing can still adhere to the scheme, if the last substantial transformation, economically justified, takes place in Italy.

The scheme is based on the identification of three environmental performance classes – A, B and C - specific for different product categories. Companies, whose products fall into class A or B are awarded with the MGI logo and can use it for communication purposes (*Figure 1 Classes of environmental performances in the “Made Green in Italy” scheme*). In addition, those that are in class B have to define a programme for the continuous improvement of environmental performances.

MGI represents the first voluntary scheme in Europe, based on the PEF method, and it is an absolute novelty in the scenario of environmental certifications. In fact, it combines the dimen-

¹ Ecoinnovazione srl, Bologna (BO), Italia

² Politecnico di Milano – Dipartimento di Design, Milano, Italia

³ ERGO srl, Cascina (PI), Italia

⁴ Istituto di Bioeconomia, Centro Nazionale delle Ricerche, Sassari (SS), Italia

Email: l.zanchi@ecoinnovazione.it

sion of the environmental performance of the products, all along their value chain, with the made in Italy feature.

Environmental performance classes	Product classification	Use of the MGI logo
Class A (< lower limit)	Best class (with lowest environmental impact)	Possible
Classe B (\leq lower limit; \geq upper limit)	Benchmark	Possible (against a commitment to improve its performance)
Classe C (> upper limit)	Worst class (with highest environmental impact)	Not possible

Figure 1 Classes of environmental performances in the “Made Green in Italy” scheme

The first step to make the MGI scheme applicable is the existence of Product Category Rules (RCP in Italian – Regole di Categoria di Prodotto) documents containing methodological indications for conducting PEF studies for a specific product category. Once the process and approval of a PCR for a specific sector has been completed, the companies can adhere to the scheme, carry out a PEF study and obtain the MGI logo for their product(s).

When the MGI scheme was published, no provisions were given on how to define classes of performances. The only reference was the approach proposed by Zampori and Pant (2019), which is detailed in the next section. Therefore, the objective of this paper is to discuss methods used to calculate the environmental performance classes for two product categories in the dairy sector - hard sheep's milk cheeses and Grana Padano PDO - carried out within two LIFE projects: MAGIS (Made Green in Italy Scheme)¹ and TTGG “The Tough Get Going²”. In the following sections, the methodological choices underpinning the definition of the classes of performances are discussed, as well as their potential effects when applying them, with a focus on the agri-food sector.

2. Materials and methods

2.1. Methods to calculate classes of environmental performance

In 2019 the JRC Technical Report “Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method” (Zampori and Pant 2019) introduced a procedure for the identification of 5 classes of performances, from category A being the best class with lowest environmental impact, up to category E being the worst class with the highest impact.

First, the single overall score of the representative product (benchmark) represents the mid-point of class C. Second, the upper limit and lower limit of the lowest class A and highest category class E are identified through a sensitivity analysis on the model of the Representative Product. The sensitivity analysis identifies the most relevant parameters contributing to product impact. Once these parameters are identified, the theoretical best product (BP), calculated by assigning the best technically feasible value for each parameter, and the theoretical worst product (WP),

¹ LIFE18 GIE/IT/000735 (www.lifemagis.eu)

² LIFE 16 ENV/IT/000225 (www.lifettgg.eu)

calculated by assigning the worst technically value for each parameter, are identified. They help to define the upper limit of class A and lower limit of class E (Table 1).

Table 1: Performance classes and related limits of PEF method (Zampori and Pant 2019)

A	$\mathbf{impact} \leq BP + (\text{benchmark} - BP) * 0,30$
B	$BP + (\text{benchmark} - BP) * 0,30 \leq \mathbf{impact} \leq BP + (\text{benchmark} - BP) * 0,85$
C	$BP + (\text{benchmark} - BP) * 0,85 \leq \mathbf{Impact} \leq WP + (\text{benchmark} - WP) * 0,85$
D	$WP + (\text{benchmark} - WP) * 0,85 \leq \mathbf{Impact} \leq WP + (\text{benchmark} - WP) * 0,30$
E	$\mathbf{Impact} \geq WP + (\text{benchmark} - WP) * 0,30$

Within the MAGIS project, the application of this approach gave rise to two main problems:

1. How to define the best and worst products when the number of companies involved is small and/or only sectoral aggregate average data is available (i.e. small sample of companies and products to draw a distribution curve of impacts);
2. How to adapt a 5 classes of performances approach to the 3 required by the MGI scheme.

Regarding the first point, as indicated in PEF Method, a sensitivity analysis was performed to identify the environmental hotspots of the representative products. Data provided for the screening studies were of three types:

- a. values referred to virtual products (i.e. representatives average recipes) from companies taking part to the project. This was the case of product categories with very high variability between products (e.g., ice-cream, bakery products, etc);
- b. values referred to real products from companies taking part to the project. This was the case of product categories with low variability (e.g., Protected Designation of Origin cheese with stringent product regulations);
- c. average sectorial data provided by associations.

In case a), to each hotspot the best and worst values between the ones available from the companies taking part to the project was assigned and the footprints of the best and worst products was calculated. Best and worst products could not be considered the absolute best and worst feasible products based on available technologies, but more the upper and lower limit of class B.

In case b) to each hotspot the best and worst values between the ones available from the companies taking part to the project was assigned and the footprints of the best and worst products was calculated. Best and worst products could be considered the absolute best and worst feasible products based on available technologies and the approach reported below (Table 2) was applied.

In case c), no best and worst values was available and so scenarios were built based on assumption (i.e. green energy for production, recycled material for packaging, etc.) and estimate of environmental performances of best and worst feasible products was obtained.

Then, the approach to performance classes illustrated in Table 1 was simply scaled to 3 classes of performances, using in the formula a 0,58 parameter calculated as the average of the 0,30 and 0,85 proposed in the PEF Method (Table 2).

Table 2: Performance classes and related limits developed within MAGIS

A	impact \leq BP+(benchmark – BP)*0,58
B	BP+(benchmark – BP)*0,58 < Impact < WP+(benchmark-WP)*0,58
C	Impact \geq WP+(benchmark – WP)*0,58

Within the project TTGG the method adopted is slightly different, to take into account the low variability and asymmetrical distribution of environmental scores (calculated as weighted sum of the three most relevant impact categories) for the real products considered in the sampling procedure adopted for data collection among the companies taking part to the project (option b, Protected Designation of Origin cheese). Limits were set based on a Montecarlo analysis on activity data (referring to the sample of companies within the Grana Padano consortium). Results of the analysis highlighted a slight asymmetry towards the right, with median below average. To include the environmental score of the reference product (benchmark) in class B, the limits were defined as:

- lower limit: benchmark – 0.5* standard deviation
- upper limit: benchmark + 1* standard deviation.

2.2. Product categories description

The above approaches for the calculation of classes of performances were applied to two product categories in the dairy sector: hard sheep's milk cheeses and Grana Padano PDO.

Currently, the existing PEFCR for Dairy products covers different products derived from cow's milk. As a consequence, Grana Padano PDO consortium was involved within Life TTGG project for the development of the corresponding PCR, where Grana Padano PDO is the representative product. As for the hard sheep's milk cheese, the existing PEFCR for Dairy products required to be integrated to also cover sheep's milk production system. In this sense Life MAGIS project aims at supporting the development of both PEFCR for hard sheep's milk cheese and the corresponding PCR, where Pecorino Romano PDO is the selected representative product.

The Grana Padano PDO refers to cheese produced all year round from untreated cows' milk and partially creamed using natural separation, a cooked curd, hard and slow maturing cheese used as a table cheese or grated, which complies with the conditions and requirements set out in the product specification of Grana Padano PDO (Council regulation (EC) No 510/2006 Product Specification of Grana Padano PDO, 2006). The benchmark for Grana Padano PDO was identified by a screening study based on primary data on the phases of milk production, dairy and packaging collected from a representative sample of companies belonging to the Consorzio di Tutela del Formaggio Grana Padano. The most relevant impact categories are: climate change (33%), water scarcity (23%) and eutrophication terrestrial (10%). The farm stage is the most impacting phase of the Grana Padano PDO life cycle due to enteric fermentation of cattle and the management of zootechnical effluents and the production of feed. Finally, the production of electricity used in the dairy, packaging and distribution phases contributes to about 3% of the total impact on climate change.

Pecorino Romano PDO is a hard cheese, cooked, made with fresh and not pasteurized (at least thermised) whole sheep's milk, derived exclusively from farms located in the regions of Lazio, Sardinia and the province of Grosseto in Tuscany (Commission Regulation (EC) N. 1030/2009,

2009; Product Specification of Pecorino Romano PDO, 2009). The screening study was carried out by collecting primary data from a representative sample of dairy units located in Sardinia and belonging to the Consorzio del Pecorino Romano PDO. As for the sheep's milk production, specific datasets representative of average Italian sheep milk production system have been derived from the EU project SheepToShip LIFE³ project where primary data were collected from a sample of sheep farms located in Sardinia. The most relevant impact categories are: climate change (25%), water scarcity (23%), land use (23%) and resource use mineral and metals (10%). For all the most relevant impact categories raw milk production is the most relevant life cycle stage; dairy processing contributes for between 2-3%, and electricity and thermal energy consumption are the largest contributors. The main direct emissions of the analysed system are those emitted in the sheep farm, in particular methane biogenic, carbon dioxide fossil and dinitrogen monoxide were the most relevant elementary.

3. Elements affecting identification of classes of environmental performance

The authors identified three key aspects that might affect the way in which classes of performances are defined, namely: the organisations' level of control on processes and the use of secondary datasets for the most relevant processes; the identification of the parameters for the sensitivity analysis and the process of updating the PCR, in relation to time validity. These aspects are discussed in the following sections.

3.1. Organizations' level of control and use of secondary dataset

The Data Needs Matrix (DNM), illustrated in the PEF method (Zampori and Pant, 2019) and applied also in the context of the MGI scheme, indicates for which processes company-specific data or secondary data shall or may be used, depending on the level of influence the company has on the process. For processes (i.e. activities) that are not directly run by the company developing the PEF/MGI study, the company can use secondary datasets, either adapting activity data (such as transport distances or electricity mixes) or not, depending on the supply-chain-specific information available.

In the case of life cycle studies on agri-food products, this rule may allow for using secondary dataset representing agricultural activities (e.g. in the case of cheese, all the upstream activities needed to produce milk). The agricultural phase is generally responsible for a large part of the overall environmental impacts (in the case of cheese it can be responsible of up to 80-90% or even more, depending on the impact category considered). Therefore, the choice of using a secondary dataset to represent agricultural activities can have relevant effect on the study results.

As a consequence, the variability of impact results from studies developed applying the same PCR and the definition of performance classes for that type of product can be influenced as well, because it can happen that up to 80%-90% of the impact generated by the products analysed applying the same PCR is due to the same dataset. This can lead to situations where the products (e.g. cheese) from different producers carry a common impact for upstream phases (e.g. production of milk), and their environmental profiles differ only for a limited share of the overall impact score (e.g. impacts generated at the dairy unit). The result may be a limitation of the capa-

³ LIFE15 CCM/IT/000123 (www.sheeptoship.eu)

bility of the MGI scheme to clearly reflect improvement strategies of organizations regarding core activities (e.g. at the dairy unit in case of cheese products), also with reference to the continuous improvement concept that is one of the main principles of the MGI scheme.

3.2. Identification of processes for the sensitivity analysis

At this moment, the method proposed to carry out sensitivity analysis gives rise to various interpretations on the aggregation level of the processes to be considered for the environmental hotspots identification. From the PEFCR of Dairy products it can be argued that processes are expressed in terms of dataset but the two applications – hard sheep's milk cheeses and Grana Padano PDO – suggested to define processes also according to the level of control. This means that a process does not correspond to a dataset but to an aggregation of datasets corresponding to a product purchased or managed by the company, in line with the effective control and ability to act on it.

Overall, seven processes have been considered for the sensitivity analysis. They include both relevant processes (identified according to the rule of >80% of the overall contribution) and additional ones. Raw milk production is the most relevant process for both product categories and the parameter used for the sensitivity analysis is the quantity of purchased raw milk with different environmental profile. Transport of raw milk to dairy unit is the second process whose impact variation was evaluated according to the average distance. Sensitivity analysis on electricity and thermal energy (consumed in the dairy unit) considered variation on consumption values. Packaging variation relied on different quantities of portions for final consumer (e.g. grated, wedge). The last process considered for the sensitivity analysis is the distribution (from dairy unit to final consumer), whose impact variation was evaluated depending on the market shares among Italy, Europe and extra Europe. The remaining processes (including use, EoL, other consumptions of dairy unit) were included in a unique process named “others”.

3.3. Time validity

The validity of the PCR and therefore also of the environmental performance classes is of four years. At present it is not clear how the updating process of PCR will be carried out. In fact, it is expected that in a few years the companies in the sector will have implemented improvement solutions and therefore this may require an update of the benchmark and limits according to the aim of continuous improvement. Moreover, at the moment it is not possible to predict whether and how the defined performance classes will be able to measure the improvements of companies. This initial phase of MGI scheme application will provide a first overview about how the products are positioned with respect to the benchmark. Outcomes from this phase will be fundamental to understand how to calibrate and improve the method for calculating environmental performance classes.

4. Discussion and conclusions

The definition of classes of performance and the subsequent possibility to use the MGI logo based on the classification of the product (i.e. exclusion of products which fall in class C) is an interesting feature of the MGI scheme. This feature is somehow a novelty compared to other existing environmental certifications based on a life cycle perspective.

On the one hand, Environmental Product Declarations (EPD) Type III (ISO 14025:2010) require to develop a full LCA study according to Product Category Rules (PCR) as in the case of MGI, and allow for comparing environmental impact among products in the same product group, but they do not include thresholds. On the other hand, in the environmental labels Type I (ISO 14024:2018) such as the EU Ecolabel, are awarded only products that satisfy a set of criteria related to environmental hotspot of each product group, identified through LCA studies on average products in the EU market. This approach allows for selecting products that have environmental performance above a defined limit for each criterion, but without the possibility to differentiate between products that are just above the average and products that are “best in class”, or to keep track of any improvement of performances along time (except in case of revision of criteria, with more stringent requirements, over time).

The MGI scheme provides an opportunity in this direction but, a part from the approach introduced by the PEF Method in 2019, up to date there are no indications on how to determine classes of performance. Every sector has his own peculiarities in terms of availability of data when performing the screening study, impacts distribution within life cycle phases and operational control on processes most contributing to overall impact. All these aspects can highly affect the reliability of calculation when defining best and worst performer products and the width of classes of performance.

The two applications described in this paper - hard sheep's milk cheeses and Grana Padano PDO – provide insights when MGI scheme is applied in a sector where the large part of environmental impact derived from a single life cycle stage (e.g. raw milk production), which, in addition, is not always run by the company performing MGI study.

Currently, it can be difficult to predict if the approach used in the screening phase to define classes is correct and consequently if real products will fall evenly between the three classes of performances. MGI scheme is recent and, till now, few products have applied RCP and required for the use of the logo. Experiences of companies in the next few years will give indications on how to eventually adjust the methods to assure a correct representativeness of the distribution of impacts of real products on the market while defining classes of performance.

5. Acknowledgments

This work was realized with the contribution of the LIFE financial instrument of the European Union – LIFE MAGIS LIFE18 GIE/IT/000735 and LIFE TTGG LIFE 16 ENV/IT/000225.

6. References

- EU Commission, 2013. Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations (2013/179/EU). Official Journal of the European Union 56(L 124): 6-106
- ISO, 2018. 14024:2018. Environmental labels and declarations — Type I environmental labelling — Principles and procedures
- ISO, 2010. 14025:2010. Environmental labels and declarations — Type III environmental declarations — Principles and procedures
- Product Environmental Footprint Category Rules for Dairy Products, v. 1.0 April 2018. https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR-DairyProducts_2018-04-25_V1.pdf.

Product Environmental Footprint Category Rules for hard sheep's milk cheeses, v 1.0 June 2022 (internal document of Life MAGIS project <https://www.lifemagis.eu/>)

Regole di categoria di prodotto (RCP) – Formaggi ovini a pasta dura, v 1.0 June 2022 (internal document of Life MAGIS project <https://www.lifemagis.eu/>)

Regole di Categoria di Prodotto (RCP) per il Formaggio Grana Padano DOP (NACE 10.51.40) published in June 24th 2021 and available at <https://www.mite.gov.it/pagina/rcp-corso-di-validita>.

Zampori, L. and Pant, R. 2019. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, EUR 29682 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76- 00654-1, doi:10.2760/424613, JRC115959.

SESSIONE IV
LCT E CIRCOLARITÀ 2

Impronta ambientale delle attività aziendali del Gruppo Finsea nell'anno 2020 attraverso approccio di Life Cycle Assessment (LCA)

Bruno Notarnicola^{1,2}, Pietro. A. Renzulli^{1,2}, Giuseppe Tassielli^{1,2}, Piero Chirulli³

Abstract: Il presente contributo fa parte di un progetto del Gruppo Finsea, sviluppato insieme ad una spin off dell'Università degli Studi di Bari, finalizzato a definire e quantificare il profilo ambientale delle attività produttive svolte dal Gruppo nell'anno 2020 con un approccio di ciclo di vita. In questo contributo sono descritti gli approcci metodologici e i principali risultati. Poiché alcune importanti aziende del Gruppo Finsea operano nel settore del recupero di materia e della autoproduzione di energia elettrica da fonti rinnovabili, dando così origine a impatti evitati, particolare attenzione è stata posta all'allocazione delle situazioni di fine vita e al trattamento separato di eventuali crediti.

1. Introduzione

Il presente contributo è tratto da uno studio che è stato commissionato dal Gruppo Finsea alla Industrial Ecology Solutions, spin off accademica dell'Università degli Studi di Bari. L'obiettivo dello studio è quello di definire e quantificare il profilo ambientale delle principali attività svolte dal Gruppo Finsea riferito all'anno 2020, secondo un approccio di ciclo di vita. Lo studio è stato quindi redatto secondo le norme ISO 14040 e 14044 (ISO 2021 a, b) e seguendo le indicazioni della Specifica Tecnica UNI ISO/TS 14072 relativa ai requisiti e linee guida per la valutazione del ciclo di vita delle organizzazioni (ISO 2016). Inoltre, sono state seguite, per quanto applicabili, anche:

- la Raccomandazione 2013/179/UE del 9/4/2013 “Raccomandazione della Commissione Europea relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni”;
- la norma UNI EN ISO 14064-1(2019), UNI Standard. Greenhouse gases - Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removal.

Il Gruppo Finsea, che opera da oltre trenta anni nella provincia di Taranto, è costituito da venti aziende, afferenti a svariati settori, in particolare ecologia e recupero, agricoltura, produzione di compost e fertilizzanti, energia, progettazione e produzione di apparati LED, servizi e consulenza per la sostenibilità. Nella Tabella 1 sono riportate le quattordici principali aziende che, sulla

¹ Dipartimento Jonico, Università' degli Studi di Bari Aldo Moro

² Industrial Ecology Solutions

³ Gruppo Finsea

E-mail: bruno.notarnicola@uniba.it

base del loro fatturato, del settore di appartenenza (perlopiù servizi di consulenza aziendale) e della loro significatività in termini di volumi produttivi e conseguente impatto ambientale, sono state considerate nel studio.

Tabella 1: Aziende del Gruppo Finsea e attività produttive considerate nello studio

Nome Azienda	Attività aziendale
FERTILEVA Srl	Produzione di concimi per attività agricole
IRIGOM Srl	Trattamento di pneumatici fuori uso e produzione di materia prima secondaria
NITEKO Srl	Progettazione e produzione di apparati a LED
ORTO GOURMET Srl	Produzione di foglie, fiori eduli e microgreen
PROGEVA Srl	Attività di compostaggio per produzione di ammendanti
RAEECUPERA Srl	Recupero RAEE, componenti, materiali ferrosi e non
RECSEL Srl	Selezione e recupero di carta, cartone, vetro, lattine e plastica
SERVECO Srl	Bonifiche ambientali, energie rinnovabili, igiene urbana
TERRE DI ALTAMURA Srl	Produzione di leguminose
PLASTEC Srl	Società di intermediazione per i rifiuti plastici
SMOCO Srl	Consulenza ambientale e commercializzazione combustibili
DIMENSIONE 3 Srl	Progettazione e realizzazione di tour digitali in 3D
CONSEA Srl	Consulenza e formazione ambientale
TECSAM Srl	Medicina del lavoro, sicurezza, antinfortunistica, igiene sul lavoro

2. Approccio metodologico

2.1. Definizione dell'obiettivo e dei confini del sistema

Il presente studio consiste in una serie di LCA di differenti sistemi di prodotto/servizio, ciascuno rappresentato da un'azienda del gruppo Finsea. Nel presente studio si adotta, così come indicato nell'allegato A della UNI EN ISO 14064-1:2019, il *consolidation method* basato sul controllo esercitato da parte della FINSEA sulle attività svolte. L'unità funzionale è rappresentata dalla attività svolta da ciascuna azienda nel 2020 espressa in termini di quantitativo di prodotto o servizio realizzato. A titolo di esempio nella Tabella 2 si riporta il portafogli di prodotti/servizi di un'azienda del Gruppo.

Tabella 2: Portafogli prodotti servizi dell'azienda Progeva

Aspetto	Dettaglio
Descrizione delle attività	Produzione di compost di qualità mediante messa in riserva e recupero per compostaggio di rifiuti urbani, rifiuti speciali non pericolosi e sottoprodotti di origine animale.
Prodotti gestiti (in quantità)	Nel 2020 la Progeva ha prodotto 12.270 t di Compost dei quali 6.816,59 sono stati forniti come materia prima a Fertileva, mentre 5.453,41 sono state vendute sfuse tramite Fertileva. La produzione di 12.270 t ha richiesto come materia prima 79.687,9 t di rifiuti organici derivanti dalle raccolte differenziate.

All'interno dei confini del sistema sono state considerate tutte le attività a monte indirette, ossia la produzione e trasporto sino alla sede delle materie prime utilizzate, la produzione e il dispacciamento dell'energia elettrica utilizzata in sede, la produzione e il trasporto dei carburanti utilizzati per le attività aziendali, le attività dirette aziendali, e le attività a valle indirette, ossia la gestione dei rifiuti derivanti dalle attività aziendali. A titolo di esempio In Fig. 1 si riportano i confini del sistema della stessa azienda della Tab. 2.

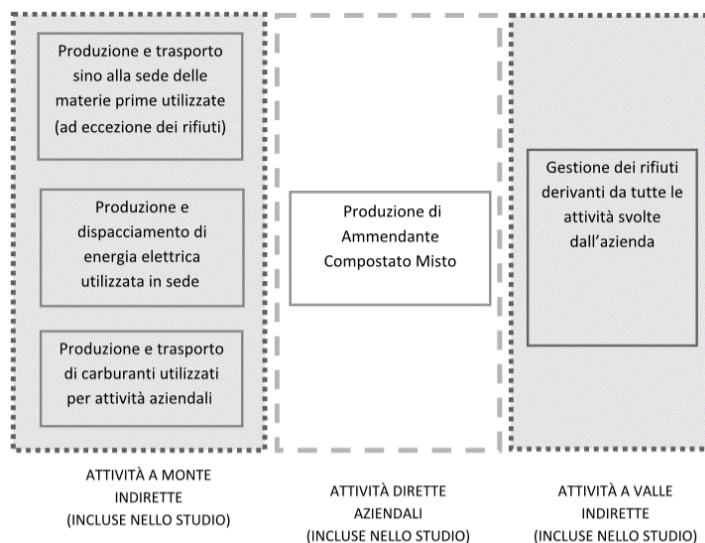


Fig. 1: Confini del sistema dell'azienda Progeva

I dati di *foreground* sono stati forniti dalla Finsea e sono stati raccolti tramite l'uso di questionari e colloqui con il personale delle aziende. Laddove non si è potuto disporre di dati primari, i dati di riferimento sono stati stimati oppure sono stati utilizzati dati provenienti da banche dati LCA (es. Ecoinvent, Wernet et al. 2016) o da altre fonti bibliografiche.

2.2. Allocazione riferita alle situazioni di fine vita e metodo di valutazione degli impatti

Il recupero di materia/energia avviene in due casi distinti per i quali si è scelto di utilizzare due differenti metodi di ripartizione dei crediti:

1. Il primo è quello in cui il recupero di materia/energia riguarda le operazioni di recupero che fanno parte del *core business* delle aziende del gruppo Finsea (es. Irigom, che recupera pneu-

matici per la produzione di CSS). Per tali casi, in primo luogo si è optato per un approccio “0-100”, adottato dalla norma ISO/TS 14067 (ISO 2013), in modo da valorizzare le operazioni di riciclaggio svolte dalle aziende del gruppo e da massimizzare i crediti ambientali. Si è proceduto, poi, a calcolare il credito ambientale delle operazioni effettuate per il riciclaggio/recupero (seppur a volte parziale) svolto dalle aziende oggetto di studio; per ciascuna tipologia di rifiuto recuperato, è stato calcolato un impatto ambientale evitato in termini di materia vergine (la cui produzione è stata evitata grazie al recupero). Tale quantitativo di materia vergine evitata è stato quantificato in tre modi:

- a. Nel caso di recupero di materiale ai fini energetici (es. plastica e gomma inviati alle cementerie), è stato calcolato il contenuto energetico di tale materiale e in base a questo è stata calcolata la quantità di combustibile tradizionale sostituito dal materiale recuperato.
 - b. Nel caso di recupero di materia ai fini della produzione di materia prima secondaria (es. frazione umida rifiuti urbani inviati alla produzione di compost e fertilizzanti), il credito è calcolato sulla base della evitata produzione della quantità di prodotto equivalente vergine (es. il carico evitato dalla produzione di un fertilizzante vergine con titolo equivalente a quello derivante dal recupero).
 - c. In caso di operazioni svolte che rappresentano solo una parte del processo di recupero finalizzato alla produzione di materia prima secondaria (es. selezione di rifiuti plastici), il quantitativo di materiale vergine, il cui utilizzo è evitato, è calcolato come una percentuale della massa del materiale recuperato. Tale percentuale è definita rapportando il valore di mercato del rifiuto selezionato rispetto e quello equivalente del materiale vergine finito.
2. Il secondo caso è quello pertinente al recupero dei rifiuti di ciascuna azienda, derivanti dalle operazioni funzionali allo svolgimento dell'attività principale dell'azienda. Poiché per i dati di background è stato impostato l'utilizzo del database Ecoinvent con il metodo “*Allocation, cut-off by classification*”, che prevede che il debito della produzione di materiali è sempre assegnato all'utente primario di un materiale e il produttore primario non riceve alcun credito per la produzione di materiali riciclabili, si evince che l'approccio di fondo utilizzato dal database per la gestione della multifunzionalità a fine vita è il “100-0” (EPD, 2013).

Il metodo di valutazione degli impatti utilizzato è quello implementato nell'ambito dell'iniziativa relativa all'Environmental Footprint, metodo EF 3.0 (Sala et al., 2018, Zampori et al., 2019).

3. Risultati

La Figura 2 mostra i risultati della ponderazione finale. Si evince che le categorie d'impatto maggiormente interessate dal sistema, una volta normalizzato e ponderato, sono il Cambiamento climatico, il Consumo di risorse fossili, l'Emissione di particolato ed il Consumo di risorse minerali.

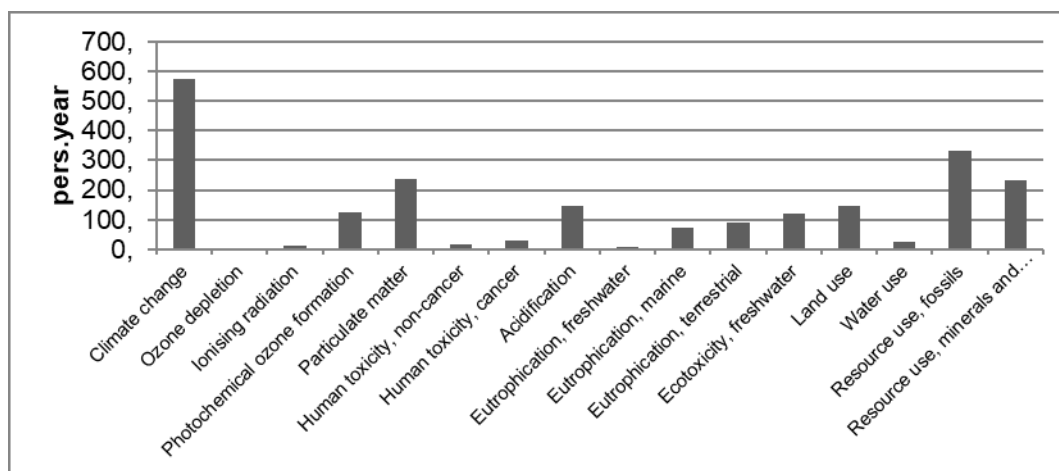


Figura 2: Ponderazione del sistema

In sintesi, i punti critici del gruppo FINSEA derivanti dall'analisi effettuata risultano i seguenti:

Categorie d'impatto principali rapportate all'indicatore finale:

- Cambiamento climatico 27,0%
- Consumo di risorse fossili 15,5%
- Consumo di risorse minerali 11,6%
- Emissione di particolato 9,2%

Sostanze:

- Anidride carbonica Aria 19,3%
- Ossidi di azoto Aria 13,2%
- Tellurio Risorsa 8,6%
- Petrolio greggio Risorsa 8,1%

Le principali fonti di impatto sono le seguenti:

- Trasporto via autocarro con massa 16-32 t 18,4%
- Elettricità medio voltaggio 11,5%
- Rame 9,6%
- Combustione gasolio in agricoltura (TdA) 9,0%
- Smaltimento in discarica RSU e assimilati 7,7%

In Tabella 3 si riporta il contributo percentuale delle aziende all'impatto complessivo del gruppo, mentre in Figura 3 quello assoluto.

Tabella 3: Contributo percentuale delle aziende all'Eco-indicatore complessivo

Azienda	Contributo %
NITEKO	22,272
SMOCO	20,928
PROGEVA	20,248
TERRE DI ALTAMURA	13,978
FERTILEVA	7,614
SERVECO	5,574
RECSEL	4,779
IRIGOM	1,977
en. eolica prodotta SERVECO (venduta alla rete)	1,023
PLASTEC	0,765
RAECCUPERA	0,286
TECSAM	0,193
ORTO GOURMET	0,141
CONSEA	0,116
DIMENSIONE 3	0,066
en. fotovoltaica prodotta TECSAM (venduta alla rete)	0,040
en. fotovoltaica prodotta NITEKO (venduta alla rete)	0,001
Totale	100

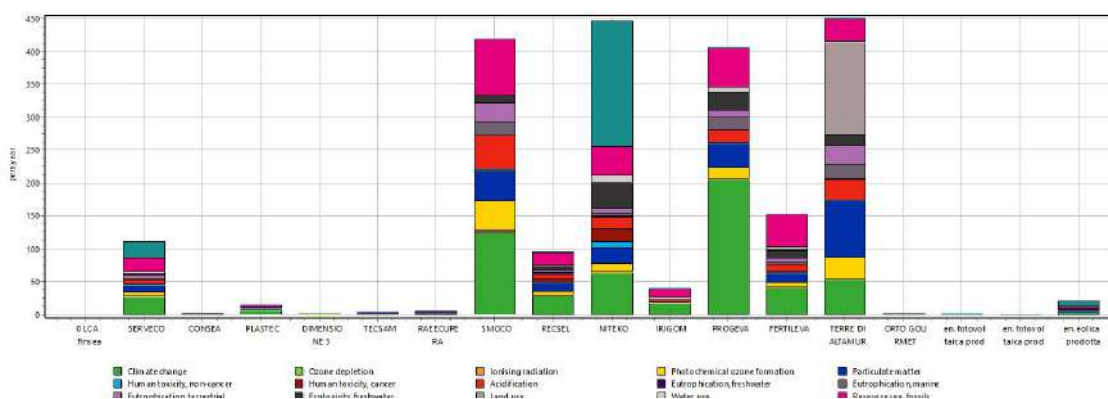


Figura 3: Eco-indicatore di impatto complessivo del sistema diviso per attività

3.1. Inclusione dei crediti relativi al riutilizzo e al riciclaggio

Nel presente studio si è seguito l'approccio definito dal rapporto tecnico ISO/TR 14069:2013 (ISO 2013b), secondo il quale eventuali impatti evitati derivanti dal recupero di materia vanno rendicontati separatamente da tutti gli altri impatti, al fine di meglio comprendere le differenze

fra i risultati associati agli impatti e quelli relativi ad un sistema che include anche dei crediti. In Tabelle 4 e 5 si sono riportati gli ecoindicatori inclusivi di crediti per l'intero gruppo e diviso per azienda. Si nota che il totale dei crediti eccede leggermente il totale dei debiti.

Tabella 4: Eco-indicatore di impatto complessivo riferito all'intero gruppo in Punti e in % suddiviso per categorie d'impatto, incluso i crediti

Categoria d'impatto	Person.year	%
Climate change	132,74	37,43
Ozone depletion	-9,58	-2,70
Ionising radiation	-25,53	-7,20
Photochemical ozone formation	18,94	5,34
Particulate matter	65,59	18,50
Human toxicity, non-cancer	5,47	1,54
Human toxicity, cancer	5,88	1,66
Acidification	-2,12	-0,60
Eutrophication, freshwater	-2,50	-0,71
Eutrophication, marine	36,98	10,43
Eutrophication, terrestrial	32,69	9,22
Ecotoxicity, freshwater	-38,39	-10,83
Land use	51,65	14,57
Water use	-26,83	-7,57
Resource use, fossils	-715,41	-201,76
Resource use, minerals and metals	115,84	32,67
TOTALE	-354,59	-100,00

Tabella 5: Contributo percentuale delle aziende all'Eco-indicatore complessivo

Azienda	Eco-punto Person.year	Contributo %
NITEKO	446,89	126,03
SMOCO	419,92	118,43
PROGEVA	406,28	114,58
TERRE DI ALTAMURA	280,48	79,10
FERTILEVA	152,78	43,09
SERVECO	111,84	31,54
RECSEL	95,90	27,05
IRIGOM	39,66	11,19
en. eolica prodotta SERVECO (venduta alla rete)	20,52	5,79
PLASTEC	15,34	4,33
RAEECUPERA	5,74	1,62
TECSAM	3,87	1,09
ORTO GOURMET	2,84	0,80
CONSEA	2,32	0,66
DIMENSIONE 3	1,32	0,37
en. fotovoltaica prodotta TECSAM (venduta alla rete)	0,80	0,22
en. fotovoltaica prodotta NITEKO (venduta alla rete)	0,02	0,01
Sub-totale impatti	2006,52	565,65
en. fotovoltaica prodotta NITEKO (impatto evitato)	-0,07	-0,02
en. fotovoltaica prodotta TECSAM (impatto evitato)	-2,26	-0,64
prodotti recuperati PROGEVA	-85,50	-24,11
prodotti recuperati RAEECUPERA	-156,03	-44,00
en. eolica prodotta SERVECO (impatto evitato)	-214,33	-60,44
prodotti recuperati RECSEL	-623,74	-175,91
prodotti recuperati IRIGOM	-1279,19	-360,76
Sub-totale crediti	-2361,11	-665,88
Totale	-354,59	-100

Si riporta infine il confronto fra i risultati del gruppo Finsea con e senza crediti ambientali. La Figura 4 è relativa alla caratterizzazione, mentre la Figure 5 mostra i crediti suddivisi per categoria d'impatto.

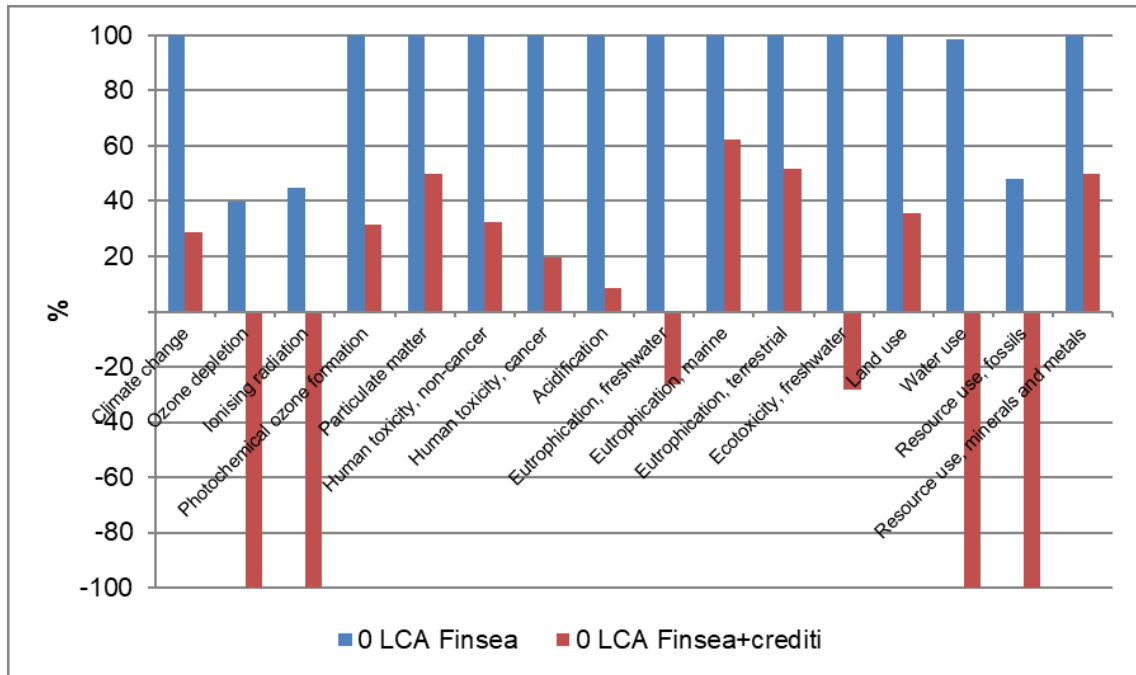


Figura 4: Caratterizzazione del profilo ambientale del gruppo Finsea con e senza crediti ambientali

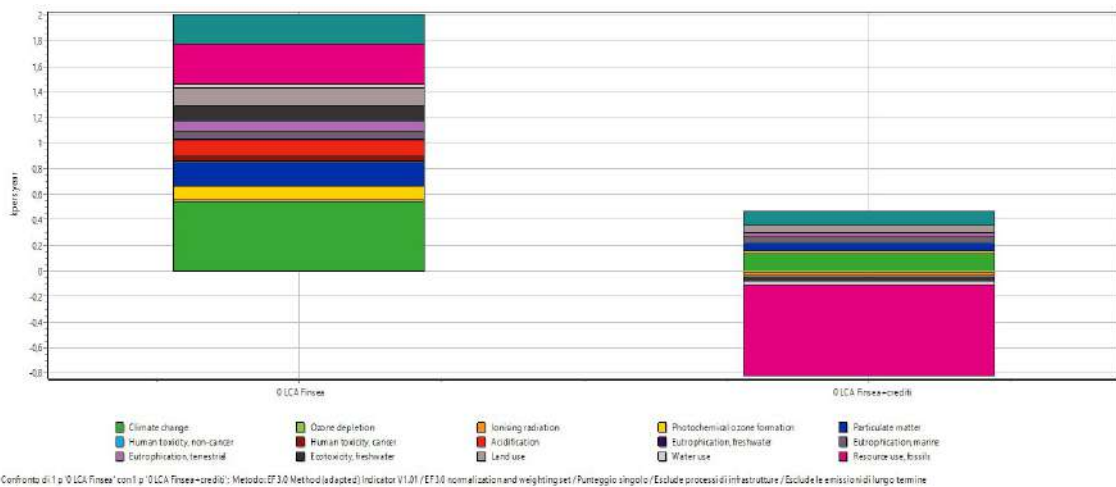


Figura 5: Eco-indicatore del profilo ambientale del gruppo Finsea con e senza crediti ambientali, con evidenza delle categorie d'impatto

4. Conclusioni

I risultati illustrati nello studio consentono di avanzare alcune ipotesi di miglioramento pertinenti al miglioramento della qualità dei dati e al miglioramento delle prestazioni ambientali dell'organizzazione nel corso del tempo.

Tra gli hot spots del gruppo Finsea ci sono i consumi di energia elettrica e di gasolio. In generale un miglioramento della qualità dello studio, potrebbe risultare da maggiori approfondimenti

sulle fonti di questi due dati; sarebbe necessario un continuo monitoraggio del loro andamento anche attraverso appositi strumenti di raccolta dati e/o di diagnosi energetica. Le seguenti opzioni di miglioramento possono essere riferibili genericamente a tutte le attività del gruppo FINSEA: verificare la fattibilità della sostituzione di gasolio standard con gasolio a basso tenore di zolfo e di motori ibridi o elettrici o a più elevata efficienza, dell'acquisto di energia elettrica 100% rinnovabile e minimizzazione gli elementi di variabilità in termini di input, al fine di condurre politiche di miglioramento.

5. Bibliografia

- EPD (2013). International EPD System (2013) General Program Instructions (version 2.01).
- EU (2013). Raccomandazione 2013/179/UE del 9/4/2013. “Raccomandazione della Commissione Europea relativa all’uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni”.
- ISO (2021a), UNI EN ISO 14040:2021. “Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento”.
- ISO (2021b), UNI EN ISO 14044:2021. “Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Requisiti e linee guida”.
- ISO (2013) ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases – Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication.
- ISO (2013b) ISO/TR 14069:2013 Greenhouse gases — Quantification and reporting of greenhouse gas emissions for organizations — Guidance for the application of ISO 14064-1.
- UNI EN ISO 14064-1(2019). UNI Standard. Greenhouse gases - Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals.
- UNI ISO/TS 14072 (2016) Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita – Requisiti e linee guida per la valutazione del ciclo di vita delle organizzazioni (ISO 2016).
- Sala S., Cerutti A.K., Pant R., Development of a weighting approach for the Environmental Footprint, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-68041.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., and Weidema, B., (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 21(9), pp.1218–1230. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Zampori, L. and Pant, R. (2019). Suggestions for updating the Organisation Environmental Footprint (OEF) method, EUR 29681 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00651-0, doi:10.2760/577225, JRC115960.

Comparative assessments of the environmental sustainability of plastic packaging. A review

Alessandro Marson¹, Mirco Piron¹, Filippo Zuliani^{1,2}, Antonio Scipioni¹,
Alessandro Manzardo¹

Abstract: The plastics sector, packaging in particular, is going through a period of turmoil. At different levels Institutional positions and consumers behaviour, may lead companies to rethink their packaging. However, any transitions need to be supported by credible environmental sustainability assessment systems. This systematic literature review aims to investigate the environmental sustainability metrics used in the comparative evaluation of plastic packaging systems and the main alternatives. Life Cycle Assessment is the most widely used metric, so the methodological choices adopted in the studies were examined in detail. Specifically, the LCA multi-indicator aggregation was investigated as a tool to support decision-making processes.

1. Introduction

In recent years there has been increasing pressure on the plastics sector. Initiatives such as the Single Use Plastic Directive and the Plastic Tax can push the production world towards a transition to other packaging materials. Therefore, it is paramount that this transition is driven by a consistent system for assessing the environmental sustainability of the starting and ending point. This systematic literature review aims to identify the sustainability metrics currently used and how these can be applied to support decision-making process. The analysis is limited to the packaging sector, which accounts for 40% of European plastics demand (Plastic Europe, 2021). The present work seeks to answer the following research questions (RQ):

- RQ1: What environmental sustainability metrics are used to compare plastic packaging with alternatives?
- RQ2: What is the methodological set-up used in LCA studies?
- RQ3: Are the studies able to support the decision-makers with regard to overall environmental sustainability?

2. Method and data collection

The methodological approach adopted in the research work to accomplish the systematic review consist in four phases: source identification, source selection, source evaluation and data analysis (Calzolari et al., 2022).

¹ CESQA, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Padova

² Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Padova

Email: alessandro.marson@unipd.it

2.1. Source identification

The source identification phase was conducted using the Scopus and Web of Science peer-reviewed academic databases. The following string of keywords were used:

TITLE-ABS-KEY((environmental W/1 (performance OR impact OR impacts OR sustainability)) AND (comparative OR comparison) AND (plastic OR plastics OR polymer OR polymers))

To delineate the boundaries of the analysis the following filters were applied: only peer-reviewed papers were included (exclusion of book chapters and conference papers); papers published before 2013 were excluded; only articles in English language have been included. Through the software Mendeley Reference Manager duplicated results were eliminated. Results of the search are provided in Table 1: Criteria for articles searching and resources identified¹.

Table 1: Criteria for articles searching and resources identified

Database	Total	Total Both	Duplicates	Remaining
Scopus	535	974	286	688
Web of Science	439			

2.2. Source selection and evaluation

Once the subset of unique and potentially relevant articles was identified, a first selection process was performed on the titles and the abstracts, in order to exclude contributions that, although they fell within the research criteria, were not related to the topic of interest. Studies exclusion was done according to the following criteria: publications that do not use environmental sustainability metrics; publications that do not present a comparison of alternatives; publications not dealing with plastic materials or plastic goods; publications that do not present case studies (e.g., reviews) were excluded. As a result of this selection, 542 elements were excluded, obtaining 146 selected items.

These publications were classified according to life cycle perspective. In particular, it was possible to identify two macro-groups: 127 articles with a life-cycle perspective (cradle-to-grave or cradle-to-gate) and 19 articles focused only on the end of life. For publications with a life-cycle perspective, a further classification is proposed according to the area of application: packaging, building & construction, plastic in primary form, medical devices, energy, textile, automotive, other. In conclusion the research focuses only on the analysis of the 48 elements related to the packaging sector with a life-cycle perspective.

2.3. Data analysis

The selected articles were analyzed according to: (i) environmental sustainability metrics used; (ii) methodological set-up of the LCA study (functional unit, system boundary, allocation, source of data, impact assessment methods; sensitivity and uncertainty analysis); (iii) support to decision makers (normalization, weighting and multi criteria decision methods (MCDMs)).

3. Results and discussion

The shortlisted studies are evenly distributed over the time range considered, with a slight increase in 2021. The main sources of the articles are: Journal of Cleaner Production (13), International Journal of Life Cycle Assessment (9), Resource, Conservation and Recycling, Science of The Total Environment, Sustainability (Switzerland) (4).

3.1. Environmental sustainability metrics

All the considered studies use at least one between LCA and LCA-based footprints as environmental sustainability metrics. Three studies assess only the carbon footprint ((Bertolini et al., 2016; Korbelyiova et al., 2021; Lo-Iacono-ferreira et al., 2021)) while 43 use LCA. Only in two cases a combination of two or more environmental sustainability metrics is used. Korol et al. proposed a combination of carbon, water and ecological footprint to assess the environmental performance of plastic pallets (Korol et al., 2020). Stefanini et al. integrated the LCA assessment with a marine littering indicator (MLI) to compare different milk packaging (Stefanini et al., 2021). In both of these cases the proposed approach does not involve aggregation of the different metrics in a single indicator. Zanghelini et al. also evaluated plastic leakage in the comparison of different drinking straws, but proposed an integration directly into the LCIA (at mid and end-point) (Zanghelini et al., 2020). For this reason it is not considered as a combination of different metrics.

3.2. Methodological set-up of LCA studies

Although LCA is standardized (ISO, 2020a, 2020b), there are several degrees of freedom in its application (Van der Harst and Potting, 2013). For this reason, the following aspects of the selected studies were analyzed: functional unit (FU), system boundary (SB), source of inventory data, allocation, impact assessment, sensitivity and uncertainty analysis.

The most chosen FUs are expressed in terms of quantity/volume of product contained (e.g. bottling and distributing 1 l of beverage (Ferrara and De Feo, 2020) or store and transport 1000 t of product (Albrecht et al., 2013)) or number of items (e.g. 1 tray (David et al., 2021)). In 2 out of 21 studies using a FU referring to the number of items the reference is to the annual consumption of a country (Chitaka et al., 2020; Gao and Wan, 2022), while in only one case a time interval (ten year of production) is used (Joachimik-Lechman et al., 2019). The shelf life of the contained food product is made explicit in the FU in only three studies (Bertolini et al., 2016; Rodríguez et al., 2020; Vural Gursel et al., 2021), but in the other cases it is presumable that the authors assume the same performance among the compared alternatives. Other FUs found in the analysis are number of uses and area (only for films). Figure 1 shows the FUs used for each packaging system. The choice of SB is more consistent, with nearly 90% of studies (43) opting for a “cradle-to-grave” approach. In four cases the authors chose for a “cradle-to-gate” SB (Chen et al., 2016; Günkaya and Banar, 2016; Joachimik-Lechman et al., 2019; Korol et al., 2016) and only in one case a “gate-to-gate” approach (Konstantinidis et al., 2021).

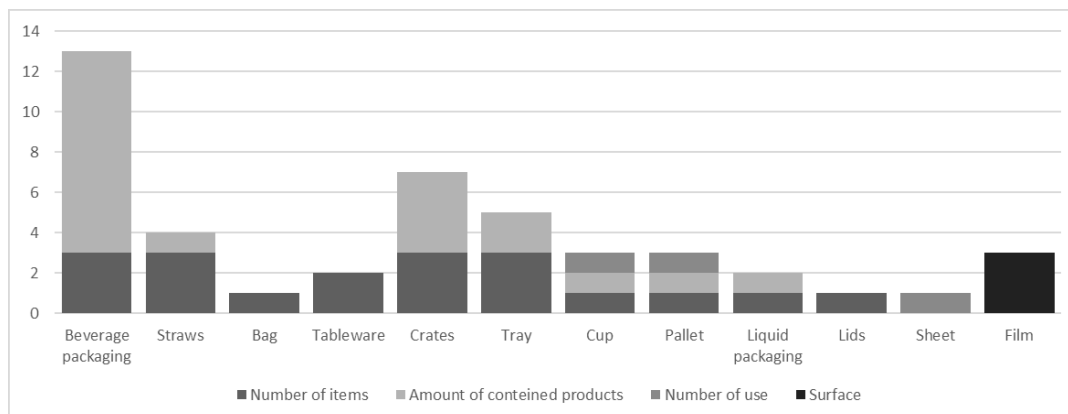


Figure 1 Type of packaging analyzed and functional unit chosen

Inventory data sources were investigated from two perspectives: characterization of raw materials and packaging manufacturing processes. In 37 studies the Ecoinvent (Weidema et al., 2013) database was used (even partially) for the characterization of raw materials. In 13 of these articles, Ecoinvent is the only source of data for raw material, while in the remaining cases it is integrated with primary data (9), data from the literature (14), and/or other databases (7).

Vice versa, the characterization of the manufacturing processes reveals the tendency to use the primary data. In 11 articles the authors make use of primary data only, while in 17 others these are combined with: Ecoinvent (12), literature (6) and/or other databases (6). In 8 articles, databases are used exclusively and in 34 databases are combined with literature data. For studies that do not use primary data (20), the main options are to use databases exclusively (8) or to combine them with literature data (8). In two cases only literature data are used (Anil et al., 2020; Korbelyiova et al., 2021), while only Moy et al. based inventory analysis exclusively on process simulation (Moy et al., 2021).

Co-product handling and end-of-life allocation are issues that can significantly affect the LCA results (Marson et al., 2021). Therefore, surprisingly, on 48 studies only 11 discuss co-product handling and 28 discuss end-of-life allocation. The discussion of co-product allocation principle is commonly found in studies dealing with bio-based plastics with primary data use (e.g. (Amasawa et al., 2021; Chen et al., 2016; van der Harst et al., 2014)), while, in the other cases, it is often inherited without further investigation from databases (or literature). Where discussed, the studies present an even split between system expansion, mass and economic allocation.

For end-of-life allocation there is a more heterogeneous scenario due to the heterogeneity of different approaches available (Allacker et al., 2017). Focusing only on the 43 articles with a “cradle-to-grave” SB, there is no a predominant approach. The pure cut-off approach (no credits) is used in 5 studies, while in 9 cases credits due to energy recovery from incineration are taken into account. Credits for materials sent for recycling are instead counted in 7 studies. Among them, Deng et al. considers the benefits of replacing fertilizers by composting PLA (Deng et al., 2013). The Circular Footprint Formula (Zampori and Pant, 2019) is used by (Fieschi and Pretato, 2018) and (Boesen et al., 2019).

The most commonly used methods for assessing impacts are: ReCiPe (19), CML-IA (9), EF Method (5) and IMPACT 2002+ (5). Figure 2 Impact assessment methods used in LCA study by year shows their distribution over time. In five studies, different sets of impact categories are combined. In 38 out of 48 cases, the evaluation is limited to mid-point impact categories, while 9

articles also present end-point results. In one case only end-point results are discussed (Joachimik-Lechman et al., 2019).

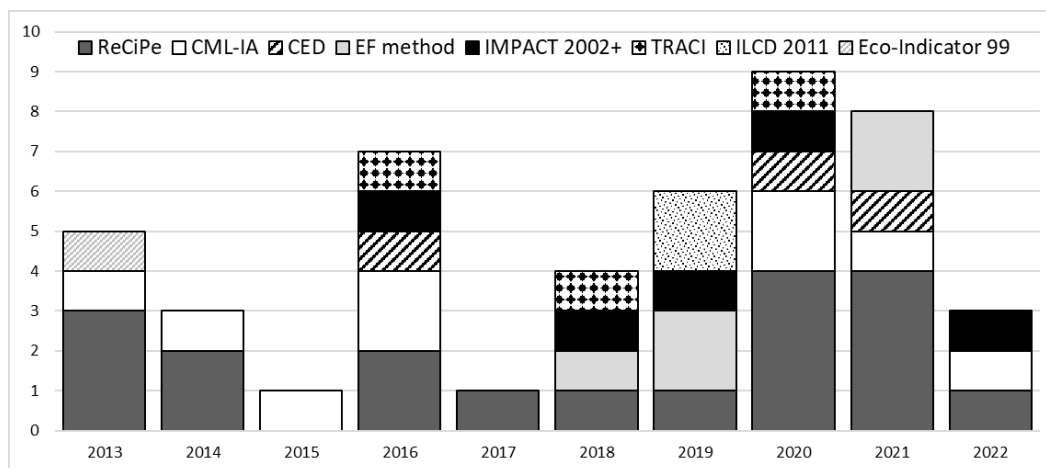


Figure 2 Impact assessment methods used in LCA study by year

Sensitivity analyses are widely used in this type of study. 35 studies present at least one sensitivity analysis and 9 of them present three or more. The most frequently discussed issues through sensitivity analysis are end-of-life scenarios (20), packaging weight and composition (e.g. recycled content) (11), process variables (9), number of uses (8). Alternative scenarios for the use (2) and transport phase (5) are tested, as well as the change (or evolution) of process energy mixes (4). Through sensitivity analyses, results are also presented using alternative methodological approaches to: end-of-life allocation (7), co-product allocation (2) and LCIA methods (2).

The uncertainty of the results is addressed in 16 studies. This was assessed qualitatively (Amasawa et al., 2021), discussed through the use of alternative sets of inventory data or through sensitivity analysis (7), or through Monte Carlo analysis based on the Pedigree Matrix (7). A very extensive approach to uncertainty assessment is presented by (Woods and Bakshi, 2014).

3.3. Support to decision makers

LCA is recognized as a fundamental tool for assessing the environmental performance of products, and consequently for providing the necessary information to decision makers. Given the multi-indicator nature of the instrument, it is often necessary to manage trade-offs in the choice. In fact, only 8 of the LCA studies present alternatives that are better in all the indicators considered (not considering sensitivity and uncertainty effects). Shifting the focus to the end-point categories, there are 5 studies in which an alternative has improved results in all indicators. Nevertheless, in 13 studies, an overall environmental sustainability of one alternative is stated in comparison with the others. This means that in an implicit, non-transparent and qualitative way the authors accept trade-offs between environmental aspects. Recognizing the need to reach a point of synthesis of LCA results in order to support decision makers, the adoption of transparent weighting and/or MCDA practices is recommended.

The weighting procedures is applied and described in only 8 studies. In 5 cases the normalization and weighting sets provided by the impact assessment methods were used (ReCiPe, PEF, IMPACT 2002+). In the other three cases, weighting systems were developed or external tools

were used. Gao and Wan use the Relative Environmental Impact Index to allow a direct comparison among different drinking straws (Gao and Wan, 2022). In the same sector, Zanghellini applied a modified version of the Braskem method, integrated with the marine litter indicator (Zanghellini et al., 2020). Finally, Saleh developed, by means of anonymous surveys, a weighing set capable of combining LCIA results and inventory values (Saleh, 2016).

4. Conclusions

This literature review investigated how comparative environmental sustainability analyses are carried out between plastic packaging systems and alternative materials. The choice of metrics always falls on LCA or LCA-based (i.e., footprints), eventually integrated with other metrics, with a predominance of multi-indicator approaches. The methodological set-up of the studies includes some rather homogeneous aspects (e.g., system boundary) and others for which there are relevant differences in application (e.g., end-of-life allocation). There is a lack of a systematic approach to assessing the influence of the methodological choices made, particularly those with a higher level of subjectivity. Only in a small number of cases do the results of the LCA show an alternative with improved performance in all the environmental aspects investigated, so it is essential to adopt tools that manage these trade-offs in a transparent manner. Weighting systems are poorly implemented. Furthermore, the compliance of the weighting systems proposed by the LCIA methods to the actual aims of the study should be investigated. In the light of the gaps highlighted, it becomes pre-eminent to define a framework that systematically evaluates the effects of choices/assumptions (including the weighting system) directly at the level of study conclusions (i.e. identification of the best alternative).

5. References

- Albrecht, S., Brandstetter, P., Beck, T., Fullana-I-Palmer, P., Grönman, K., Baitz, M., Deimling, S., Sandilands, J., Fischer, M., 2013. An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1549–1567. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0590-4>
- Allacker, K., Mathieux, F., Pennington, D., Pant, R., 2017. The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 1441–1458. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1244-0>
- Amasawa, E., Yamanishi, T., Nakatani, J., Hirao, M., Sato, S., 2021. Climate change implications of bio-based and marine-biodegradable plastic: Evidence from poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyhexanoate). *Environ. Sci. Technol.* 55, 3380–3388. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06612>
- Anil, S.K., Ma, J., Kremer, G.E., Ray, C.D., Shahidi, S.M., 2020. Life cycle assessment comparison of wooden and plastic pallets in the grocery industry. *J. Ind. Ecol.* 24, 871–886. <https://doi.org/10.1111/jiec.12974>
- Bertolini, M., Bottani, E., Vignali, G., Volpi, A., 2016. Comparative Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Extended Shelf Life Milk. *Packag. Technol. Sci.* 29, 525–546. <https://doi.org/10.1002/pts.2235>

- Boesen, S., Bey, N., Niero, M., 2019. Environmental sustainability of liquid food packaging: Is there a gap between Danish consumers' perception and learnings from life cycle assessment? *J. Clean. Prod.* 210, 1193–1206. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.055>
- Calzolari, T., Genovese, A., Brint, A., 2022. Circular Economy indicators for supply chains: A systematic literature review. *Environ. Sustain. Indic.* 13, 100160. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100160>
- Chen, L., Pelton, R.E.O., Smith, T.M., 2016. Comparative life cycle assessment of fossil and bio-based polyethylene terephthalate (PET) bottles. *J. Clean. Prod.* 137, 667–676. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.094>
- Chitaka, T.Y., Russo, V., von Blottnitz, H., 2020. In pursuit of environmentally friendly straws: a comparative life cycle assessment of five straw material options in South Africa. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25, 1818–1832. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01786-w>
- David, G., Croxatto Vega, G., Sohn, J., Nilsson, A.E., Hélias, A., Gontard, N., Angellier-Coussy, H., 2021. Using life cycle assessment to quantify the environmental benefit of upcycling vine shoots as fillers in biocomposite packaging materials. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 738–752. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01824-7>
- Deng, Y., Achten, W.M.J., Van Acker, K., Duflo, J.R., 2013. Life cycle assessment of wheat gluten powder and derived packaging film. *Biofuels Bioprod. Biorefining* 7, 429–458. <https://doi.org/10.1002/bbb.1406>
- Ferrara, C., De Feo, G., 2020. Comparative life cycle assessment of alternative systems for wine packaging in Italy. *J. Clean. Prod.* 259. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120888>
- Fieschi, M., Pretato, U., 2018. Role of compostable tableware in food service and waste management. A life cycle assessment study. *Waste Manag.* 73, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.036>
- Gao, A.L., Wan, Y., 2022. Life cycle assessment of environmental impact of disposable drinking straws: A trade-off analysis with marine litter in the United States. *Sci. Total Environ.* 153016–153016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153016>
- Günkaya, Z., Banar, M., 2016. An environmental comparison of biocomposite film based on orange peel-derived pectin jelly-corn starch and LDPE film: LCA and biodegradability. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 465–475. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1042-8>
- ISO, 2020a. ISO 14040+A1:2020 Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework.
- ISO, 2020b. ISO 14044+A2:2020 Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines.
- Joachimiak-Lechman, K., Selech, J., Kasprzak, J., 2019. Eco-efficiency analysis of an innovative packaging production: case study. *Clean Technol. Environ. Policy* 21, 339–350. <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1639-7>
- Konstantinidis, E., Perdikaris, C., Ganiyas, K., 2021. Life cycle assessment during packaging of market-sized seabass and meagre: necessary adaptations toward GHG neutrality. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 1456–1470. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01943-9>
- Korbelyiova, L., Malefors, C., Lalander, C., Wikström, F., Eriksson, M., 2021. Paper vs leaf: Carbon footprint of single-use plates made from renewable materials. *Sustain. Prod. Consum.* 25, 77–90. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.08.004>

- Korol, J., Burchart-Korol, D., Pichlak, M., 2016. Expansion of environmental impact assessment for eco-efficiency evaluation of biocomposites for industrial application. *J. Clean. Prod.* 113, 144–152. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.101>
- Korol, J., Hejna, A., Burchart-Korol, D., Wachowicz, J., 2020. Comparative analysis of carbon, ecological, and water footprints of polypropylene-based composites filled with cotton, jute and kenaf fibers. *Materials* 13. <https://doi.org/10.3390/MA13163541>
- Lo-Iacono-ferreira, V.G., Viñoles-Cebolla, R., Bastante-Ceca, M.J., Capuz-Rizo, S.F., 2021. Carbon footprint comparative analysis of cardboard and plastic containers used for the international transport of spanish tomatoes. *Sustain. Switz.* 13, 1–29. <https://doi.org/10.3390/su13052552>
- Marson, A., Masiero, M., Modesti, M., Scipioni, A., Manzardo, A., 2021. Life Cycle Assessment of Polyurethane Foams from Polyols Obtained through Chemical Recycling. *ACS Omega* 6, 1718–1724. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c05844>
- Moy, C.H., Tan, L.S., Shoparwe, N.F., Shariff, A.M., Tan, J., 2021. Comparative study of a life cycle assessment for bio-plastic straws and paper straws: Malaysia's perspective. *Processes* 9. <https://doi.org/10.3390/pr9061007>
- Plastic Europe, 2021. *Plastics - the Facts 2020*.
- Rodríguez, L.J., Fabbri, S., Orrego, C.E., Owsianiak, M., 2020. Comparative life cycle assessment of coffee jar lids made from biocomposites containing poly(lactic acid) and banana fiber. *J. Environ. Manage.* 266. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110493>
- Saleh, Y., 2016. Comparative life cycle assessment of beverages packages in Palestine. *J. Clean. Prod.* 131, 28–42. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.080>
- Stefanini, R., Borghesi, G., Ronzano, A., Vignali, G., 2021. Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 767–784. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01804-x>
- Van der Harst, E., Potting, J., 2013. A critical comparison of ten disposable cup LCAs. *Environ. Impact Assess. Rev.* 43, 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.06.006>
- van der Harst, E., Potting, J., Kroeze, C., 2014. Multiple data sets and modelling choices in a comparative LCA of disposable beverage cups. *Sci. Total Environ.* 494–495, 129–143. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.084>
- Vural Gursel, I., Moretti, C., Hamelin, L., Jakobsen, L.G., Steingrimsdottir, M.M., Junginger, M., Høibye, L., Shen, L., 2021. Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of bio-based and petrochemical PET bottles. *Sci. Total Environ.* 793. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148642>
- Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G., 2013. *The Ecoinvent Database: Overview and Methodology, Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database Version 3*.
- Woods, L., Bakshi, B.R., 2014. Reusable vs. disposable cups revisited: Guidance in life cycle comparisons addressing scenario, model, and parameter uncertainties for the US consumer. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 931–940. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0697-7>
- Zampori, L., Pant, R., 2019. Suggestions for updating the product environmental footprint (PEF) method.

Zanghelini, G.M., Cherubini, E., Dias, R., Kabe, Y.H.O., Delgado, J.J.S., 2020. Comparative life cycle assessment of drinking straws in Brazil. *J. Clean. Prod.* 276. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123070>

Does the circular economy contribute to social improvements according to S-LCA models?

Bernadette Sidonie Libom¹, Carmelo Majorana², Antonio Scipioni³,
Alessandro Manzardo⁴

Abstract: To respond to the problems of energy overconsumption and the depletion of natural resources, the circular economy is emerging and appears as a restorative solution. According to the European Commission, the employment potential of the circular economy must be released (Renaud, 2016), because its application requires the creation of new activities. Social concerns are therefore becoming as important as environmental concerns, hence the social contribution of the circular economy. Faced with all this, this study aims to highlight the contribution of the circular economy to social improvement according to the S-LCA model. To do this, the UNI draft standards on the circular economy (UNI1608856) were used through the analysis of its 81 indicators, highlighting those dealing with social subjects. It shows that of the 81 indicators studied, 38/81 deal with social issues and approaches through long-term employment opportunities through reuse, recycling, recovery, repair, remanufacturing and at medium term through renewable energies. *Keywords:* circular economy, contribution, social improvements, model, S-LCA

1. Introduction

For several centuries, we have faced a linear model of production and consumption, which had strong negative impacts on social, economic, and environmental sustainability through the depletion of natural resources and the degradation of ecosystems (GAUTHY, 2021). The IPCC¹ report (2019) shows that there is an urgency to put in place an alternative solution, a more efficient management of natural resources to avoid more serious consequences, hence the circular economy, which appears as a restorative solution. Some works (FERNANDEZ et al., 2014) show that the circular economy is part of the search for sustainable development and connects the company and society with social responsibility, which is evaluated today in terms of societal performance; other authors (WIJKMAN and SKÅNBERG, 2015) will go in the same direction by presenting the benefits of the circular economy which are no longer only perceived from an environmental angle but also as an essential component of employment and competitiveness strategies. The social question is therefore increasingly highlighted in the circular economy, because the circular

¹ Intergovernmental Panel on Climate Change

^{1&2} Department of Civil Engineering, Construction and Environment, DICEA, Italy

^{3&4} Department of industrial engineering, DII, Italy

E-mail: bernadettesidonie.libom@studenti.unipd.it

economy would create jobs through the development of innovative and job-creating sectors by extending the duration of the use of products with reuse, repair; and waste management with recycling, revalorization and remanufacturing which require a qualitative analysis for the highlighting of specific characteristics in order to be taken into account in the development of policies to support the transition (REBAUD and STOKKINK,2016). The different studies highlight the social aspect of the circular economy but do not correlate the social indicators or social topics treated of the circular economy according to the UNEP guidelines (2020) on social life cycle analysis. Therefore, this study aims to highlight the contribution of the circular economy in social improvement according to the S-LCA model. It will be conducted by an analysis of the draft UNI standard on the circular economy (UNI1608856), to highlight the indicators or social subjects dealt with which constitute its contribution according to UNEP guidelines.

2. Methods and materials

To achieve the objective of the research, the indicators reported in the draft UNI standards on circular economy of the Report UNI, 2022 relating to Project premise, Circularity Measurement - Methods and Indicators for Measuring Circular Processes in Organizations will be used as they are representative of circularity related issues. These indicators are defined by category: the basic indicators (which are the indicators that must be filled in beforehand); Specificity indicators (which must be completed at least 50%) and reward indicators (it is the achievement of one or more rewarding indicators will guarantee a higher final score). The calculation of these indicators comes from the complete stages of a life cycle analysis, therefore design, supply, production, distribution and sale, use, consumption, and end of life. The technical specificities of these indicators can be either quantitative, qualitative, or semi-quantitative

Each indicator will then be investigated at the light of the content of the guidelines for the life cycle analysis of products and organizations (UNEP, 2020) and the guidelines for the methodological sheets of the sub-categories of social life cycle analysis (UNEP 2021). Such documents identify 35 subcategories relating to 6 categories of actors/stakeholders (workers, local community, consumers, society, value chain and children) to be considered for a social life cycle analysis.

the broader S-LCA social indicators mentioned above, therefore led to the identification of social indicators and social topics covered by circular economy standards

3. Results

The analyzes show that the draft UNI standards on the circular economy contain 81 indicators. Initially distributed by 03 categories: the first, 60 indicators relating to both products and services, the second, 18 indicators devoted solely to products and the last, 03 indicators for services.

Secondly, the 81 indicators are also grouped into 6 major themes:

- 12 Indicators related to hardware resources and components
- 7 Indicators relating to energy and water resources
- 6 Indicators relating to waste and emissions
- 7 Indicators related to logistics
- 31 Indicators linked to the product/service
- 18 Human Resources, Assets, Policy, and Sustainability Indicators

The tables below highlight the indicators that deal with social issues according to the 6 main themes mentioned above:

Table 1: Indicators related to hardware resources and components

N°	CE indicators	Application or not	Why?
1	Raw and secondary materials self-produced in year n	Yes	Because it highlights the indicator on access to material resources (raw materials) through recycling and reuse which see the birth of jobs outside the organization
2	Raw materials and materials raw secondary purchased and/or acquired from local suppliers in year n	Yes	Because the purchase of secondary raw materials makes it possible to fight against unemployment and poverty in the various local communities.
3	Resources material (incoming) equipped with a tracking system in year n	No	No social app
4	Incoming by-products and/or secondary raw materials of year n	Yes	Because it always refers to secondary raw materials provided by local communities.
5	Raw materials renewable used in the year n	Yes	Because it creates jobs in recycling activities, and transformation of recycled waste into raw material.
6	Raw materials secondary and/or by-products and/or submitted components to recycling entered during the year not	Yes	Because it highlights the waste recycling activity.
7	Packaging from of resources in materials renewable and/or recycled used in the year n	Yes	Because there is the presence of new job opportunities through new uses.
8	Materials raw reviews used	No	No social app
9	Materials raw essential coming from recycling and/or valuation and/or by-products in the year n	Yes	Because they are also linked to new opportunities through recycling, recovery, and reuse of raw materials.
10	Complex articles/objects and mixtures containing SVHCs at concentrations above 0.1%	No	No social app
11	Articles/complex articles and mixtures containing entry restrictions, or substances subject to authorization or restriction as such	No	No social app
12	The difference between the material resources used and the waste produced compared to the total material resources used	No	No social app

Of 12 indicators relating to material resources and components there are 07/12 indicators which deal with social issues.

Table 2: Energy and water resources indicators

N°	CE indicators	Application or not	Why?
13	Electricity self-produced at from sources renewable and/or of process of recovery at course of the year n	Yes	Because it highlights the valuation and recovery of water resources. It also creates jobs, albeit in the short term.
14	Thermal energy self-produced at from sources renewable and/or process recovery internal or external to the course of the year not	Yes	Because there is the extension of the life of water resources also creating short-term jobs.
15	Electricity purchased from renewable sources, compared to total electricity purchased	Yes	Because renewable energies are part of transition activities.
16	Thermal energy purchased from sources renewable at course of the year n	Yes	Because renewable energies are part of transition activities, although they also generate jobs.
17	Total energy consumption	No	No social app
18	Amount of water from the recovery and/or recycling year n	Yes	Because new activities are created.
19	Total water consumption	No	No social app

Of the 07 indicators that account for energy and water resources, there are 05/07 indicators that deal with social subjects.

Table 3: Waste and emissions indicators

N°	CE indicators	Application or not	Why?
20	Waste municipal and/or specials set dump	No	No social app
21	Waste municipal and/or collected specials separately	Yes	Because the collection and separation of waste generates new activities for communities.
22	Waste sent to valuation matter in the year	Yes	Because through recovery and recycling there are new jobs.
23	Waste produced in year n	No	No social app
24	Emissions altering climate (GHG in the air) released the year n	Yes	Because it makes it possible to measure the various emissions emitted by the activity and the products
25	Carbon footprint subjects first no renewable at course of year n	Yes	Because resources must be preserved for future generations

In the 06 Indicators relating to waste and emissions, there are 04/06 which deal with social subjects.

Table 4: Indicators related to logistics

N°	CE indicators	Application or not	Why?
26	Treated waste in facilities of local enhancement	Yes	Because there is the extension of the life of end-of-life products.
27	Economic value of input resources	No	No social app
28	Economic value of the resources produced	No	No social app
29	Number of fully loaded journeys	No	No social app
30	Average load capacity used in incoming and/or outgoing means of transport for the transport of goods and/or passengers in year n	No	No social app
31	Number of employees participating in initiatives of sustainable mobility in year n	Yes	Because it highlights employees and their mobility through missions
32	Products, components, materials produced who no longer have market in year n and which are reused by the organization and/or third parties	Yes	Because there is the presence of the reuse activity which requires new stains.

In the 07 indicators related to logistics, there are 03/07 indicators that deal with social subjects.

Table 5: Indicators related to products/services

N°	CE indicators	Application or not	Why?
33	Economic value of green contracts for year n compared to the total value of contracts, for year n	No	No social app
34	Resources material (outgoing) equipped with a tracking system in year n	No	No social app
35	Treated residues in the factories of recycling (for recovery of materials) during of year n	Yes	Because there is the presence of job-generating activities such as recycling and treatment.
36	Value of supplies from suppliers who have obtained certifications of sustainability and/or circularity of products and/or services and/or organization during the year	No	No social app
37	By-products generated in the year n	No	No social app
38	Value of products and/or services put on the market with certifications from durability and/or circularity in the year. not	No	No social app
39	Are resource accounting systems in place?	No	No social app
40	Value of products and services purchased against EU business circular models of year n compared to total products and services purchased in year n	Yes	Because the models of the European Union consider social issues like S-LCA
41	Value of products and services generated related to models' circular business during this year. not	Yes	Because the circular business model takes social issues into account in its policy.
42	Products and services for which documentation and/or repair tools were provided to customers in year n compared to the total number of products released in year n	Yes	Because there is the presence of repair activities.
43	Products remanufactured put back on the market in year n	Yes	Because there is the reuse and recovery of products
44	Value of products and/or services for which one increase in period of warranty is included.	Yes	Because increasing the life of a product has social positivity.
45	Is there a strategy and tracking system to extend the useful life of products?	No	No social app
46	number of products generated in year n	No	No social app

(continued on the next page)

Table 5: (continued from previous page)

N°	CE indicators	Application or not	Why?
47	Number of services generated during the year not	No	No social app
48	Value of products and services (to the exclusion of raw materials) purchased from local suppliers in year n	Yes	Because the local communities participate in the activities of the organizations.
49	formal agreements and/or partnerships with stakeholders to share knowledge on the circular economy?	Yes	Because the activity involves all the stakeholders and encourages them to master the activity carried out.
50	investment in the circular design of its products and/or services	No	No social app
51	Circular process investment	No	No social app
52	Circular asset investment	No	No social app
53	Investments in R&D related to principles of the economy circular during years	Yes	Because the principles of the circular economy involve new tasks through investment in recycling, reuse etc.
54	Resources of material inputs arising from the mechanisms of industrial symbiosis of year n	No	No social app
55	Material resources valued externally through the mechanisms of industrial symbiosis	No	No social app
56	Incoming water resources from industrial symbiosis mechanisms in year n	No	No social app
57	Externally valued outgoing water resources with industrial symbiosis mechanisms in year	No	No social app
58	Energy input resources from industrial symbiosis mechanisms in year n	No	No social app
59	Outgoing energy resources externally upgraded by industrial symbiosis mechanisms	No	No social app
60	Inbound services from the industrial symbiosis mechanism in year n	No	No social app
61	Outgoing services valued externally by industrial symbiosis mechanisms in year n relative to total outgoing services in year n.	No	No social app
62	Phyto-logistics capacity resulting from industrial symbiosis mechanisms in year n	No	No social app
63	Plant logistic capacity from externally operated industrial symbiosis mechanisms in year n	No	No social app

Of the 31 indicators related to products/services 09/31 deal with social issues.

6. Human resources, assets, policy, and sustainability indicators

The 6th and last theme deal globally with the provisions to be taken or which are taken in the various organizations on the functioning, the products, the services, the social and environmental stakes in a logic of circularity. Of its 18 indicators (64 to 81) it is rated 10/18 which deal with social subjects.

4. Conclusion

We have come to the end of our analysis, which consisted in highlighting the contribution of the circular economy to social improvement according to the S-LCA model, through the draft UNI standards on the circular economy. It shows that out of the 81 indicators of the UNI project, 38/81 deal with social issues and approaches, which leads to the conclusion that the circular economy contributes to social improvement according to the S-LCA model.

5. References

- Bouregghda, M. Z. M, 2020. Economie Circulaire : Fondements et mise en œuvre. Journal de l'Économie Circulaire et Développement Durable, 1(1).
- Bourg, D, 2018. De l'économie circulaire à l'économie permacirculaire. In Annales des Mines-Responsabilité et environnement (No. 1, pp. 30-33). FFE.
- Fernandez, D. B., & Petit, I, 2014. Influence de l'Économie Circulaire sur la performance et l'impact sociétal des entreprises (No. 2014-133).
- Gauthy, S, Robert, J, 2021. L'économie circulaire et l'économie sociale sont-elles compatibles ? : HEC-Ecole de gestion de l'Université de Liège, URI/URL :<http://hdl.handle.net/2268.2/13610>
- Gauthy S, 2021. Comment concilier environnement, économique (financier) et social (emploi) grâce à l'économie circulaire ? Explication à travers deux études de cas, HEC-Ecole de gestion de l'Université de Liège, <https://lib.uliege.be>, URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/13610>.
- Hestin, M., Gillibert, O, Cheikh Lahlou, R., & Essabbak, K. 2016. L'économie circulaire : La nouvelle énergie de l'entreprise ? Les Rencontres Responsabilité & Performance.
- Kampelmann, S, 2016. Mesurer l'économie circulaire à l'échelle territoriale. Revue de l'OFCE, 145(1), 161-184.
- Levy, J. C., & Aurez, V, 2016. Les dynamiques de l'économie circulaire en Chine. Monde chinois, (1), 100-108.
- Niang, A., Bourdin, S., & Torre, A, 2020. L'économie circulaire, quels enjeux de développement pour les territoires ? Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 11(1).
- Perret, B., Alexandre, S., Douard, P., Narring, P., Duranthon, J. P., LE Divenah, J. P., ... & Lavoux, T, 2014. L'économie circulaire, état des lieux et perspectives. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.
- Rebaud, A, L, Stokkink, D, 2016. Économie circulaire et emploi : enjeux et perspectives,

- Notes d'analyse, Pour la solidarité [En ligne]. Disponible à l'adresse : [http://www. Pour la solidarité. Eu/sites/default/files/publications/files/na-2016-emplois-eco-circulaire Pdf](http://www.Pour la solidarité. Eu/sites/default/files/publications/files/na-2016-emplois-eco-circulaire Pdf)
- Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., & Cluzel, F, 2019. Des indicateurs catalyseurs de l'économie circulaire ? Technologie et innovation.
- Sana, F., & STOKKINK, D, 2014. L'économie circulaire : changement complet de paradigme économique. Pour la Solidarité : Bruxelles, Belgium, 24.
- UNEP, 2020. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020. Benoît Norris, C., Traverso, M., Neugebauer, S., Ekener, E., Schaubroeck, T., Russo Garrido, S., Berger, M., Valdivia, S., Lehmann, A., Finkbeiner, M., Arcese, G. (eds.). United Nations Environment Programme (UNEP)
- UNEP, 2021. Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA) 2021. Traverso, M., Valdivia, S., Luthin, A., Roche, L., Arcese, G., Neugebauer, S., Petti, L., D'Eusano, M., Tragnone, B.M., Mankaa, R., Hanafi, J., Benoît Norris, C., Zamagni, A. (eds.). United Nations Environment Programme (UNEP)
- UNI 1608856, Premessa del progetto, Misurazione della circolarità - Metodi ed indicatori per la misurazione dei processi circolari nelle organizzazioni, codice progetto: Ente Italiano di Normazione Membro Italiano ISO e CEN www.uni.com
- Wijkman, A, Skånberg, K, 2015. L'Économie Circulaire et ses Bénéfices Sociétaux. Des Avancées Réelles pour l'Emploi et le Climat dans une Économie basée sur les Énergies Renouvelables et l'Efficacité des Ressources. The Club of Rome.

Analisi del ciclo di vita e CO₂ assorbita da un bambuseto gestito in Italia: applicazione ad un caso studio

Elena Neri^{1,2,3}, Gaia Esposito^{1,2,3}, Michela Marchi^{2,3}, Valentina Niccolucci^{2,3}, Federico Maria Pulselli³, Nadia Marchettini^{2,3}, Mauro Lajo⁴, Emanuele Rissone⁴, Riccardo M. Pulselli^{1,2}

Abstract: Il bambù è una delle risorse naturali potenzialmente impiegabili per la compensazione di emissioni di gas serra. In particolare il *Phyllostachys edulis*, anche detto bambù gigante, è una pianta ad accrescimento veloce e pertanto in grado di stoccare carbonio più rapidamente di altre specie vegetali. Questo studio presenta il caso di un bambuseto gestito da Forever Bambù Società Agricola Srl Società Benefit in centro Italia. Il modello elaborato fornisce una stima delle emissioni di gas serra (GWP100) prodotte durante la gestione di un bosco di bambù gigante e dell'assorbimento di CO₂ nel suo ciclo vitale. I risultati evidenziano non solo che le emissioni sono compensate per circa 100 volte, ma anche che la capacità del bambuseto di assorbire CO₂ dall'atmosfera è fino a 36 volte più alta di un bosco tradizionale italiano. Questo dimostra la potenzialità di utilizzo del bambù per generare stock di carbonio di lungo periodo per un impiego della biomassa raccolta in beni durevoli.

1. Introduzione

Con oltre 30 milioni di ettari (FAO, 2010), il bambù è una delle più diffuse colture al mondo, definito anche come “la fibra del futuro” (INBAR, 2021). Si tratta di una pianta resistente, ad accrescimento rapido con una rilevante produzione di biomassa e un conseguente elevato assorbimento di CO₂, superiore a quello di altri boschi e foreste (INBAR, 2017). L'Organizzazione delle Nazioni Unite, attraverso l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), considera l'attivazione di possibili programmi di supporto finanziario o di agevolazione fiscale per piani di forestazione con bambù giganti nell'ambito delle strategie di mitigazione del cambiamento climatico (IPCC, 2018). L'Asia (in particolare la Cina che ha superato gli USA in emissioni di CO₂) utilizza questa strategia di mitigazione. Un ettaro di piantagione di bambù può generare più di 300 tonnellate di biomassa all'anno e può essere considerato uno strumento strategico per il sequestro del carbonio (Seethalakshmi et al., 2009).

Il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza per l'Italia (PNRR), approvato il 13 luglio 2021 dal Consiglio dell'Unione Europea, prevede 500 milioni di euro da destinare alla riqualificazione dei

¹ INDACO2 srl

² LABORIOSO, Laboratorio di Ricerca Congiunto, Università degli Studi di Siena

³ Ecodynamics Group, Università di Siena

⁴ Forever Bambù Holding srl

Email: elena.neri@indaco2.it

siti orfani, ovvero aree potenzialmente contaminate dove non è identificabile un responsabile per l'azione di bonifica (misura M2C4, investimento 3.4). In merito, sono previsti Piani d'azione che individuano i siti orfani di tutte le Regioni e le Province autonome e stabiliscono gli interventi specifici da intraprendere con l'obiettivo di riqualificare almeno il 70% delle aree rilevate entro il primo trimestre del 2026. Queste iniziative aprono una interessante prospettiva per ipotizzare l'impiego del bambù a scopo ambientale, ad esempio come fitorisanatore di siti contaminati da metalli pesanti (Bian et al., 2020).

Questo studio presenta la valutazione degli impatti e degli assorbimenti di CO₂ da parte di un bambuseto in Italia, gestito secondo il metodo di coltivazione di Forever Bambù Società Agricola Srl Società Benefit. Il calcolo e la procedura sono stati certificati UNI EN ISO 14064-2:2019 a fine 2021.

2. Materiali e metodi

2.1. Caso di studio: la gestione di un ettaro di bambuseto

I bambuseti sono distribuiti in modo naturale nelle fasce climatiche tropicali e subtropicali del Pianeta e comunemente sono collocati in Africa, Asia e America centrale e meridionale (Canavan et al., 2017). Alcune specie possono anche crescere con successo nelle regioni temperate dell'Europa e del Nord America (Lobovikov et al., 2007) e in alcuni casi possono resistere anche a climi freddi con temperature intorno ai -20° C (Goyal et al., 2012).

Forever Bambù Società Agricola Srl Società Benefit è la società leader in Europa per la piantumazione di bambù gigante con 217 ha di piantagioni in Italia. L'oggetto dell'analisi è un bambuseto di *Phyllostachys edulis* (detto anche *Phyllosctachys pubescens* o comunemente Moso) di estensione 1 ha, piantato in Toscana e gestito per un tempo ipotetico di 100 anni da Forever Bambù. Le informazioni biologiche sul bambù sono state fornite dal personale esperto di Forever Bambù, basate su esperienza diretta, misurazioni e stime. In una superficie di 1 ha sono messe a dimora circa 1.200 piante che mediamente, a partire dal sesto anno di vita, sono composte di 16 culmi disposti su una superficie di 8 mq, di oltre 12 m di altezza e 8 cm di diametro. Il tempo di vita massimo del bambuseto è stimato di circa 100 anni, in quanto la sua fioritura gregaria (differente rispetto alle fioriture sporadiche e annuali perchè determina la morte del bambuseto) avviene al centesimo anno dalla piantumazione.

Il ciclo di vita del bambù è stato distinto in tre fasi principali:

- **FASE DI IMPIANTO.** è riferita alle operazioni di preparazione del terreno, messa a dimora delle piantine di bambù e trattamenti effettuati nel primo anno di vita del bambuseto. È incluso l'allevamento delle piantine in serra (i.e. dati da letteratura).
- **FASE DI CRESCITA.** Considera il periodo tra il primo e l'ottavo anno di vita del bambuseto, ovvero tutte le attività per la cura delle piantine in crescita (e.g. trattamenti, sfoltimento). Dopo l'impianto la pianta è lasciata crescere senza nessun intervento, fino al quarto anno, in cui si effettuano diradamenti a mano. Le piante crescono velocemente nel tempo, il numero di culmi per pianta diminuisce grazie allo sfoltimento, ma aumentano velocemente diametro e altezza, raggiungendo l'età adulta circa al sesto anno di vita; all'ottavo anno i culmi sono maturi, quindi pronti per essere sottoposti a taglio tecnico.
- **FASE DI MATURITÀ.** Questa fase include il periodo dal nono al centesimo anno di età, in cui il bambuseto è maturo; una volta arrivato a regime, la gestione del bambuseto è la stessa

per tutti gli anni. La pratica di gestione è caratterizzata dal taglio di un terzo dei culmi ogni anno (tutta la piantagione è quindi completamente rinnovata ogni 3 anni), per permettere uno sviluppo ottimale delle piante. A primavera, nell'arco di 3-4 mesi i germogli appena usciti, raggiungono la stessa altezza e diametro dei culmi (madre) precedentemente tagliati. Pertanto, nell'arco di 3 anni, la porzione tagliata sarà completamente ricostruita.

2.2. *Life Cycle Assessment*

Lo scopo dell'elaborazione LCA (ISO 14040-14044:2020) è individuare i potenziali impatti ambientali generati dalla gestione del bambuseto. L'unità funzionale di riferimento è 1 ha di bambuseto gestito per 100 anni. La procedura LCA adottata è del tipo "from cradle to gate" e include i processi a monte per la produzione di materiali, combustibili e tutti i prodotti utilizzati e stimati dai responsabili aziendali nei 100 anni di ipotetica gestione. Lo studio è stato effettuato utilizzando la banca dati EcoInvent 3.6 a supporto dell'analisi di inventario. Il modello è stato sviluppato con l'ausilio del software LCA SimaPro 9.1.1. Il metodo di calcolo selezionato è il CML-IA, sebbene l'unica categoria di impatto discussa in questa sede è il GWP100 espresso in kg CO₂eq. Questa forma di LCA è utile ed efficace per definire soluzioni per l'ottimizzazione della filiera integrata e per l'eventuale formulazione di scelte migliorative in materia decisionale.

Il Life Cycle Inventory è stato elaborato a partire da dati primari forniti direttamente dai responsabili aziendali, relativamente ai consumi di materiali ed energia per la gestione di un ettaro di bambuseto nei primi otto anni di vita. Per quanto riguarda le emissioni dirette dall'utilizzo di gasolio per i macchinari e dall'applicazione di fertilizzanti sono stati utilizzati i fattori proposti dall'IPCC 2006.

2.3. *Calcolo degli assorbimenti*

Le linee guida dell'IPCC per l'elaborazione degli inventari dei gas serra (IPCC, 2006, 2019), forniscono anche delle indicazioni per la valutazione del sequestro del carbonio nelle foreste. Tuttavia, queste linee guida standardizzate non prevedono parametri specifici per il bambù e le sue diverse specie. La letteratura fornisce vari studi relativi all'accrescimento della biomassa di bambù nelle aree tropicali e sub-tropicali (Isagi et al., 1997; Yuen et al., 2017), tuttavia è difficile venire in possesso di dati che caratterizzano le piantagioni realizzate ai climi temperati. Nessuno studio ad oggi è presente in letteratura scientifica riguardante bambuseti in Italia. Nel presente lavoro è stato elaborato un modello di calcolo ad hoc per stimare la quantità di CO₂ stoccata in una piantagione di bambù, della specie *Phyllostachys edulis*, in Italia. L'approccio si basa sull'utilizzo delle equazioni allometriche già precedentemente testate e pubblicate (Huy e Long, 2019), adattate alle dinamiche di accumulo della biomassa che interessano questo tipo di foreste (INDACO2, 2020).

I modelli utilizzati per il calcolo degli assorbimenti e delle emissioni sono stati verificati da ente terzo e certificati secondo la UNI EN ISO 14064-2:2019.

3. Risultati e discussioni

3.1. LCA, risultati e discussioni

Il totale delle emissioni generate in 100 anni di gestione del bambusetto è pari a 259 t CO₂eq per ettaro, circa 5% fase 1, 15% fase 2 e 80% fase 3. Nel complesso, gli input che principalmente incidono sulle emissioni totali di CO₂eq sono: 185 t CO₂eq emesse per viaggi di controllo (72%); 51 t CO₂eq per gasolio impiegato in tutte le operazioni di campo (20%); 14 t CO₂eq fertilizzanti (5%). Nella figura 1 sono raffigurati i diagrammi del GWP100 per 1 ha di bambusetto in 100 anni, nei quali è possibile individuare il contributo degli input nelle tre fasi di produzione.

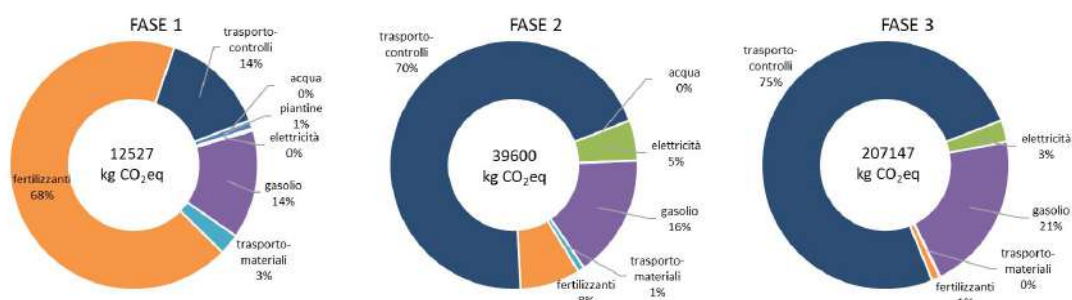


Figura 1 - Diagramma del GWP100, valori percentuali degli input per fasi di gestione.

Alla luce dei risultati dell'analisi, sono state individuate eventuali limitazioni e raccomandazioni relative al sistema produttivo. Gli impatti dei viaggi di controllo (72% sul totale) possono essere evitati ottimizzando gli spostamenti; inoltre, è auspicabile la progressiva sostituzione dei veicoli utilizzati, così come dei macchinari impiegati nelle lavorazioni (20% sul totale), in equivalenti elettrici o alimentati a biodiesel, considerando anche l'opzione dell'autoproduzione di biodiesel da scarti di coltivazione o biomassa raccolta. Ciò permetterebbe la minimizzazione degli impatti relativi all'utilizzo di combustibile da fonti fossili nelle operazioni considerate (92% sul totale). Infine, la raccomandazione in merito ai consumi elettrici è quella di massimizzare l'impiego di energia da fonti rinnovabili.

Studi di letteratura hanno evidenziato una certa variabilità in termini di emissioni dovute alla gestione di coltivazioni arboree. Inoltre, il confronto è comunque molto limitato in quanto non c'è coerenza tra le unità funzionali. Nella tabella 1 sono riportati i valori di GWP100, per anno medio, per un ettaro di coltivazione, di quattro specie arboree differenti: bambù, pino, pioppo e olivo. Nell'analisi per il bambù, il pino ed il pioppo, coltivazioni condotte allo scopo di produrre legname, il principale hotspot del processo di gestione è risultato l'impiego di gasolio per le attività di taglio e raccolta. Nella coltivazione dell'olivo invece (coltivato per la produzione di olio, non di legname), gli impatti maggiori sono associati innanzitutto all'utilizzo di fertilizzanti e fitofarmaci. Gli hotspot relativi alla coltivazione del bambusetto sono in linea con le evidenze riscontrate in letteratura (i.e. gasolio per le operazioni di campo, fertilizzanti), mentre gli impatti totali per anno medio risultano coerenti rispetto a quelli di letteratura e inferiori rispetto alla coltivazione del *Bambusa Balcooa* (Patel et al., 2020). Questo risultato indica che il sistema di coltivazione/gestione adottato da Forever Bambù è più efficiente nell'utilizzare materiali ed energia per ottenere il prodotto finale, sebbene i confronti siano effettuati su specie/varietà diverse e i dati sul bambusetto negli anni successivi alla maturità siano riferiti a stime previsionali. Dal momento in cui saranno disponibili dati di produttività, potrà essere effettuato un confronto esteso anche al legname raccolto.

Tabella 1 – Riferimenti di confronto da studi di letteratura. Il dato relativo a questo studio non include le emissioni dovute ai viaggi di controllo poiché negli altri studi non sono considerate. *Il valore per questo studio include solo i processi per la gestione/coltivazione.

REFERENCE	SPECIE COLTIVATA	GWP100 kg CO ₂ eq/ha/anno	NOTE
Patel et al., 2020	Bambù (<i>Bambusa balcooa</i>)	1038	India; media 20 anni di gestione, coltivazione non a regime; hotspot operazioni di raccolta
Ferro et al., 2018	Pino (<i>Pinus oocarpa</i>)	342	Brasile; media 12 anni di gestione; hotspot operazioni di raccolta
Proietti et al., 2014	Olivo (<i>Olea europaea</i>)	1507	Italia; media 11 anni di gestione, coltivazione a regime; hotspot utilizzo di fertilizzanti e fitofarmaci
Bacenetti et al., 2012	Pioppo	566	Italia; media 10 anni di gestione; hotspot operazioni di raccolta e utilizzo di fertilizzanti e fitofarmaci
Questo studio	Bambù gigante (<i>Phyllostachys edulis</i>)	738*	Italia; media 100 anni di gestione, coltivazione non a regime; hotspot gasolio per operazioni di raccolta

*solo processi gestione/coltivazione

3.2. Calcolo degli assorbimenti, risultati e discussioni

Applicando il modello di calcolo elaborato ad hoc, è stata ottenuta la quantità di biomassa secca stoccata in una pianta di *Phyllostachys edulis*. I risultati ottenuti per 1 pianta sono stati moltiplicati per il numero di piante per ettaro (i.e. 1200). La quantità di carbonio stoccata in 1 ha di bambuseto varia tra il primo e il decimo anno di vita per la crescita della pianta e le operazioni di diradamento, fino ad arrivare ad un andamento costante una volta raggiunta la maturità, in cui crescita e tagli si ripetono annualmente allo stesso modo. È stato osservato che i risultati estrapolati dal modello elaborato in questo studio (190 t C/ha) sono in linea con quelli riportati in Huy e Long, 2019 (i.e. 94-392 t C/ha), a conferma dei valori ottenuti.

Poiché all'ottavo anno di vita il bambù raggiunge la maturità, il sistema forestale si trova in una condizione di stato stazionario, nella quale la CO₂ stoccata nella biomassa rimane costante e il tasso di crescita è bilanciato da quello di respirazione. Nel caso in cui il bosco non fosse gestito, quindi non tagliato, l'assorbimento di CO₂ (al netto della respirazione) sarebbe vicino a zero dall'ottavo anno in poi. Nel caso in cui il bosco sia sottoposto a cicli di taglio, come nel caso della piantagione gestita da Forever Bambù, l'incremento annuo del bosco aumenta notevolmente perché i nuovi germogli raggiungono i volumi dei culmi tagliati nell'arco di pochi mesi. Questo è reso possibile grazie al sistema di gestione adottato dall'azienda, che mantiene intatti 2/3 dell'ettaro per dare forza massima di ricrescita alla porzione tagliata.

La quantità complessiva di CO₂ assorbita da un ettaro di bambuseto gestito in 100 anni risulta essere pari a -26.077 t CO₂.

In tabella 2 è riportato il tasso annuo di assorbimento di CO₂ da parte di differenti sistemi forestali maturi. Per effettuare questo confronto, è stato considerato l'assorbimento annuale di un ettaro di bambuseto maturo, a regime, ovvero dall'ottavo anno in poi. Come possiamo notare il contributo dato da 1 ha di bambuseto in un anno solare è notevolmente maggiore rispetto a quello rilevato per altre essenze arboree che si sviluppano nella fascia climatica temperata.

Tabella 2 - CO₂ assorbita annualmente da differenti foreste mature.

Tipi di vegetazione	Gestione forestale	Tasso di assorbimento annuo a maturità delle foreste	Fonte del dato
		t CO ₂ / (ha anno)	
Abete	Fustaia	24,20	REGES, 2018
Larice	Fustaia	24,20	
Pino	Fustaia	16,02	
Cipresso	Fustaia	16,72	
Castagno	Fustaia	9,00	
	Ceduo	8,76	
Faggio	Fustaia	9,80	
	Ceduo	8,49	
Roverella	Fustaia	6,91	
	Ceduo	7,08	
Cerro	Fustaia	9,41	
	Ceduo	6,50	
Leccio	Fustaia	8,53	
	Ceduo	7,97	
Pioppo	Arboricoltura	9,89	
Macchia arborea	-	3,34	
Macchia arbustiva	-	4,02	
Bosco misto	Misto	7,74	
Bambù (<i>Phyllostachys edulis</i>)	Taglio 1/3 a 8 anni	275	Questo Studio

Come evidenziato dalla tabella 2, il bambusetto di 1 ha coltivato con *Phyllostachys edulis* e gestito con cicli periodici di taglio, a maturità preleva annualmente dall'atmosfera una quantità di anidride carbonica 36 volte maggiore rispetto ad un bosco misto di conifere e latifoglie: 275 t CO₂/ (ha anno) vs 7,74 t CO₂/ (ha anno).

L'azione di sequestro della CO₂ stoccata nel materiale raccolto richiede tuttavia un'ulteriore riflessione. La CO₂ stoccata nel legno di bambù è assimilabile ad uno stock di lungo periodo a condizione che il legno sia impiegato in opere durevoli, ad esempio nel settore edile e dell'arredamento. L'impiego del bambù per la fabbricazione di carta ad esempio, impone una stima del tempo di vita minore, pur ipotizzando molteplici rimpasti successivi attraverso il riciclo. L'impiego per uso energetico attraverso bioraffinazione o termovalorizzazione corrisponde ad un immediato rilascio della CO₂ assorbita, ma con il vantaggio di un bilancio in pareggio, alternativo alla combustione di carburanti fossili. Il destino della biomassa raccolta è dunque una variabile che condiziona il risultato finale e impone approfondimenti in merito alle filiere di lavorazione della materia prima successivamente al raccolto.

4. Conclusioni

Il modello elaborato in questo studio fornisce una prima valutazione relativa alle emissioni e all'assorbimento di CO₂ di un bosco di bambù gigante, impiantato in Italia e gestito da Forever Bambù Società Agricola Srl Società Benefit. Al fine di stimare i potenziali impatti ambientali della filiera produttiva, la valutazione è stata condotta con uno studio LCA, con riferimento alla categoria di impatto GWP100. Per il calcolo degli assorbimenti è stato sviluppato un modello dinamico ad hoc basato su equazioni allometriche, simili a quelle proposte dall'IPCC per la stima della biomassa stoccata nelle foreste. Le equazioni allometriche sono state calibrate utilizzando dei parametri specifici relativi alla pianta oggetto di studio.

L'analisi è stata eseguita su dati, di tipo primario, raccolti mediante questionari compilati direttamente dai responsabili aziendali, frutto di misurazioni e stime su 100 anni di vita del bambuseto. L'unità funzionale di riferimento è stata 1 ha di bambuseto gestito per 100 anni. Il risultato dell'analisi mostra un'emissione per la gestione di un ettaro di bambuseto di circa 259 t CO₂eq per 100 anni e un assorbimento di -26.077 t CO₂ (i.e. Carbon Footprint Offset = -25.818 t CO₂ per 100 anni). I modelli e i risultati ottenuti sono stati verificati da un ente terzo e a fine 2021 è stata ottenuta la certificazione UNI EN ISO 14064-2:2019.

La LCA ha consentito pertanto di identificare le criticità del processo e di conseguenza gli aspetti da ottimizzare nell'ottica di un progressivo miglioramento della gestione del bambuseto. I risultati dell'analisi degli assorbimenti evidenziano che un ettaro di bambuseto maturo, se ben gestito e sottoposto a cicli periodici di taglio, rimuove annualmente dall'atmosfera una quantità di anidride carbonica 36 volte maggiore rispetto ad un bosco misto gestito, costituito da alberi di conifere e di latifoglie. Ulteriori approfondimenti futuri sono previsti per studiare i potenziali utilizzi e le filiere successive alla raccolta del bambù, verificare quindi la durata di lungo-medio-breve periodo dello stock di carbonio e come ottimizzare l'intero processo, dalla culla alla tomba.

5. Bibliografia

- Bacenetti, J, González-García, S, Mena, A, Fiala, M, 2012. Life cycle assessment: an application to poplar for energy cultivated in Italy. *J. Agric. Eng.* Volume XLIII:e11.
- Bian, F, Zhong, Z, Zhang, X, Yang, C, Gai, X, 2020. Bamboo - an untapped plant resource for the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Chemosphere.* 246.
- Canavan, S, Richardson, DM, Visser, V, Le Roux, JJ, Vorontsova, MS, Wilson, JRU, 2017. The global distribution of bamboos: assessing correlates of introduction and invasion, *AoB PLANTS*, Volume 9, Issue 1.
- EcoInvent, 2019. The ecoinvent® v3.6 database. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (CH).
- FAO, 2010. Global forest resources assessment. FAO (Food and Agricultural Organization), Rome, Italy.
- Ferro, FS, Lopez Silva, DA, Hideyoshi Icimoto, F, Rocco Lahr, FA, González-garcía, S, 2018. Environmental Life Cycle Assessment of industrial pine roundwood production in Brazilian forests. *Sci. Total Environ.* pp. 599-608.
- Goyal, AK, Ghosh, PK, Dubey, AK, Sen, A, 2012. Inventorying bamboo biodiversity of North Bengal: a case study. *J. Fundament Appl Sci.*1(1), 5-8.

- Huy, B, Long, TT, 2019. A manual for bamboo forest biomass and carbon assessment. International Bamboo and Rattan Organisation (INBAR). Report.
- INBAR, 2017. International Bamboo and Rattan Organisation – Annual Report.
- INBAR, 2021. Bamboo and Rattan Update. BAMBOO: FIBRE OF THE FUTURE. Vol. 2 Issue 3, September 2021. Viewed 9 Mar 2022 https://www.inbar.int/wp-content/uploads/2021/10/BRU_V2I3_INBAR_Bamboo-Fibre-of-the-Future.pdf
- IPCC, 2006. 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC, 2018. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Calvo Buendia, E, Tanabe, K, Kranjc, A, Baasansuren, J, Fukuda, M, Ngarize, S, Osako, A, Pyrozhenko, Y, Shermanau, P and Federici, S (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- Isagi, Y, Kawahara, T, Kamo, K, Ito, H, 1997. Net production and carbon cycling in a bamboo *Phyllostachys pubescens* stand. *Plant Ecology*, 130, 41–52.
- ISO, 2020. - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework — Amendment 1, ISO 14040:2006/AMD 1:2020
- ISO, 2020. - Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines — Amendment 2, ISO 14044:2006/AMD 2:2020
- Lobovikov, M, Paudel, S, Piazza, M, Ren, H, Wu, J, 2007. World bamboo resources: a thematic study prepared in the framework of the global forest resources assessment 2005. Rome: FAO, INBAR.
- INDACO2srl, Neri E, Pulselli RM, Marchi M, 2020. Assorbimento di CO2 di un bambusetto gestito da Forever Bambù e coltivato in Italia.
- Patel, B, Patel, A, Gami, B, Patel, P, 2020. Energy balance, GHG emission and economy for cultivation of high biomass varieties of bamboo, sorghum and pearl millet as energy crops at marginal ecologies of Gujarat state in India. *Renew. Energy*. 148 pp. 816-823.
- Proietti, S, Sdringola, P, Desideri, U, Zepparelli, F, Brunori, A, Ilarioni, L, Nasini, L, Regni, L, Proietti P, 2014. Carbon footprint of an olive tree grove. *Appl. Energy*. 127 pp. 115-124.
- REGES, 2018. Bilancio delle emissioni dei gas ad effetto serra per il territorio della Provincia di Siena – Verifica e Certificazione. Anno 2018. Report.
- Seethalakshmi, KK, Jijeesh, CM, Balagopalan, M, 2009. Bamboo plantations: an approach to Carbon sequestration. Proceedings of National Workshop on Global Warming and its Implications for Kerala.
- SimaPro LCA software <http://www.pre.nl/content/simapro-lca-software>.
- Swiss Centre for Life-Cycle Inventories - Ecoinvent database v3 -Dubendorf, Switzerland; <http://www.ecoinvent.org/database/>
- UNI EN ISO 14064-2:2019, 2019. “Specification and guidance at project level for quantifying, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reduction or removal enhancement “;

- Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno-Ruiz, E, and Weidema, B, 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 21(9), pp.1218–1230.
- Yuen, JQ, Fung, T, Ziegler, AD, 2017. Carbon stocks in bamboo ecosystem worldwide: estimates and uncertainties. *For. Ecol. Manag.* 393, 113-138.

Life Cycle Management delle pavimentazioni stradali

Gabriella Buttitta¹, Silvia Milazzo¹, Chiara Mignini¹, Patricia Hennig Osmari¹, Usman Ghani¹, Gaspare Giancontieri¹ e Davide Lo Presti¹

Abstract: Ormai parola chiave della nostra società, la sostenibilità è al centro di ricerche e dibattiti. La comunità scientifica si impegna da anni nella definizione di strumenti e metodologie comuni per riuscire a quantificarla, proponendo standard e linee guida basate sull'analisi del ciclo di vita, come il Life Cycle Assessment (LCA), di prodotti e processi. Nell'ambito dell'ingegneria civile esistono procedure standardizzate a livello internazionale per svolgere esercizi di Sustainability Assessment; queste risultano ben strutturate per gli edifici, meno dettagliate invece per altre opere, come le pavimentazioni stradali. Questo lavoro presenta il risultato principale del progetto "PavementLCM", nato con l'obiettivo di condurre i principali gestori delle strade europee a fornirsi di specifiche linee guida per l'utilizzazione dei risultati del Sustainability Assessment, basato sulle Life Cycle-based techniques, e di analisi multi-criterio, per la valutazione della sostenibilità di materiali, tecnologie e strategie manutentive delle pavimentazioni stradali.

1. Introduzione

Argomento di grande attualità e inerente ogni aspetto della società, la sostenibilità è ormai un concetto chiave nella nostra quotidianità. Dopo parecchi decenni di politiche poco attente, la necessità di un approccio più sensibile ai potenziali impatti su ambiente, economia e società risulta essere fondamentale. Infatti, negli ultimi anni, l'ONU ha invitato ad agire per la protezione del pianeta entro il 2030 (Sustainable Development Goals, 2018), mentre l'Europa ha puntato i suoi riflettori sulla neutralità climatica, attraverso un cambio di visione, che prevede il passaggio da un'economia lineare ad un modello circolare (European Commission, 2019, Deal, 2016).

Tuttavia, è difficile poter parlare di sostenibilità senza prima condurre un Sustainability Assessment (SA), capace di quantificare l'essere "environmental, economic or social friendly" di un prodotto e/o processo. Tra i vari metodi disponibili, il principale è quello basato sulla analisi del ciclo di vita, puntando a valutare l'impatto del prodotto dall'estrazione delle materie prime sino alla sua dismissione, considerando anche l'installazione e l'uso/manutenzione. Si tratta quindi di applicare le tecniche basate sull'analisi del ciclo di vita (es. Life Cycle Assessment (LCA)), per valutare gli impatti su ognuno dei pilastri della sostenibilità. Condurre un SA sulla base di un approccio di ciclo di vita può portare a prendere scelte più consapevoli, guidate dall'evidenza degli impatti a lungo termine, e possibilmente a processi decisionali basati sull'analisi multi-criterio: questo è quello che questo lavoro definisce "Life Cycle Management" (LCM). Infatti, le tecniche basate sull'analisi del ciclo di vita permettono di calcolare gli impatti ambientali e socioeconomici fornendo al gestore delle infrastrutture i risultati per implementare la sostenibilità nel pro-

¹ Dipartimento di Ingegneria- Università degli Studi di Palermo
Email: davide.lopresti@unipa.it

prio processo decisionale (UNEP-SETAC & Initiative, 2009). Inoltre, il Multi-Criteria Decision Making (MCDM), permette di orientare il processo decisionale fornendo pesi ai vari indicatori di sostenibilità interessati e strumenti di calcolo per l'ottimizzazione delle analisi comparative. Partendo da questo principio sono stati sviluppati alcuni strumenti, come i Decision Support Tools (DST), capaci di attribuire dei pesi agli specifici risultati di un SA (Lo Presti et al., 2019), o PROMETHEE (Brans et al., 2005), cioè il "Preference ranking organization method for enrichment evaluation", utilizzato per fornire una classifica di una serie di alternative.

Al fine di quantificare gli impatti, esistono già alcune procedure normative da specifici standard, quali il Life Cycle Assessment (LCA) con le ISO 14040 e ISO 14044 per valutare gli impatti ambientali o il Life Cycle Costing (LCC) per gli aspetti economici. Tuttavia, sebbene siano sempre più utilizzate per la quantificazione degli impatti in vari campi di applicazione (UNI ISO 21401:2019), non tutti i settori risultano ancora esplorati in toto e, pertanto, sono ancora presenti alcuni gaps metodologici.

Nel campo delle costruzioni, per esempio, uno specifico set di norme UNI EN è già stato redatto dal Comitato Europeo per la Standardizzazione (CEN) Comitato Tecnico 350 (CEN/TC350): si tratta delle EN 15643, EN15978 e EN15804, utili riferimenti per condurre un SA di edifici (buildings) e opere civili (civil engineering work). Difatti, l'obiettivo è quello di svolgere un SA considerando simultaneamente i tre pilastri della sostenibilità, sulla base delle stesse caratteristiche assegnate all'oggetto della valutazione. Lo standard quindi si basa su un approccio di ciclo di vita, suggerendo di calcolare gli impatti usando le metodologie di LCA e LCC, e si articola su tre distinti livelli (framework, works e product). Tuttavia, alla data odierna, il processo di standardizzazione non è ancora concluso, soprattutto per quanto riguarda i civil engineering works, per i quali esiste solo il framework (EN 15645-5:2017). Quest'ultimo suggerisce i principi, i requisiti per definire oggetto della valutazione, dati e metodologie per il calcolo, nonché propone la modalità di presentazione dei risultati.

Ad ogni modo, i succitati standard sono molto generici: non esiste quindi una metodologia specifica per svolgere il SA degli specifici settori, vedi ad esempio le pavimentazioni stradali. Proprio per queste ultime, negli Stati Uniti, la Federal Highway Administration (FHWA) ha provveduto nel 2014 a fornire uno specifico framework per l'LCA delle pavimentazioni stradali, per le quali la sostenibilità è riferita alle caratteristiche del sistema che comprendono la capacità della pavimentazione di raggiungere gli obiettivi per i quali è stata costruita, preservare e ristabilire l'ecosistema circostante, soddisfare le esigenze di salute, sicurezza, equità (Van Dam et al., 2015). Partendo quindi dallo stato dell'arte e dalla consapevolezza della necessità di introdurre le life cycle-based assessment techniques anche in quell'ambito, PavementLCM (Lo Presti et al, 2002 <http://pavementlcm.eu>), un progetto finanziato dalla Conference of European Directors of Roads (CEDR), ha cercato di colmare il vuoto normativo e procedurale, fornendo un set di strumenti e linee guida, che basandosi sugli standard suddetti, produce delle linee guida per implementare l'utilizzo dei risultati del SA, e l'integrazione con il MCDM, nel cuore della gestione delle pavimentazioni stradali europee. In altre parole, si è cercato di definire una metodologia per l'LCM delle pavimentazioni stradali, tale da supportare i gestori di strade nell'armonizzazione del processo decisionale basandolo sui risultati delle analisi del ciclo di vita delle strade.

2. Metodologia

Se per gli edifici la standardizzazione del SA è abbastanza sviluppata, , per le altre opere di ingegneria civile il processo è ancora in corso. Proprio per colmare il vuoto normativo e proporre

una metodologia standardizzata per l'LCM delle pavimentazioni stradali, la ricerca si è articolata su tre punti:

- Coinvolgere i gestori di strade, le cosiddette National Road Authorities (NRAs) attraverso workshop e questionari, così da comprenderne le necessità ma accrescerne anche le conoscenze sul tema. Questi strumenti sono stati fondamentali, per esempio, nella definizione di uno specifico set di indicatori per le pavimentazioni: difatti è emerso che le NRAs reputano prioritari alcuni di essi nel calcolo di un SA, come l'uso di energia o il Global Warming Potential.
- Approfondire lo stato dell'arte sul tema, così da implementare strumenti e conoscenze. Il *Pavement Life Cycle Assessment Framework*, pubblicato dalla FHWA (2015), ha permesso per esempio di introdurre il concetto di "confini fisici" del sistema nell'ambito delle pavimentazioni stradali europee.
- Adattare gli standards europei alle pavimentazioni stradali, aggiungendo poi i principi del MCDM. Nello specifico sono stati oggetto di approfondimento il "Framework on specific principles and requirement for civil engineering works (EN 15643-5)", contenente principi e requisiti per la valutazione degli impatti delle opere di ingegneria civile, i "Calculation methods" (EN 15978:2011) degli edifici, dai quali è stata dedotta e adattata la procedura basata su sette punti per l'LCM delle pavimentazioni, ed infine le "Core rules for the product category of construction products" (EN15804:2011+A2:2019), utili per definire gli indicatori più importanti e suggerire di calcolarli secondo la metodologia EF 3.0.

Quanto sopra ha permesso di definire specifiche Linee Guida finalizzate al calcolo dei risultati di un SA e alla loro analisi attraverso un MCDM, così da giungere a conclusioni più robuste nel processo decisionale.



Figure 1 – Methodology

3. Risultati

Sulla base della metodologia di SA indicata negli standard europei suddetti e con i preziosi inputs provenienti dall'analisi dello state dell'arte e da un confronto continuo e proficuo con i principali gestori delle strade europee, gli autori hanno definito una procedura step-by-step finalizzata ad agevolare la conduzione dell'esercizio di LCM per le pavimentazioni stradali (Fig.2)

In particolare, PavementLCM propone un processo basato su sette punti, che include un set di indicatori della sostenibilità ambientale comprendente anche il calcolo dei costi economici e i requisiti tecnici e funzionali delle opere civili.

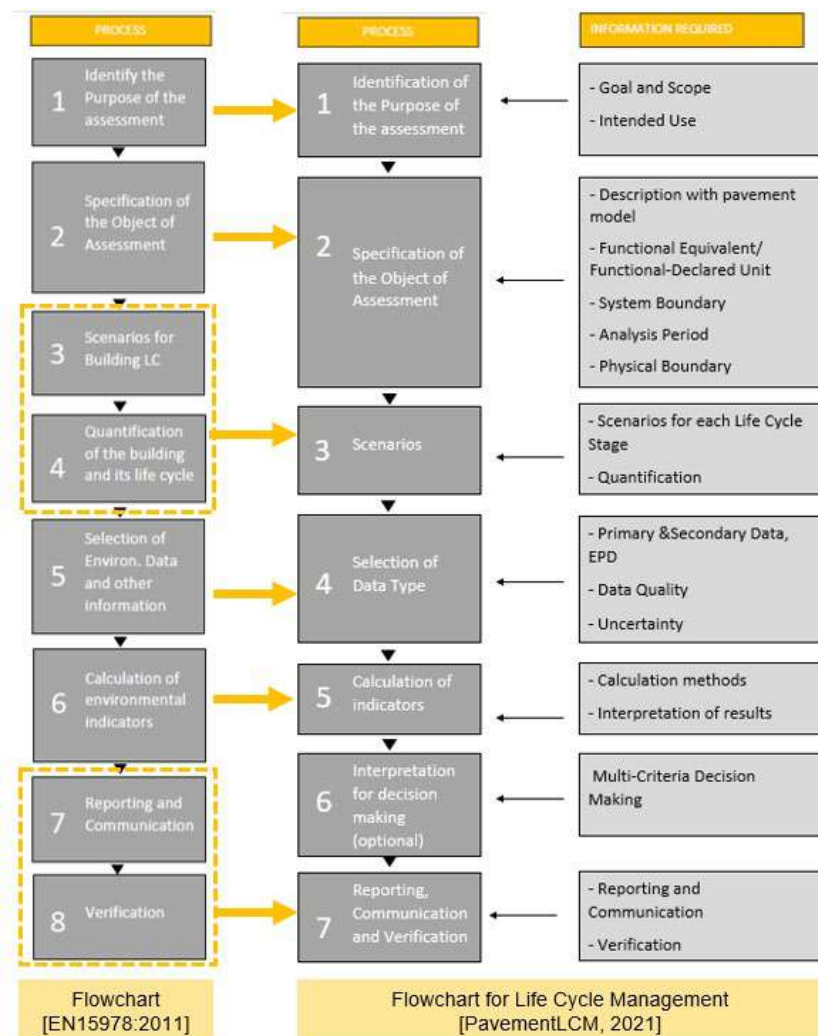


Figure 2 - Confronto tra il processo per il calcolo degli impatti ambientali [EN 15978:2011] e per lo svolgimento di un LCM [PavementLCM]

La struttura proposta è molto simile a quella dello standard:

- i primi cinque punti corrispondono ai primi sei delle EN, dato l'accorpamento degli step 3 e 4. In questa fase, si prevedono la definizione dell'obiettivo e dell'oggetto della valutazione, gli scenari, la raccolta dei dati ed il calcolo degli impatti. Particolare attenzione è stata posta proprio sul punto 2 delle Linee Guida, cioè la "definizione dell'oggetto della valutazione", per armonizzare la quale è stato definito uno specifico framework di riferimento, spiegato di seguito.
- il sesto step prevede il processo di "decision-making", introdotto da PavementLCM, per il quale si consiglia l'uso di PROMETHEE;
- il settimo step, infine, accorpa i punti 7 e 8 delle EN, proponendo quindi report, comunicazione e validazione in un'unica soluzione.

3.1.1. Step 2 - Specification of the object of the assessment

Gli step dell'esercizio di LCM sono stati tutti adattati all'ambito delle pavimentazioni, ma il maggiore sforzo è stato riposto nel punto due, cioè nella definizione di un framework di riferimento, che funga da supporto nella definizione dell'oggetto della valutazione.

Lo step 2 è articolato come segue:

- **Descrizione con il "pavement model":** Sulla base del modello proposto dalla EN 15978:2011 per gli edifici (building model), il progetto ha definito uno schema simile per le pavimentazioni stradali, al fine di distinguere i vari componenti e facilitare la quantificazione di massa e flussi di energia. In particolare, il modello risulta composto da quattro livelli: 1) "part level", cioè lo strato della pavimentazione (fondazione, superficie, etc), 2) "element level", 3) "component level" e 4) "product/materials level". I primi tre costituiscono quello che nel framework è stato definito come "pavement activities", mentre il quarto come "pavement materials". I primi tre costituiscono quelle che nel framework sono state definite come "pavement activities", mentre il quarto come "pavement materials". Si tratta di due sistemi distinti, descritti di seguito. A seconda del livello, gli operatori coinvolti sono diversi: da un lato i produttori di materiali, dall'altro le imprese e i gestori delle strade. Ad ognuno interessa valutare uno specifico impatto (relativo, per esempio, solo alla produzione o all'intero ciclo di vita).

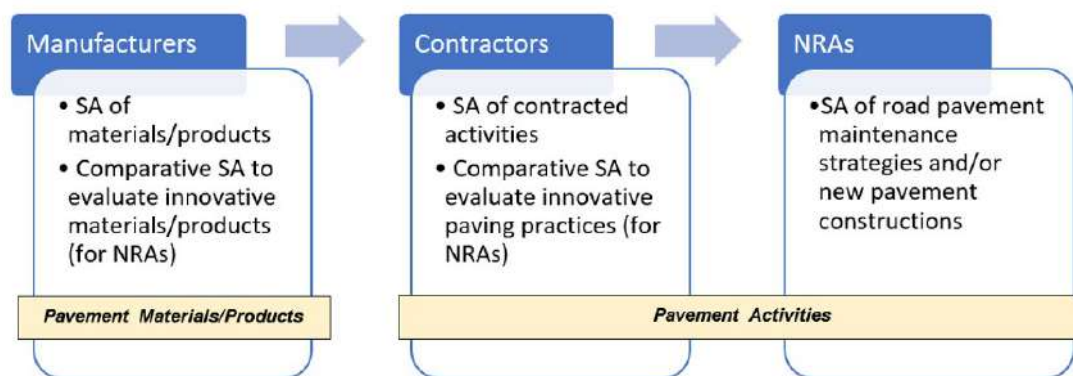


Figure 3 – Esercizi di SA per gli addetti ai lavori nel campo delle pavimentazioni stradali [Lo Presti et al, 2021]

- **Confini del sistema:** Il ciclo di vita è articolato in quattro fasi: produzione (A1-A3), installazione (A4-A5), uso (B1-B7), fine vita (C1-C4) e D. A seconda dell'operatore, i confini considerati possono variare.
- **Unità funzionale:** È l'unità di misura dello studio (i.e. una tonnellata di asfalto).
- **Periodo di analisi:** Periodo di riferimento considerato per lo studio.
- **Confini fisici:** Questo concetto è stato introdotto a partire dal Framework proposto dall'FHWA (2015). Consiste nel definire la porzione di pavimentazione oggetto dello studio, tenuto conto di spesso, superficie, volume e quantità.



Figure 4 - Pavement Materials vs Pavement Activities

Qui di seguito si specifica la descrizione dell'oggetto della valutazione a seconda del livello scelto (Figure 4).

- Pavement Materials**
 In questa categoria rientrano le miscele di asfalto, le emulsioni, gli elementi prefabbricati. Ad essere coinvolti come stakeholders sono i produttori di materiali, a cui si suggerisce un SA limitato alle fasi A1-A3 (+D): difatti il loro obiettivo è fornire informazione relative agli impatti dovuti alla produzione del materiale. Il framework suggerisce di definire la declared unit come una tonnellata di materiale da produrre.
- Pavement Activities**
 In questa categoria rientrano tutte quelle attività svolte per costruire, riparare, mantenere o sostituire la pavimentazione e le sue componenti, come l'installazione del tappetino d'usura, del binder o della base.
 All'interno di questo sistema sono stati identificati due livelli: quello delle imprese esecutrici e quello dei gestori di strade.
- Imprese esecutrici**
 Il loro compito è quello di valutare la sostenibilità delle attività contrattualizzate, come la costruzione/sostituzione di una componente della pavimentazione.
 In questo i confini del sistema sono stati individuati come A1-A5 + D o A1-A5, B1-B3, C1-C4 + D, mentre l'unità funzionale è stata definita come l'esatto volume (o peso) della componente da mettere in opera, sostituire, riparare. Si è introdotto qui il concetto di durabilità, parametro fondamentale per le pavimentazioni, strettamente connesso al periodo di analisi, identificato come una (1) vita utile della componente.
- Gestori delle strade**
 In questo caso il SA risulta fondamentale per comprendere i potenziali impatti di nuove costruzioni e di strategie manutentive ordinarie e straordinarie. In questo caso i confini del sistema sono stati definiti in B1-B4, C1-C4 + D, tenendo conto che gli impatti dovuti ad A1-A5 provengano da produttori e imprese (i.e: EPD). L'unità funzionale è stata definita come l'esatto volume (o peso) della pavimentazione da costruire, sostituire, riparare o 1 m2 della stessa, considerato lo spessore dei layer oggetto della valutazione (confini fisici) in maniera

da calcolare l'esatto volume. A tal proposito, si suggerisce di condurre lo studio considerando i tre strati di superficie come confini fisici del sistema. In questo caso il periodo di analisi è pari al lasso di tempo che include almeno una riabilitazione/sostituzione degli strati legati.

4. Conclusioni

Partendo dalle necessità di identificare una metodologia atta all'implementazione del ciclo di vita nell'ambito della progettazione e gestione delle pavimentazioni stradali, questo lavoro ha portato alla definizione di un pacchetto di strumenti utili ad includere il "life cycle thinking" nel processo decisionale dei principali gestori stradali europei e dell'intera catena di operatori coinvolti. Adattando gli attuali standards, e le buone prassi di metodologie già sviluppate in EU e negli USA, la ricerca ha prodotto i seguenti risultati:

- Le linee guida, atte ad implementare il Life Cycle Management (SA + MCDM) nell'ambito delle pavimentazioni stradali. Nello specifico sono basate su sette punti, opportunamente descritti.
- Il Framework, indispensabile per sviluppare il punto due delle linee guida, nato per fornire un riferimento a NRAs, imprese e produttori di materiali per lo svolgimento di un SA di due sistemi: le "pavement activities", cioè tutte le attività necessarie alla costruzione, manutenzione, sostituzione di pavimentazioni o di sue componenti, e i "pavement materials", ovvero ciò che viene usato per la costruzione, manutenzione, sostituzione di pavimentazioni o di sue componenti. Il framework contiene anche un set di indicatori appositamente selezionati per misurare le prestazioni di sostenibilità nel campo delle pavimentazioni stradali.

Il progetto PavementLCM si è concluso ad inizio 2022. A questa fase teorica è seguita un'applicazione pratica su un caso studio e si prevede una fase di implementazione di 12 mesi dove gli autori saranno coinvolti in piattaforme per il trasferimento di conoscenza direttamente agli operatori stradali europei. È infatti convinzione di chi scrive che il cambiamento culturale senz'altro parte dalle intuizioni, prosegue dalla teorizzazione ed ingegnerizzazione di procedure, ma per essere implementato deve essere accompagnato da pazienti occasioni di dialogo con gli addetti ai lavori, basati sull'analisi di casi studio e lo scambio di buone prassi.

5. Bibliografia

- Brans, JP., Mareschal, B., 2005. Promethee Methods. In: Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. International Series in Operations Research & Management Science, vol 78. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/0-387-23081-5_5
- EN, 2011. EN 15643-2. EN 15643-2:2011 - Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 2 : Framework for the assessment of environmental performance.
- EN, 2017. EN 15643-5. Sustainability of construction works – Sustainability assessment of buildings and civil engineering works
- EN, 2011. EN 15978:2011- Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method.
- EU Commission, 2019. The European Green Deal., viewed on March 2022, <https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/>

- EU Commission - Joint Research Centre, 2018. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods. in PublicationsOffice.
- European Parliament, 2015. Circular economy: definition, importance and benefits, viewed on March 2022. <https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/economy/20151201STO05603/circular-economy-definition-importance-and-benefits>
- FHWA, 2016. Pavement Life Cycle Assessment Framework
- ISO, 2006. ISO 14040:2006, Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- ISO, 2006. ISO 14044:2006, Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- ISO, 2019. ISO 21401:2019, Tourism and related services -- Sustainability management system for accommodation establishments -- Requirements
- Jiménez del Barco Carrión, A., Buttitta, G., Neves, L., Lo Presti, D., 2021. Deliverable D2.1b – Pavement LCM framework. <https://www.pavementlcm.eu/pavementlcm-framework/> (accessed on February 2022)
- Lo Presti D, Jimenez del Barco Carrion A, Parry T., Neves L., Abed A, Buttitta G., Mantalovas K., Keijzer E., Godoi Bizarro D., Kalman B. “Call 2017 New Materials PavementLCM Final Report: A package for implementing Life Cycle Management of road pavement”, Conference of European Directors of Roads (CEDR), March 2022 - <https://www.cedr.eu/docs/view/622f6c6ecc2db-en>
- Lo Presti, D., Buttitta, G., Jiménez del Barco Carrión A., 2021. Deliverable D5.1a – Pavement LCM Guidelines, viewed on February 2022. <https://www.pavementlcm.eu/pavementlcm-guidelines/>
- Lo Presti, D., Cerezo, V., Lo Presti, D., & Santos, J. (2019). SUP&R DST: SUstainable pavement & railways decision support tool. In Life Cycle Analysis and Assessment in Civil Engineering: Towards an Integrated Vision - Proceedings of the 6th International Symposium on Life-Cycle Civil Engineering, IALCCE 2018 (pp. 1653-1660)
- Van Dam, T. J., Harvey, J. T., Muench, S. T., Smith, K. D., ... Kendall, A., 2015. Towards Sustainable Pavement Systems: A reference document., U.S. Department of transportation

SESSIONE POSTER II

Comparative environmental impact analysis of Pd element substitution in metallic membranes for hydrogen separation

Simone Battiston¹, Stefania Fiameni¹, Simona Barison¹, Stefano Fasolin¹,
Filippo Agresti¹, Lidia Armelao^{2,3}

Abstract: The study aimed to compare the environmental impacts of thin-film-based metallic Pd membranes, partially substituted by V, Cu, or Ag. More precisely, Pd₇₇Ag₂₃, and V₉₃Pd₇ thin film membranes for hydrogen separation were compared by a Life Cycle Assessment analysis with pure-Pd films and Cu₄₆Pd₅₄. The results showed as the partial V substitution of Pd can efficiently lead to a decrease of the environmental impacts of the membrane composition (62% with respect to the whole impact of pure-Pd membrane), providing useful insights of the environmental sustainability of critical raw materials employed in this peculiar technology field.

1. Introduction

The strategy outlined in the European Green Deal considers the hydrogen technology as a key technology to improve Europe's resilience in the post-pandemic world, supporting the decarbonisation of industry, transport, power generation and buildings.

Nowadays, hydrogen is mainly obtained by steam reforming of natural gas (Dincer and Acar, 2014), although the biomass gasification seems to be gradually a more forthcoming prospective (Demirbas, 2008; Hosseini et al., 2015). In both cases, the H₂-rich gas mixture containing CO, CO₂ and other by-products (as H₂S and NH₃) must undergo to several purification/separation steps and the use of integrated systems, as membrane reactors (where both reaction and separation are performed in the same device), may circumvent the necessity of large number of steps needed in traditional reactors (Gallucci et al., 2013). Other several advantages of the membrane technology involve low energy consumption, ability to carry out separation continuously, and simple scaling up (Al-Mufachi et al., 2015). The most diffused membranes for hydrogen separation/purification are nowadays based on palladium alloys due to their very high hydrogen diffusion and permeability. Recently, large efforts were conducted to limit the use of this critical raw material to reach a membrane cost lower than about 5000 € m⁻², as recommended by United States Department of Energy (*Report of the DOE Workshop on Hydrogen Separations and Purification*, 2004). In this sense, a first strategy has been identified as the replacement of thick conventional membranes (>20 μm) with thin dense membranes (few μm) deposited onto substrate, as porous alumina, nickel, or stainless steel (Yun and Ted Oyama, 2011). On the other hand, a second strategy can

¹ Institute of Condensed Matter Chemistry and Technologies for Energy - National Research Council of Italy, ICMATE – CNR, C.so Stati Uniti 4, 35127 Padua, Italy.

² Department of Chemical Sciences and Materials Technologies, National Research Council of Italy, Piazzale A. Moro 7, 00185, Rome, Italy.

³ Department of Chemical Sciences, University of Padua, Via Marzolo 1, 35131, Padua, Italy.
Email: simone.battiston@cnr.it

be the partial substitution of Pd in the membrane composition, exploiting those elements with high hydrogen permeability. In particular, Pd-V and Pd-Ag alloys resulted particularly promising, showing important advantages with respect to the pure-Pd, as embrittlement resistance, thermal cycling robustness, high permeability, and resistance to fouling (Alimov et al., 2015, 2014; Cheng et al., 2002; Okazaki et al., 2006; Paglieri et al., 2008; Pizzi et al., 2008).

Recent works (Barison et al., 2018; Fasolin et al., 2018) demonstrated as magnetron sputtering can lead to obtain high performance metallic membranes for hydrogen separation deposited onto porous alumina. More precisely, Pd₇₇Ag₂₃, largely investigated and tested due to its high permeance and resistance to hydrogen embrittlement (Karakaya and Thompson, 1988), and V₉₃Pd₇, which represented an interesting alternative of good performance notwithstanding its low Pd content (Fasolin et al., 2018).

In addition to the performances and features of the proposed new materials, it is pivotal also considering the environmental sustainability aspects of the substitution of Pd. For these reasons, comparative Life Cycle Impact Assessment (LCA) was carried out with a “cradle to gate” approach, comparing the environmental impacts of membranes for hydrogen separation with different compositions.

2. Performance of membranes for hydrogen separation

The hydrogen separation membrane performance mainly depends on permeance and selectivity (i.e., ratio between permeances of H₂ and another gas, N₂ for instance). Permeance is measured on the basis of H₂ flux trend with ΔPn , that is partial pressure difference between the two sides of the membrane, raised to a number n . This exponent n (>0.5) can be approximated to 1 in the case of thin Pd-based membranes (as those considered in this work), due to the rate-limiting surface phenomena (Maneerung et al., 2014). Permeability is calculated by multiplying the permeance by the thickness of the selective layer.

3. Goal and scope

The goal of the study was the comparison of the environmental impacts of thin-film-based metallic membranes with different Pd amounts, partially substituted by Ti, V, Cu, or Ag. In particular, membranes for hydrogen separation consisting of Pd₇₇Ag₂₃ and V₉₃Pd₇ thin films (Barison et al., 2018; Fasolin et al., 2018) (figure 1 and 2) were compared with pure-Pd film (Pacheco Tanaka et al., 2008) and Cu₄₆Pd₅₄. The aim of the work was to provide useful insights of the environmental sustainability of critical raw materials employed in this peculiar technology field, in addition to the cost analysis, more commonly carried out.

4. Model assumption

The model was built on the sole environmental impacts related to the metal elements contained in the considered membrane compositions.

The substrates, the production processes, the infrastructures, the labour, the instrumentations, and the end-of-life stages between the different kind of membranes were deemed similar and, thus, they were neglected aiming to perform a comparative LCA.

Gas selectivity, different mechanical and performance stabilities of the considered membranes were overlooked as well.

Metallic V were supposed to be produced by Kroll method, a pyrometallurgical industrial process mainly used to produce metallic Ti from TiCl_4 (Kroll, 1940; Nuss and Eckelman, 2014).

5. Functional Unit

The functional unit of the system analysed was identified as hydrogen permeance of the considered membranes. To compare environmental impacts of membranes with different permeance, a virtual coating thickness were set to match the pure-Pd membrane permeability value, taken as reference.

Exploiting the theoretical densities of the film crystalline phases, the respective membrane masses were calculated considering 1 kg of Pd (which may correspond to 50000 pure-Pd flat disc membranes of 3.14 cm^2 , with a total area of 15.7 m^2), obtaining the reference flow used for the Life Cycle Impact Assessment.

6. Data sources and inventory

Composition and features of the thin film membranes were collected from literature in the case pure-Pd film deposited onto yttria-stabilized zirconia (Pacheco Tanaka et al., 2008) and $\text{Cu}_{46}\text{Pd}_{54}$ deposited onto zirconia-coated porous stainless steel (Gao et al., 2005) (both obtained by electroless plating technique). Whilst, in the case of $\text{Pd}_{77}\text{Ag}_{23}$ and V_{93}Pd_7 thin films deposited by High Impulse Magnetron Sputtering onto porous alumina (Barison et al., 2018; Fasolin et al., 2018), also primary data were available, since the works were carried out at the National Research Council of Italy laboratories, in Padua (Italy). Figures 1a and 1b show the cross-sectional images of the membranes obtained by a field emission microscope (Sigma Zeiss) collecting backscattered electrons. It is worth highlighting that V_{93}Pd_7 needed a 350 nm thick Pd coatings as protective coating against oxidation and as catalytic layers for hydrogen absorption/desorption.

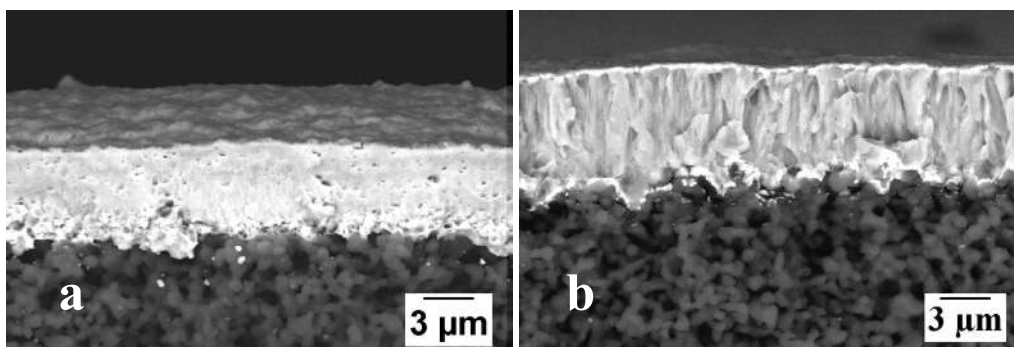


Figure 1: Cross sectional backscattered electron micrographs of $\text{Pd}_{77}\text{Ag}_{23}$ (a) and V_{93}Pd_7 (b) thin film deposited onto porous alumina. Pd layer are observable on the top of the V_{93}Pd_7 membrane and as inter-layer with the substrate.

The ratio of membrane masses were calculated by the theoretical densities of the crystalline phases, adapting data listed in the Inorganic Crystal Structure Database (ICSD) and Crystallography Open Database (COD) with Maud software (Lutterotti et al., 1999). In particular, the Pd cubic Fm-3m phase (ICSD#64914) was employed for Pd and $\text{Pd}_{77}\text{Ag}_{23}$ coatings, the V cubic Im-3

m phase (COD#4502442) for $V_{93}Pd_7$, and the $Cu_{60}Pd_{40}$ cubic Fm-3m (ICSD#166153) for $Cu_{46}Pd_{54}$. The results are listed in table 1.

Table 1: Reference flow used for the Life Cycle Impact Assessment (membrane mass ratios calculated with respect to 1 kg of pure-Pd).

Membrane	Permeance [mol m ⁻² s ⁻¹ Pa ⁻¹]	Quantity [kg]
Pd	2.10×10 ⁻⁶ at 425°C	1.00
Pd ₄₆ Cu ₅₄	1.70×10 ⁻⁷ at 480°C	10.23
V ₉₃ Pd ₇	9.40×10 ⁻⁷ at 375°C	1.25
Pd ₇₇ Ag ₂₃	2.06×10 ⁻⁶ at 400°C	1.02

Activity data associated to Life Cycle Inventory of membrane element compositions were mainly retrieved from Ecoinvent 3.7.1 database.

Metallic V was supposed to be produced by magnesium thermal reduction of the respective chloride (Bauer et al., 2017) and, thus, adapted from the process “Titanium primary, triple-melt {GLO}| titanium production, primary, triple melt | Cut-off, U” exploiting the industrial reduction process details reported in literature (Norgate et al., 2004). Inventory of VCl₃ process was adapted from part of the inventory process for the battery vanadium electrolyte reported in literature (da Silva Lima et al., 2021; Weber et al., 2018).

7. Life Cycle Impact assessment

Life Cycle Impact Assessment was carried out employing SimaPro 9.2 software, and the Environmental Footprint method (EF) 3.0, as recommended by the European Commission (European Commission, 2013; Zampori and Pant, 2019).

Figure 2 shows the analysis of characterized results of the membranes. Mainly due to its low gas permeance, $Cu_{46}Pd_{54}$ resulted the most relevant contributor to all the impact categories considered, confirmed by the results obtained after normalization and weighting steps (shown in Figure 3).

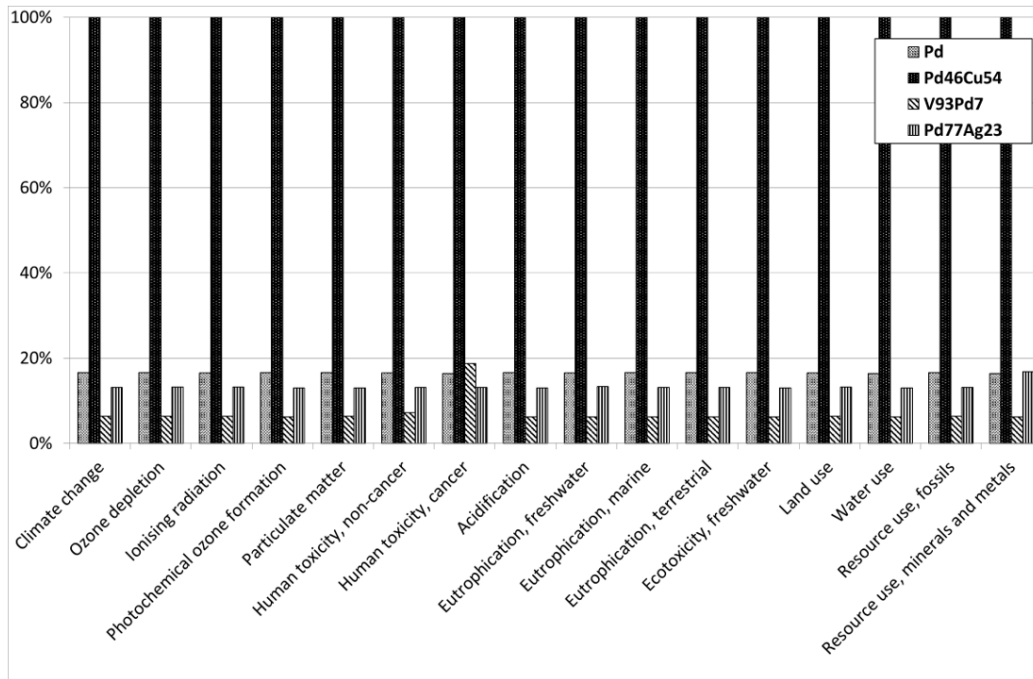


Figure 2: contributions analysis of characterized results of the membranes, calculated with EF 3.0 method. Abscissa values corresponds to the total impact (100%) for each impact category.

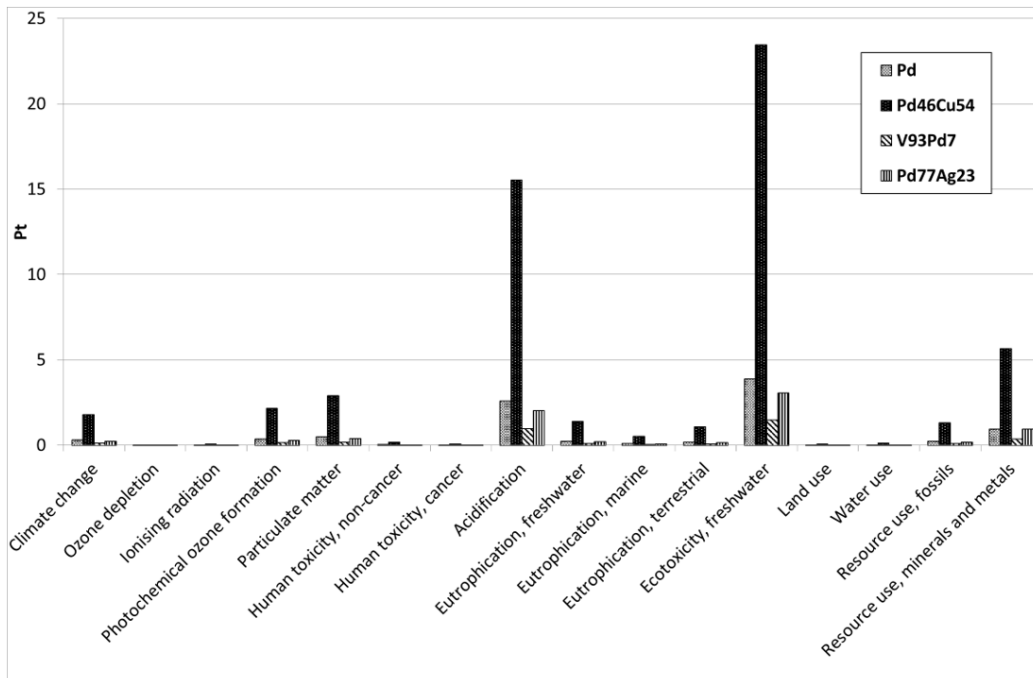


Figure 3: results of characterization, normalization and weighting with EF 3.0 method. The dimensionless unit mPt stands for milliPoints, unit of the weighted results.

The main contributors to the whole environmental impacts of the membranes were related to impact categories of “acidification” (27-28% of weighted impacts), “ecotoxicity, freshwater”

(41-42% of weighted impacts), and “Resource use, minerals and metals” (10-13% of weighted impacts). This contributes can be also observable clearly in figure 4, where the total weighted impacts of membrane were compared. $V_{93}Pd_7$ and $Pd_{77}Ag_{23}$ thin films resulted to be considerably less impacting than pure-Pd membrane, taken as reference. In particular, the less impacting membrane for hydrogen separation was $V_{93}Pd_7$ resulting 62% lower than the Pd membrane impact, despite the presence of Pd coatings of thickness of 700 nm overall.

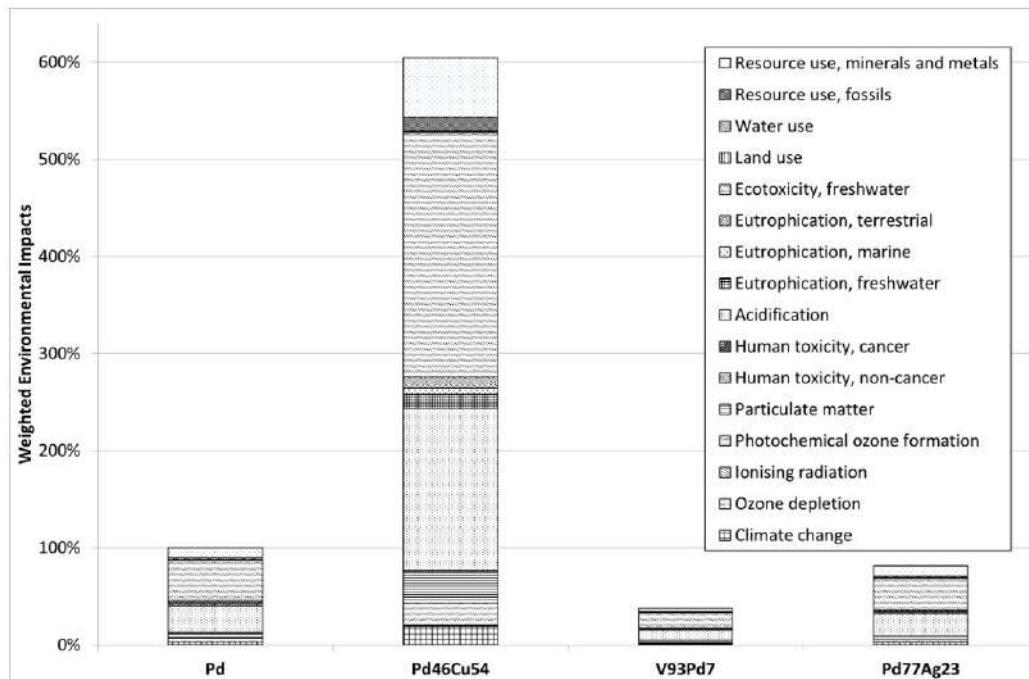


Figure 4: comparison of weighted impacts of membranes for hydrogen separation with different compositions: pure-Pd (reference), $Cu_{46}Pd_{54}$, $V_{93}Pd_7$ and $Pd_{77}Ag_{23}$.

8. Conclusion

The environmental impact comparison of the composition of thin-film-based metallic Pd membranes, partially substituted by V, Cu, or Ag, were carried out.

The inventory of Vanadium, not included in the suitable database as Ecoinvent, was built exploiting the data and the process descriptions reported in literature. $V_{93}Pd_7$ and $Pd_{77}Ag_{23}$ demonstrated to be considerably less impacting than pure-Pd membrane, which was taken as reference. In particular, the less impacting membrane for hydrogen separation resulted to be $V_{93}Pd_7$, with a whole impact 62% lower than the reference one. These results highlighted as the partial V substitution of Pd can efficiently lead to a significant decrease of the environmental impacts of the membrane composition, providing useful insights of the environmental sustainability of critical raw materials employed in this peculiar technology field.

Acknowledgments

The authors are grateful to Valentina Castellani (LCA Expert) for valuable support for the LCA analysis. This work has been funded by the project “Frontier materials for energy uses” within

the Italian National Research Council - Italian Ministry of Economic Development Agreement 2019 – 2021 “Ricerca di Sistema Elettrico Nazionale”.

9. References

- Al-Mufachi, N.A., Rees, N. V., Steinberger-Wilkens, R., 2015. Hydrogen selective membranes: A review of palladium-based dense metal membranes. *Renew. Sustain. Energy Rev.* <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.026>
- Alimov, V.N., Busnyuk, A.O., Notkin, M.E., Peredistov, E.Y., Livshits, A.I., 2015. Hydrogen transport through V-Pd alloy membranes: Hydrogen solution, permeation and diffusion. *J. Memb. Sci.* 481, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.01.058>
- Alimov, V.N., Busnyuk, A.O., Notkin, M.E., Peredistov, E.Y., Livshits, A.I., 2014. Substitutional V-Pd alloys for the membranes permeable to hydrogen: Hydrogen solubility at 150-400 °C. *Int. J. Hydrogen Energy* 39, 19682–19690. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.09.122>
- Barison, S., Fasolin, S., Boldrini, S., Ferrario, A., Romano, M., Montagner, F., Deambrosio, S.M., Fabrizio, M., Armelao, L., 2018. PdAg/alumina membranes prepared by high power impulse magnetron sputtering for hydrogen separation. *Int. J. Hydrogen Energy* 43, 7982–7989. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.03.065>
- Bauer, G., Güther, V., Hess, H., Otto, A., Roidl, O., Roller, H., Sattelberger, S., Köther-Becker, S., Beyer, T., 2017. Vanadium and Vanadium Compounds, in: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 1–22. https://doi.org/10.1002/14356007.a27_367.pub2
- Cheng, Y.S., Peña, M.A., Fierro, J.L., Hui, D.C.W., Yeung, K.L., 2002. Performance of alumina, zeolite, palladium, Pd-Ag alloy membranes for hydrogen separation from Towngas mixture. *J. Memb. Sci.* 204, 329–340. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(02)00059-5)
- da Silva Lima, L., Quartier, M., Buchmayr, A., Sanjuan-Delmás, D., Laget, H., Corbisier, D., Mertens, J., Dewulf, J., 2021. Life cycle assessment of lithium-ion batteries and vanadium redox flow batteries-based renewable energy storage systems. *Sustain. Energy Technol. Assessments* 46, 101286. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101286>
- Demirbas, A., 2008. Biohydrogen generation from organic waste. *Energy Sources, Part A Recover. Util. Environ. Eff.* 30, 475–482. <https://doi.org/10.1080/15567030600828909>
- Dincer, I., Acar, C., 2014. Review and evaluation of hydrogen production methods for better sustainability. *Int. J. Hydrogen Energy* 40, 11094–11111. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.12.035>
- European Commission, 2013. Recommendation 2013/179/EU on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. *Off. J. Eur. Union* 210.
- Fasolin, S., Barison, S., Boldrini, S., Ferrario, A., Romano, M., Montagner, F., Miorin, E., Fabrizio, M., Armelao, L., 2018. Hydrogen separation by thin vanadium-based multi-layered membranes. *Int. J. Hydrogen Energy* 43, 3235–3243. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.12.148>
- Gallucci, F., Fernandez, E., Corengia, P., van Sint Annaland, M., 2013. Recent advances on membranes and membrane reactors for hydrogen production. *Chem. Eng. Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.ces.2013.01.008>

- Hosseini, S.E., Abdul Wahid, M., Jamil, M.M., Azli, A.A.M., Misbah, M.F., 2015. A review on biomass-based hydrogen production for renewable energy supply. *Int. J. Energy Res.* 39, 1597–1615. <https://doi.org/10.1002/er.3381>
- Karakaya, I., Thompson, W.T., 1988. The Ag-Pd (Silver-Palladium) system. *Bull. Alloy Phase Diagrams* 9, 237–243. <https://doi.org/10.1007/BF02881271>
- Kroll, W., 1940. The Production of Ductile Titanium. *Trans. Electrochem. Soc.* 78, 35. <https://doi.org/10.1149/1.3071290>
- Lutterotti, L., Mattheis, S., Wenk, H.R., 1999. Twelfth International Conference on Textures of Materials. ICOTOM-12.
- Maneerung, T., Hidajat, K., Kawi, S., 2014. Ultra-thin (<1µm) internally-coated Pd-Ag alloy hollow fiber membrane with superior thermal stability and durability for high temperature H₂ separation. *J. Memb. Sci.* 452, 127–142. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.10.040>
- Norgate, T.E., Rajakumar, V., Trang, S., 2004. Titanium and other light metals - Technology pathways to sustainable development, in: *Australasian Institute of Mining and Metallurgy Publication Series*. pp. 105–112.
- Nuss, P., Eckelman, M.J., 2014. Life cycle assessment of metals: A scientific synthesis. *PLoS One* 9, 101298. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101298>
- Okazaki, J., Tanaka, D.A.P., Tanco, M.A.L., Wakui, Y., Mizukami, F., Suzuki, T.M., 2006. Hydrogen permeability study of the thin Pd-Ag alloy membranes in the temperature range across the α - β phase transition. *J. Memb. Sci.* 282, 370–374. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.05.042>
- Pacheco Tanaka, D.A., Llosa Tanco, M.A., Okazaki, J., Wakui, Y., Mizukami, F., Suzuki, T.M., 2008. Preparation of “pore-fill” type Pd-YSZ- γ -Al₂O₃ composite membrane supported on α -Al₂O₃ tube for hydrogen separation. *J. Memb. Sci.* 320, 436–441. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.04.044>
- Paglieri, S.N., Wermer, J.R., Buxbaum, R.E., Ciocco, M. V., Howard, B.H., Morreale, B.D., 2008. Development of membranes for hydrogen separation: Pd coated V-10Pd. *Energy Mater. Mater. Sci. Eng. Energy Syst.* 3, 169–176. <https://doi.org/10.1179/174892409X427931>
- Pizzi, D., Worth, R., Giacinti Baschetti, M., Sarti, G.C., Noda, K. ichi, 2008. Hydrogen permeability of 2.5 µm palladium-silver membranes deposited on ceramic supports. *J. Memb. Sci.* 325, 446–453. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.08.020>
- Report of the DOE Workshop on Hydrogen Separations and Purification, 2004. . Arlington, VA.
- Weber, S., Peters, J.F., Baumann, M., Weil, M., 2018. Life Cycle Assessment of a Vanadium Redox Flow Battery. *Environ. Sci. Technol.* 52, 10864–10873. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02073>
- Yun, S., Ted Oyama, S., 2011. Correlations in palladium membranes for hydrogen separation: A review. *J. Memb. Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2011.03.057>
- Zampori, L., Pant, R., 2019. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. *JRC Tech. Reports; Publ. Off. Eur. Union Luxemb.* 76.

Life cycle thinking to support building retrofitting

Claudia Di Noi¹, Migue¹ García-Casas¹, Léo Jan¹, Andreas Ciroth¹

Abstract: Renovation of the European Union building stock is crucial to tackle climate change and other environmental issues as well as social inclusion and energy poverty. Life cycle thinking (LCT) and circularity are key principles to drive building renovation. The Horizon 2020 INFINITE project develops industrialized retrofit technologies for building envelopes, combining technical and business viability with sustainability of renovation processes and products. By showcasing the INFINITE example, this contribution reports on how LCT can support planning, design and implementation of building renovation by simultaneously working on tools and environmental, cost and social assessment. The application of LCT in the project covers three aspects: (1) LCT tools, with the development of a Life Cycle Assessment (LCA) plugin integrated into a BIM-based platform; (2) LCA- and Life Cycle Costing-based design of retrofitting technologies; (3) the inclusion of social aspects in technology design and retrofit sustainability assessment.

1. Introduction

The building stock in the European Union (EU) must decrease greenhouse gas emissions by 60% and final energy consumption by 14% compared to 2015 (European Commission, 2020a) to achieve the targets set in the Climate Target Plan 2030 (55% less GHG emissions in comparison to 1990) (European Commission, 2020b). Therefore, renovation of the old EU building stock appears a crucial challenge to achieve these objectives. The EU Renovation Wave (European Commission, 2020a) highlights life cycle thinking (LCT) and circularity as key principles to drive building renovation towards 2030 and 2050. Building retrofitting following industrialization principles (off-site prefabrication, multi-functional envelopes and digitalization) is seen as a technically viable approach to boost the renovation wave (D'Oca et al., 2018; Prati et al., 2020; Tzortzopoulos et al., 2019). The EU Horizon (H) 2020 INFINITE project is currently developing all-in-one industrialized retrofit technologies in a life cycle perspective and covering the whole renovation value chain. The technologies in the project include building integrated photovoltaic and solar thermal panels, building management systems, innovative windows, ventilation and energy distribution equipment, and green envelopes (H2020 INFINITE, 2021). Three demo sites in Italy, Slovenia and France will be renovated with the INFINITE technologies. With the INFINITE example, this contribution aims at presenting how LCT can support industrialized building renovation. Specifically, this paper reports on the role of LCT tools and know-how for renovation technology design to make sustainability a design parameter as important as technical performance. Tools, data, life cycle analyses and evaluation cannot be successful without one another, as they all contribute to the same objective (i.e. supporting building renovation), see Figure

¹ GreenDelta, Kaiserdamm 13, 14057 Berlin, Germany
Email: dinoi@greendelta.com

1. Therefore, a description of the different activities performed in parallel in the sustainability tasks of the INFINITE project is provided to the reader to highlight the need for a comprehensive approach addressing the multi-faceted topic of sustainable building retrofitting.

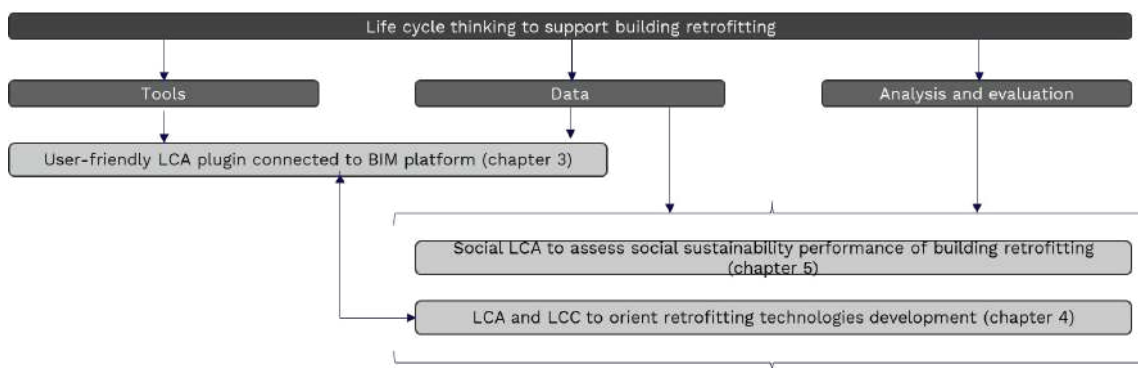


Figure 1: Relation among LCT tools, data, analysis and evaluation for building renovation and reference to chapters in the article where they are addressed

2. Approach

Different aspects should be considered when planning, designing, performing and monitoring building renovation across the life cycle. Among them, (environmental, economic, social) sustainability of the renovation solutions along the whole life cycle plays a crucial role. Furthermore, different stakeholders are part of different life cycle stages of building renovation, each with different expertise, needs and understanding of sustainability issues. The application of LCT in the INFINITE project covers simultaneously three tasks:

- The development of a Life Cycle Assessment (LCA) plugin to be integrated in a Building Information Modelling (BIM)-based platform which collects and interconnects data and results from different plugins for LCA, Life Cycle Costing (LCC), energy simulation, technology installation and maintenance;
- The performance of LCA and LCC of different retrofitting industrialized technologies (e.g. a photovoltaic panel integrated in a timber facade), including the comparison of different alternatives to support technology providers in product development and research. The modelled retrofitting technologies in this task will become part of the data library included in the LCA plugin.
- The identification of the needs and expectations of residents in the buildings under renovation in order to assess potential social impacts of retrofit. In a life cycle perspective, also other societal stakeholders are considered for the evaluation of social sustainability of the interventions, such as workers and suppliers. This task is performed in parallel to the previous two.

The three tasks are to be intended as iterative and influence each other. Details about methods and activities for each task are provided in the next sections.

3. Life cycle thinking tools for building renovation

Developing professional and user-friendly digital tools for the assessment of environmental impacts of renovation technologies is a priority to support the building renovation process and streamline the application of industrialized retrofitting. Further, the potential of such tools increases when they are linked to other software commonly used by AEC (architecture, engineering, construction) professionals, such as BIM-based ones, and tools addressing other aspects of renovation, such as operational energy and building maintenance.

In the INFINITE project, a LCA plugin is under development to allow calculation of environmental impacts of renovation technologies, the so-called “kits”, and overall building renovation. The strength of the tool is that it will be integrated into a common digital environment (a BIM-based platform) where the user can access information about building geometry, energy use, maintenance tasks, costs and environmental impacts, and installation sequences. Furthermore, the LCA plugin is designed to flexibly support different users in different life cycle stages of the building retrofitting process. A list of users and a summary of the related use cases in the building renovation life cycle are displayed in Figure 2.

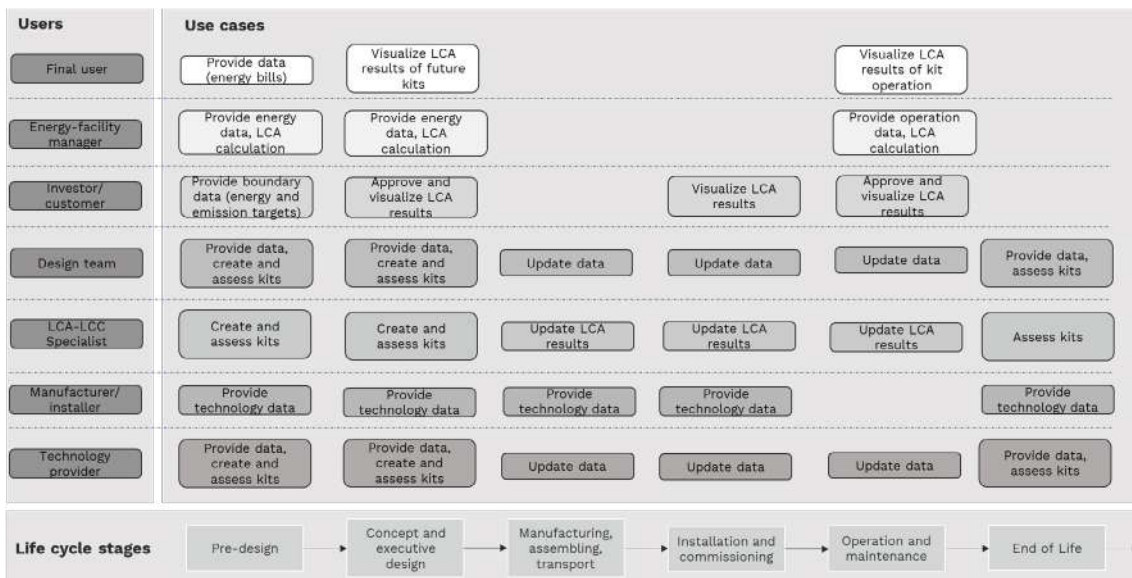


Figure 2: Summary of users and use cases in the building renovation life cycle for the LCA tool

The plugin is designed as a web-application by building on core modules and features of the free and open-source openLCA software. A background database will be created, containing a library of preloaded models obtained from LCA and LCC tasks (see Chapter 4) that can be copied, modified and used by users as a starting point to create new life cycles. The tool will consider different life cycle stages in building renovation, e.g. technology manufacturing, packaging, installation... In comparison to common LCA software, the tool will provide a simplified view for input and output compilation and guide the user through the different life cycle stages. Finally, through the connected BIM-platform, the plugin will provide user management features, i.e. there will be different user rights: for instance, users that can only visualize data, those that can review data and those that have full access to the plugin.

4. LCA and LCC-based retrofitting technology design

The need for a LCA and LCC study arises in the context of the technical design and validation of the sustainability of INFINITE envelope technologies. The main goal is to support the developers of the different renovation components in the technological design of the products, taking into account the sustainability performance in parallel to the technical one.

An initial collaboration with the technology providers to integrate sustainability considerations in product design was set through different steps:

1. A first workshop with technology developers to explain the key concepts in life cycle assessment, the benefits of applying this life cycle perspective and data needs for life cycle modelling. This was crucial to build a relation of trust between the designers and sustainability specialists.
2. Primary data collection about the state-of-the-art of the technologies, representing the starting point both for the technical development and the eco-design in the project. Data collection also includes cost information.
3. Creation of life cycle models in the openLCA software, combining primary data with background datasets from ecoinvent 3.8 cut-off database.
4. Assessment of the modelled technologies and presentation of economic and environmental hotspots to the technology providers. This triggered the discussion of which design aspects could be improved in accordance with the technical requirements. The focus of these first discussions was on the manufacturing phase, as it could be directly influenced by the technology providers.

The application of the drafted methodology is explained for the case of the development of a plasmochromic window technology. The next step of the collaboration with technology providers relates to the LCA and LCC comparison of different technology alternatives and the inclusion of the operational phase of the technology in the building life cycle perspective. As this next step is not yet finalized, it is out of the scope of the methodology application in Section 4.1.

4.1. Application: the case of a plasmochromic (PLSMC) window

4.1.1. Goal and scope

Among the different retrofitting technologies, the INFINITE project is working on developing “smart windows” in the form of insulated glazing units integrated with dual band electrochromic (hereafter “plasmochromic”) glasses. Plasmochromic (PLSMC) glasses regulate the intensity of solar radiation in a selective way and are able to become dark if required (Cots et al., 2021). The goal of the study is the assessment of environmental and economic impacts of the PLSMC module only (which is still under development in the project), hence excluding the whole Insulated Glazing Unit (IGU) where the module is inserted (see Figure 3). The functional unit is defined as 1 m² of PLSMC module with a life span of 20 years. Results are presented for 1 m² of PLSMC module for 1 year of reference time, calculated with the Environmental Footprint (EF) v.3 method.

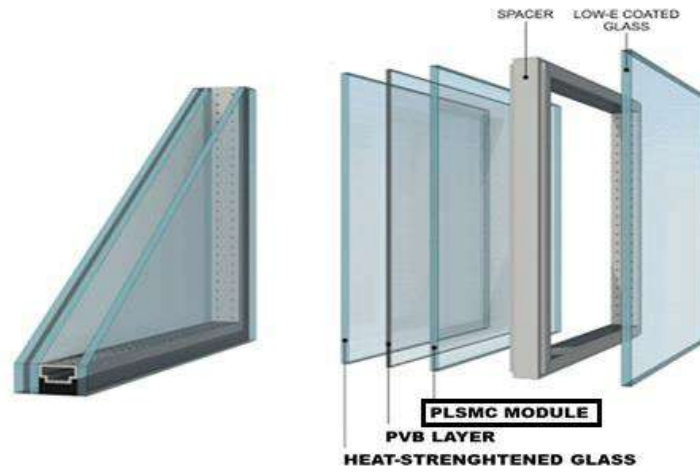


Figure 3: PLSMC module in insulated glazing unit (by LEITAT)

The system boundaries of the study are reported in Figure 4 and include: production (divided into 8 processes) in Spain, packaging, transport to plant for off-site integration in the prefabricated façade, transport to the building for installation, installation, use and maintenance, and End of life (EoL). Incineration of 100% of PLSMC module is assumed for the calculations in this contribution. The operation of the PLSMC module is considered; however, operational energy savings due to PLSMC windows could not be evaluated at this stage of the project as they are strictly linked to the whole building perspective, rather than to the component level which is instead the focus of this first collaboration with technology developers.

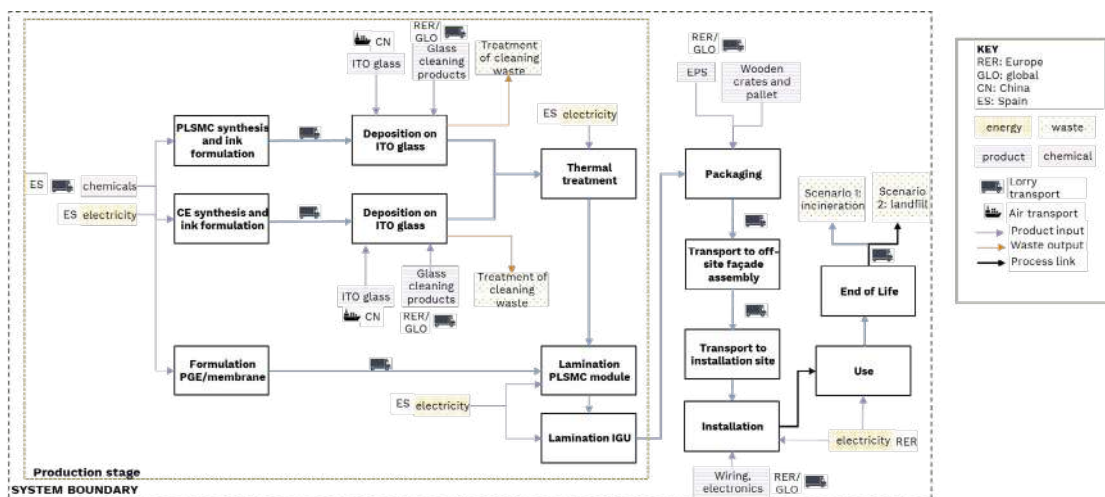


Figure 4: System boundaries of the LCA study for the PLSMC module

As for data collection, primary data were obtained from the technology provider (production, packaging, installation, transport and use stages) and combined with secondary data from literature (maintenance and end of life stages) and background data from ecoinvent 3.8 cut-off database. Cost data were provided by the technology provider for the production and transport stages, further complemented with costs from web search for packaging and use stages. No costs could be collected for the end of life. The performed cost calculation sums up material, energy and

transport costs and is presented for 1 m² of PLSMC module normalized for 1 year of operation. No cost discounting was applied at this stage.

4.1.2. Results and interpretation

If the impact contribution of the considered life cycle stages of a PLSMC module is analyzed, it clearly emerges that the production stage is dominating all impact categories. Electricity use during operation contributes up to 20% of total impacts depending on the impact category (e.g. freshwater eutrophication). Transport to off-site assembly and then building appears to have a contribution on a few categories (land use and particulate matter). End of life impacts currently have a low contribution to total results. It is still to be investigated whether chemicals used for the PLSMC module may constitute hazardous waste.

If the detailed contribution of the 8 production processes to the manufacturing phase of the module is analyzed (see Figure 5), it is clear that the use of electricity for thermal treatment, lamination of the PLSMC module and IGU is the main driver to impacts.

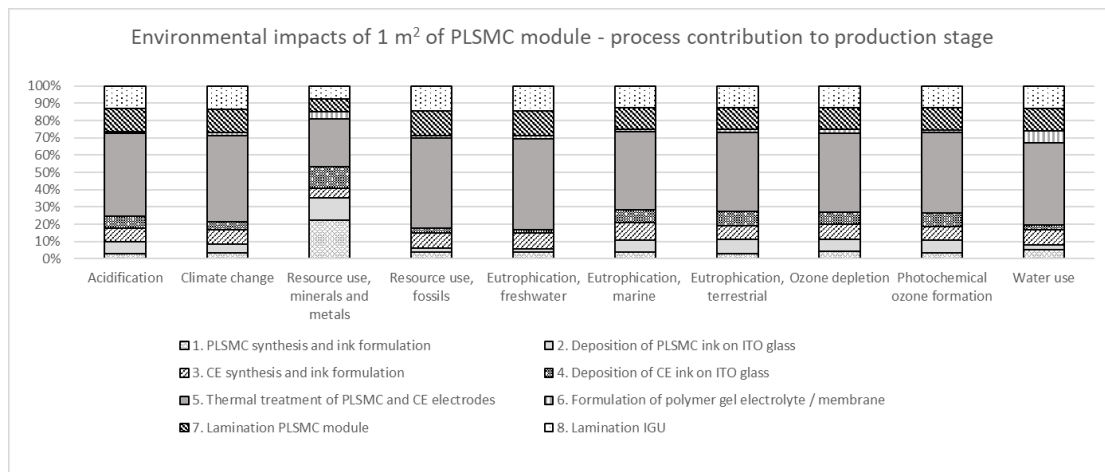


Figure 5: Process contribution to environmental impacts of production stage for selected impact categories

As already emerged for the environmental impacts, production is the most contributing stage to costs. However, if only production is considered (see Figure 6), electricity is a minor driver to costs, thus differing from the case of environmental categories. In the case of costs, outsourcing of the glasses (glass production and transport of the glass from Asia) is the main driver, followed by cost of chemicals for ink formulation.

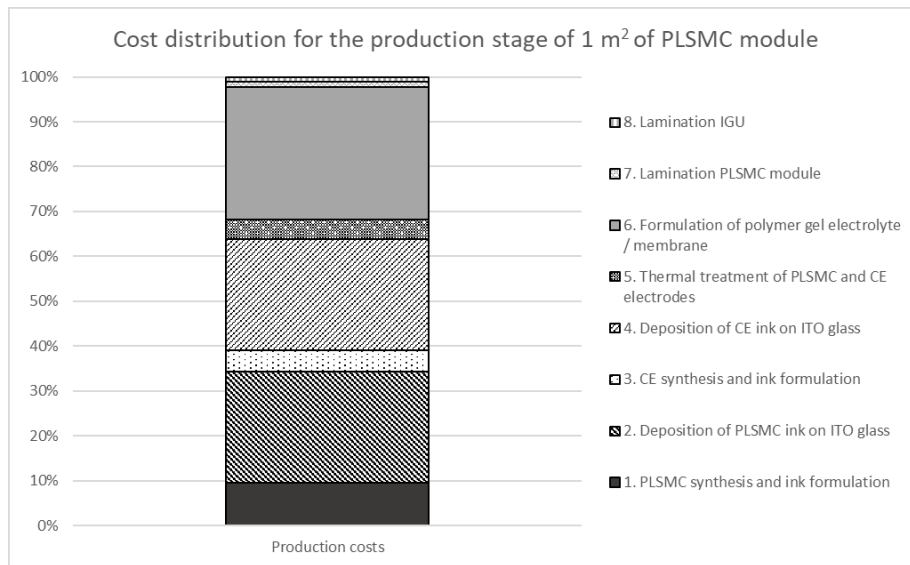


Figure 6: Process contribution to production costs

4.1.3. Recommendations for product design

Two main impact pathways can be identified to reduce environmental impacts of PLSMC modules: electricity use during production and outsourcing of glasses. For the first pathway, it is recommended to investigate strategies to decrease electricity use for thermal treatment and lamination and switch to greener electricity mixes. Furthermore, the technology provider collaboration is needed to improve life cycle modelling of the specific electricity mix used for PLSMC production, therefore to cross-check whether the average Spanish national electricity mix is applicable for the specific production plant in the study. As for the second pathway, it is suggested to identify different glass suppliers (e.g. in Europe). Reducing glass weight can be also beneficial, with positive consequence on transport and raw materials impacts. Other identified improvement possibilities for the environmental performance of the PLSMC module are related to: (1) packaging optimization: testing transport of the PLSMC modules with easels instead of crate and pallet; (2) energy for module operation: developing of a self-powered module to reduce electricity usage. The impact pathway related to glass outsourcing and proposed recommendations for environmental impacts are also valid to reduce costs.

It is important to highlight that these results are referred to the research and development of phase of PLSMC modules. The upscaling of the technology and deployment on the market may decrease some of the identified impacts and, in turn, introduce different environmental and economic challenges.

5. The social side of building renovation

Residents are typically the stakeholder category directly impacted by building renovation, during both the retrofitting process and the building operation and maintenance after renovation. Therefore, sustainable retrofitting cannot ignore the social dimension. To understand the needs and problems of residents regarding their flats and building is crucial to address them with renovation

activities. Potential barriers to acceptance and use of novel technologies are also suggested to be investigated, hence considering the socio-economic context of the building and its inhabitants. Furthermore, indirect impacts occur in the supply chains of building renovation. Social LCA is hence a powerful methodology to evaluate positive and negative impacts of building renovation on different actors, such as local communities, workers, suppliers and society (UNEP, 2020). Field work, surveys and interviews with technology providers, residents and facility managers have been performed in INFINITE. Based on the field work for the Italian demo case, thermal discomfort in winter and summers and poor balcony status are the main issues perceived by the residents. As for the acceptance of novel retrofitting technologies, maintenance costs and user-friendliness of novel solutions are the main concerns of building inhabitants, especially in the event of elderly users. The work performed for the social assessment of building retrofitting in the project will be extensively presented at the 8th International Conference of Social LCA in Aachen (5th-8th September 2022).

6. Conclusions and further outlook

This contribution reported on how different simultaneous aspects of LCT can support the planning, design and implementation of building renovation, with a focus on industrialized retrofitting in the H2020 INFINITE project. Life cycle assessment, with its tools and concepts, is a valid methodology to capture the complexity of activities and actors in the building upstream and downstream value chains. LCT tools, the application of LCA and LCC and social analyses are all interconnected and functional to the evaluation of sustainability of retrofitting processes and technologies. Communication of sustainability aspects to technology developers and building residents is an additional challenge to be addressed for a successful application of LCT. Finally, it appears crucial to integrate LCT frameworks with other approaches, such as anthropological studies and BIM-based tools.

Acknowledgments

This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 958397. The authors would like to thank Dr. Ainhoa Cots Segura and Dr. Michele Manca from LEITAT for the collaboration.

7. References

- Cots, A., Dicorato, S., Giovannini, L., Favoino, F., Manca, M., 2021. Energy Efficient Smart Plasmochromic Windows: Properties, Manufacturing and Integration in Insulating Glazing. *Nano Energy* 84. <https://doi.org/10.1016/j.nanoen.2021.105894>
- D'Oca, S., Ferrante, A., Ferrer, C., Perneti, R., Gralka, A., Sebastian, R., Veld, P. op t., 2018. Technical, financial, and social barriers and challenges in deep building renovation: Integration of lessons learned from the H2020 cluster projects. *Buildings* 8. <https://doi.org/10.3390/buildings8120174>
- European Commission, 2020a. A Renovation Wave for Europe - greening our buildings, creating jobs, improving lives COM/2020/662 final.

- European Commission, 2020b. Stepping up Europe's 2030 climate ambition Investing in a climate-neutral future for the benefit of our people 53, 1689–1699.
- H2020 INFINITE, 2021. H2020 INFINITE Building Renovation. URL <https://infinitebuildingrenovation.eu/>
- Prati, D., Spiazzi, S., Cerinšek, G., Ferrante, A., 2020. A user-oriented ethnographic approach to energy renovation projects in multiapartment buildings. Sustain. 12, 1–18. <https://doi.org/10.3390/su12198179>
- Tzortzopoulos, P., Ma, L., Soliman Junior, J., Koskela, L., 2019. Evaluating social housing retrofit options to support clients' decision Making-SIMPLER BIM protocol. Sustain. 11, 1–21. <https://doi.org/10.3390/su11092507>
- UNEP, 2020. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020.

Cippato forestale come fonte energetica locale e sostenibile: proposta di una metodologia semplificata per la stima degli impatti in ottica LCA

Flavio Scrucca¹, Grazia Barberio¹, Laura Cutaia¹, Caterina Rinaldi¹

Abstract: Il presente lavoro propone una metodologia semplificata per la stima preliminare delle emissioni di ciclo di vita associate all'utilizzo di cippato forestale di qualità per la produzione di energia termica, al fine valutare, in ottica LCA, le caratteristiche di sostenibilità ambientale di tale fonte energetica e di poter individuare chiaramente le condizioni per cui il suo utilizzo risulta ambientalmente competitivo rispetto ad altre fonti (convenzionali e non) di produzione dell'energia. La metodologia proposta consente di eseguire stime preliminari indicative, tenendo conto delle caratteristiche del cippato e dell'impianto in cui è utilizzato, delle modalità di produzione e della distanza di vendita/distribuzione e, a seguito di una prima applicazione, sembra fornire risultati in linea con quelli della letteratura precedente.

1. Introduzione

Il settore delle bioenergie può essere considerato uno tra i più rilevanti ai fini della pianificazione energetica per il raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità a livello globale, vista l'ampia disponibilità di risorse (biomasse residuali, agricole e forestali, colture di secondo raccolto e di copertura), l'opportunità di una loro valorizzazione energetica e la capacità di mitigazione degli effetti del cambiamento climatico associata all'assorbimento della CO₂ garantito dalle filiere delle biomasse (MIPAAFT, 2019)

Il consumo di energia primaria da biocombustibili solidi nell'UE a 27, nonostante le particolari condizioni generali degli ultimi anni (pandemia da COVID-19 e nuovi record di temperatura), ha fatto registrare nel 2020 un leggero incremento (+0,3%) rispetto al 2019, attestandosi a 94,4 Mtep. In tale contesto, l'Italia rappresenta uno dei principali utilizzatori, con un consumo interno lordo in termini di energia primaria pari a 8.353 Mtep (a fronte di una produzione di 7.124 Mtep), una produzione lorda di energia elettrica pari a 4.470 TWh e un consumo di calore di 6.969 Mtep (EUROSERV'ER, 2021).

Nel nostro Paese, inoltre, è recente il recepimento della Direttiva europea "Energie Rinnovabili" (nota come RED II) (D.LGS. 199/2021), che tratta ovviamente anche i temi connessi all'utilizzo dei biocombustibili e definisce gli aspetti rilevanti (quadro giuridico di riferimento, strumenti, meccanismi, incentivi, ...) ai fini di un ulteriore incremento nella produzione da fonti rinnovabili per il raggiungimento degli obiettivi al 2030, conformemente al Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima (PNIEC) (MISE, 2019).

¹ Dipartimento di Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, ENEA – Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile, Roma, Italia
Email: flavio.scrucca@enea.it

In tale contesto, e visti anche i recenti trend e accadimenti che hanno portato notevoli incrementi (e incertezza) nel prezzo delle fonti energetiche convenzionali, è ragionevolmente immaginabile un apprezzabile incremento dell'utilizzo dei biocombustibili nel breve-medio termine, in particolare ai fini della produzione di energia termica in impianti di medie-piccole dimensioni distribuiti sul territorio.

Come chiaramente indicato anche all'interno del PNIEC, ai fini di un corretto sfruttamento di tale fonte energetica, oltre a promuovere l'uso di impianti efficienti e a ridotte emissioni, risulta strategico favorire la valorizzazione dei residui agricoli in ottica di economia circolare (anche per evitarne la combustione in campo oggi diffusa) e, nel rispetto delle regole europee, promuovere le biomasse locali con una procedura di tracciabilità di filiera corta rispondente a criteri di sostenibilità.

Il presente lavoro è pertanto finalizzato a valutare, in ottica LCA, le caratteristiche di sostenibilità ambientale associate all'utilizzo di cippato forestale per la produzione di energia termica, partendo dai risultati ottenuti per una specifica filiera di produzione italiana nell'ambito del progetto ARCADIA, sviluppato e coordinato da ENEA al fine di realizzare la banca dati italiana LCA e favorire l'approccio di ciclo di vita negli appalti e acquisti pubblici (ENEA, 2022a).

Il lavoro propone una metodologia semplificata per la stima preliminare degli impatti in funzione delle caratteristiche del cippato e dell'impianto in cui è utilizzato, nonché delle modalità di produzione e della distanza di vendita/distribuzione, al fine di poter individuare chiaramente le condizioni per cui l'utilizzo di cippato forestale risulta ambientalmente competitivo rispetto ad altre fonti (convenzionali e non) di produzione dell'energia. Tale evidenza, infatti, è particolarmente strategica in ottica di ottimizzazione della filiera legno-energia, e può esserlo ancor di più nel caso di particolari condizioni che possono portare ad un incremento del surplus produttivo di cippato (come è successo, ad esempio, con la recente tempesta Vaia e la conseguente elevata disponibilità di legname in alcune aree produttive del nostro Paese).

2. Studio LCA di una filiera italiana del cippato forestale

Il Progetto ARCADIA (ENEA, 2022a), finanziato dall'Agenzia di Coesione Territoriale nell'ambito del PON-Governance e Capacità Istituzionale 2014-2020, ha fra i suoi obiettivi la creazione di una banca dati italiana LCA (ENEA, 2022b) che contenga dataset documentati e con una base di riferimento nazionale. Tale strumento, oltre che per attività di ricerca e sviluppo, assume una rilevanza strategica anche ai fini di alcune sfide di sostenibilità poste dal Green Deal e dal Piano di Azione per l'economia circolare europei. La banca dati potrà infatti essere utilizzata sia dalle imprese, al fine di migliorare i loro prodotti in un'ottica di ciclo di vita e applicare strumenti di eco-innovazione di prodotto (ad es. EPD), che dalle Pubbliche Amministrazioni, le quali potranno disporre di dataset nazionali per studi che supportino le politiche per la gestione e lo sviluppo del territorio e altre azioni strategiche.

Con il supporto della "Cabina di Regia" istituita dal progetto Mettiamoci in RIGA, coordinato dal Ministero della Transizione Ecologica (MITE, 2022), sono stati individuati quattro settori prioritari e oltre 15 filiere per cui è in corso lo sviluppo dei dataset, considerando diversi criteri, quali ad esempio la produttività nazionale e l'impatto ambientale dei settori produttivi, gli ambiti di acquisto di interesse per la PA, le integrazioni con i Criteri Ambientali Minimi (CAM) e lo schema Made Green in Italy:

1. Energia: mix elettrico nazionale, energia elettrica da biogas, biomasse solide e bioliquidi (bioenergie);

2. Legno-Arredo: cippato forestale, pannello di compensato di pioppo, pannello truciolare grezzo, mobili scolastici, macchine per la lavorazione del legno, piallacci in legno;
3. Edilizia - Costruzioni: cemento e calcestruzzo, pietre ornamentali, travi e tavole in legno massello, parquet, infissi e serramenti in legno e PVC con vetro;
4. Agroalimentare: latte vaccino crudo lombardo e pomodoro trasformato.

Ai fini del presente lavoro, si è fatto riferimento alle evidenze dello studio di filiera del progetto ARCADIA relativo alla produzione di 1 tonnellata di cippato forestale rappresentativo delle classi A1 e A2 individuate dalla UNI ISO 17225-4 (UNI, 2014) (Figura 1). Per ragioni di sintesi, per tutti i dettagli metodologici relativi all'analisi LCA si rimanda allo studio stesso, disponibile sul sito di progetto nella sezione relativa al settore legno arredo (ENEA, 2022a).

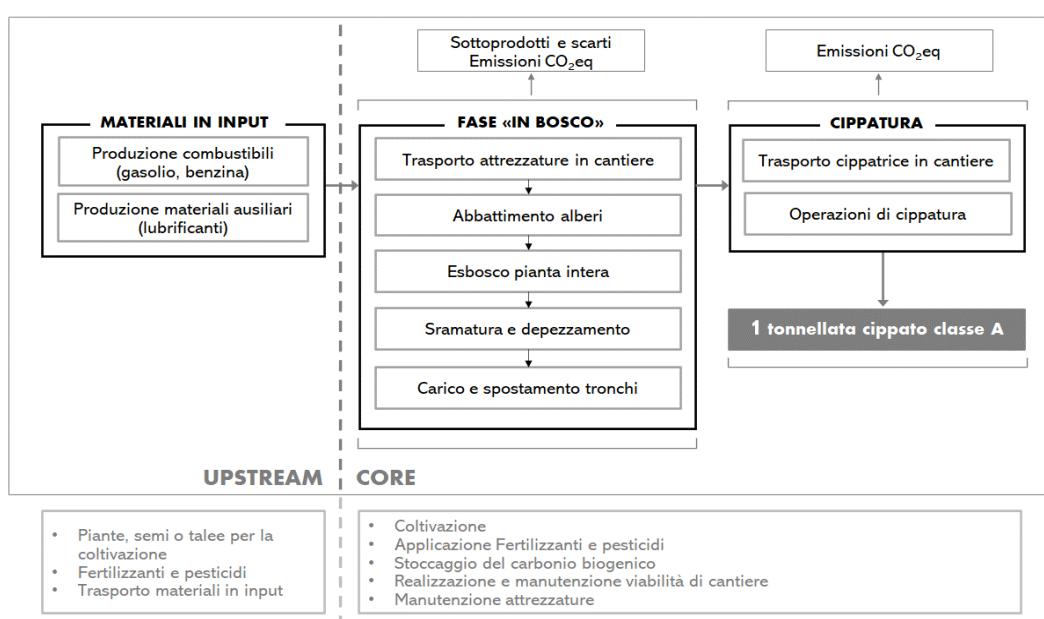


Figura 1: Confini del Sistema – Studio di filiera cippato classe A

Lo studio, nel dettaglio, riguarda la filiera del cippato forestale prodotto in Friuli Venezia Giulia e, pertanto, può essere considerato rappresentativo, sia in termini geografici che tecnologici, di una filiera produttiva in ambiente montano – situazione caratteristica del Nord-Est del nostro Paese, dove si trovano le più importanti fustaie produttive di legname, ovvero di altre Regioni italiane in cui la produzione di biomassa legnosa avviene prevalentemente in aree montane (o assimilabili).

3. Metodologia proposta per la stima dell'impatto con approccio LCA

3.1. Approccio di calcolo

La metodologia proposta per stimare in via preliminare gli impatti associati all'utilizzo del cippato forestale a fini energetici in ottica LCA, considerando **1 MJ di energia termica utile prodotta come unità funzionale**, prevede la valutazione delle emissioni di ciclo di vita in kgCO₂eq come somma di tre componenti:

$$GHG_{tot} = \alpha \cdot \frac{GHG_{prod}}{PCI \cdot \eta} + \frac{GHG_{trasp}}{PCI \cdot \eta} \cdot d_{trasp} + GHG_{imp}$$

essendo:

- GHG_{tot} le emissioni di ciclo di vita totali espresse in [kgCO₂eq/MJ];
- GHG_{prod} l'emissione specifica per la fase di produzione del cippato espressa in [kgCO₂eq/t];
- GHG_{trasp} l'emissione specifica per la fase di trasporto del cippato presso l'impianto di produzione dell'energia, espressa in [kgCO₂eq/t*km];
- GHG_{imp} l'emissione specifica associata all'impianto di produzione dell'energia, espressa in [kgCO₂eq/MJ];
- α un coefficiente che tiene conto dell'esclusione/inclusione della fase di coltivazione e dell'eventuale presenza di fertilizzazione al suo interno;
- PCI il potere calorifico inferiore del cippato forestale, espresso in [MJ/t];
- η il rendimento di generazione dell'impianto di produzione dell'energia [%];
- d_{trasp} la distanza percorsa per il trasporto del cippato presso l'impianto di produzione dell'energia, espressa in [km].

La fase di produzione del cippato è stata approssimata tramite le evidenze dello studio di filiera svolto nell'ambito del progetto ARCADIA, nonché effettuando delle simulazioni semplificate con dati stimati in base a precedenti studi di letteratura, specifiche linee guida e disciplinari di produzione (AA.VV., 2006; Giuntoli et al., 2016; Corona et al. 2018; Regione Emilia Romagna, 2019), che hanno consentito di calcolare i valori del coefficiente α per la fase di coltivazione con e senza fertilizzazione (Barberio et al., 2022).

Le emissioni specifiche associate alla fase di trasporto e all'impianto di produzione dell'energia sono invece state approssimate utilizzando dati di background del database Ecoinvent (Wernet et al., 2016), considerando in particolare un mezzo da 7.5-16 ton EURO4 e una caldaia a cippato da 50 kW.

A seguito di tali elaborazioni, è stato possibile riscrivere la formula come¹:

$$GHG_{tot} \left[\frac{kgCO_2eq}{MJ} \right] = \alpha \cdot \frac{19,8}{PCI \cdot \eta} + \frac{0,211}{PCI \cdot \eta} \cdot d_{trasp} + 0,0047$$

con:

- $\alpha = 1$ nel caso di coltivazione esclusa;
- $\alpha = 1,3$ nel caso di coltivazione senza fertilizzazione;
- $\alpha = 2,2$ nel caso di coltivazione con fertilizzazione.

La formula proposta è evidentemente in grado di fornire stime delle emissioni di ciclo di vita che rispecchiano la sensibile variabilità che si può avere nelle caratteristiche del cippato (sensibili variazioni di PCI) e dell'impianto (sensibili variazioni di η), nonché l'effetto delle condizioni di produzione e delle distanze di trasporto in gioco.

¹ Nel valore delle emissioni di ciclo di vita della fase di produzione inserito nella formula non è incluso il contributo di infrastrutture ed attrezzature

La formula, inoltre, può essere utilizzata anche ai fini della stima della massima distanza di vendita/distribuzione per cui l'utilizzo di cippato forestale per la produzione di energia termica risulta ambientalmente competitivo rispetto ad altre fonti energetiche (convenzionali e non). Infatti, definite le caratteristiche del cippato e le sue condizioni di produzione, posto che sia noto il valore di GHG_{tot} associato ad un'altra specifica fonte energetica, da essa è facilmente ricavabile il valore di $d_{trasp,MAX}$ per cui si eguagliano gli impatti di ciclo di vita.

3.2. Risultati per un ipotetico caso studio di filiera locale

Di seguito si riportano i risultati dell'applicazione della metodologia di calcolo proposta ad un ipotetico caso studio caratterizzato da: dati medi indicativi delle caratteristiche del cippato forestale, dati medi indicativi delle caratteristiche dell'impianto in cui è utilizzato e da una distanza di vendita/distribuzione rappresentativa di una filiera locale, ovvero:

- PCI = 15.500 MJ/t;
- $\eta = 92\%$, rendimento di generazione di una caldaia a cippato da 50 kW (DR, 2022);
- $d_{trasp} = 50$ km;

Dall'applicazione si ottengono i valori delle emissioni totali di ciclo di vita riportati in Tabella 1, che risultano essere in linea con il range 5 – 9 gCO₂eq/MJ indicato in (D.LGS. 199/2021) per “trucioli di legno” di varia natura con una distanza di trasporto fino a 500 km e con i risultati presentati in altri lavori della letteratura tecnico-scientifica (ad es. Unnasch and Buchan, 2021), che indicano valori nel range 3 – 7 gCO₂eq/MJ.

Tabella 1: Risultati per una ipotetica filiera locale del cippato forestale

Confini fase di produzione	gCO ₂ eq/MJ
Coltivazione esclusa	6,83
Coltivazione senza fertilizzazione	7,24
Coltivazione con fertilizzazione	8,49

Nell'applicazione al caso studio si è voluto anche esplorare un utilizzo della formula ai fini della stima della distanza massima di trasporto oltre la quale il cippato non è più ambientalmente conveniente ai fini della produzione di energia termica rispetto ad altre fonti alternative similari, quale ad esempio il pellet, per cui è stato stimato un valore medio indicativo di GHG_{tot} pari a 15 gCO₂eq/MJ sulla base di (Chiesa et al., 2016; D.LGS. 199/2021; Manuilova and Johnston, 2011; Martín-Gamboa et al., 2020; Ruiz et al., 2018; Unnasch and Buchan, 2021). Tramite l'applicazione della formula si ottengono valori di $d_{trasp,MAX}$ variabili tra circa 490 e 600 km nelle diverse possibili condizioni per la fase di produzione, oltre le quali, appunto, tale fonte non risulta più ambientalmente vantaggiosa.

4. Discussione

I risultati forniti dalla metodologia di calcolo sono da ritenersi a tutti gli effetti stime preliminari indicative delle emissioni di ciclo di vita associate all'utilizzo di cippato per la produzione di energia termica. Lo studio LCA alla base di quanto proposto è, infatti, caratterizzato da una serie di limitazioni.

Innanzitutto, la fase di produzione del cippato forestale è stata approssimata sulla base di una filiera specifica italiana (caratteristica di un ambiente montano o simile) e le diverse condizioni di coltivazione sulla base di simulazioni semplificate, per cui il valore di GHG_{prod} è da ritenersi indicativo di tali condizioni ed è possibile attendersi una sua sensibile variabilità al variare delle caratteristiche della filiera e del livello di dettaglio nella modellazione della coltivazione.

In secondo luogo, la fase di trasporto del cippato e l'impianto di produzione dell'energia sono stati approssimati con specifici dataset di Ecoinvent, per cui i valori di GHG_{trasp} e GHG_{imp} sono da ritenersi rappresentativi di tali processi e suscettibili di sensibili variazioni nel caso di scelta di processi diversi da quelli utilizzati.

Infine, non è stata svolta una vera e propria fase di "test" della metodologia tramite un confronto approfondito ed esteso con i risultati di altri studi di letteratura o casi applicativi specifici, per confermare la validità delle stime ottenute e/o eventualmente affinare i coefficienti proposti ai fini del calcolo.

5. Conclusioni

La produzione di energia da biomasse può essere considerata una tra le più strategiche ai fini del raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità a livello globale, a maggior ragione in un contesto come quello recente, caratterizzato da notevole incertezza e incrementi nel prezzo delle fonti energetiche convenzionali. Nel breve-medio termine, anche in accordo agli indirizzi della pianificazione nazionale, è dunque ragionevole ipotizzare un apprezzabile incremento dell'utilizzo dei biocombustibili, in particolare ai fini della produzione di energia in impianti di medie-piccole dimensioni distribuiti sul territorio.

Nel presente lavoro è stata quindi proposta una metodologia semplificata per la stima degli impatti di ciclo di vita associati all'utilizzo di cippato forestale per la produzione di energia termica, al fine di eseguire valutazioni di sostenibilità in ottica LCA e determinare in via preliminare le condizioni per cui il cippato stesso risulta ambientalmente competitivo rispetto ad altre fonti (convenzionali e non) di produzione dell'energia.

La metodologia consente di calcolare le emissioni di ciclo di vita in funzione delle condizioni di produzione del cippato, delle sue caratteristiche e di quelle dell'impianto in cui è utilizzato, nonché della distanza di vendita/distribuzione e, a seguito di una prima applicazione, sembra fornire risultati in linea con quelli contenuti in altri studi/documenti di riferimento. Inoltre è stato valutato un range di distanza massimo che renda questo utilizzo ambientalmente vantaggioso rispetto ad altre fonti alternative similari, ottenendo risultati che suggeriscono una buona "competitività" ambientale del cippato rispetto al pellet. La metodologia in linea generale indica che, fissate le condizioni di produzione, maggiori sono la qualità del cippato forestale e l'efficienza dell'impianto in cui lo stesso viene utilizzato per la produzione di energia termica, migliori sono le prestazioni in termini di emissioni di ciclo di vita, rafforzando l'idea di base per cui l'utilizzo di tale fonte risulta particolarmente strategico ai fini di una produzione sostenibile dell'energia nell'ambito di una filiera legno-energia "corta".

6. Bibliografia

- AA.VV., 2006. Pioppicoltura: produzioni di qualità nel rispetto dell'ambiente, <https://lombardia.confagricoltura.it/file_upload/lombardia/files/libretto_pioppicoltura.pdf>
- Barberio, G, Cutaia, L, Rinaldi, C, Scrucca, F, 2022. Impatti di ciclo di vita delle biomasse: un caso studio sulla produzione di cippato forestale, XXII Congresso Nazionale CIRIAF, Perugia, Italia, 7-8 Apr. – in fase di pubblicazione.
- Chiesa, M, Monteleone, B, Venuta ML, Maffeis, G, Greco, S, Cherubini, A, Schmidl, C, Finco, A, Gerosa, G, Ballarin Denti, A, 2016. Integrated study through LCA, ELCC analysis and air quality modelling related to the adoption of high efficiency small scale pellet boilers. Biomass and Bioenergy 90, 262–272.
- Corona, P, Bergante, S, Castro, G, Chiarabaglio, PM, Coaloa, D, Facciotto G, Gennaro, M, Giorcelli, A, Rosso, L, Vietto, L, Nervo, G, 2018. Linee di indirizzo per una pioppicoltura sostenibile. Rete Rurale Nazionale, Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria, Roma, ISBN: 978-88-99595-96-8.
- D.LGS. 199/2021. Attuazione della direttiva (UE) 2018/2001 del Parlamento europeo e del Consiglio, dell'11 dicembre 2018, sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, <<https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2021/11/30/21G00214/sg>>
- DR, 2022. DR Energie Rinnovabili, Riscaldamento con caldaie a biomassa, visionato 8 Mar 2022, <<http://drenergierinnovabili.it/>>
- ENEA, 2022a. Progetto ARCADIA, visionato 8 Mar 2022, <<https://www.arcadia.enea.it/>>
- ENEA, 2022b. Banca dati italiana LCA, visionato 8 Mar 2022, <<https://bancadatiitalianalca.enea.it/Node/>>
- EUROSERV'ER, 2021. Solid Biofuels Barometer, <<https://www.euroserv-er.org/solid-biofuels-barometer-2021/>>
- Giuntoli, J, Agostini, A, Edwards, R, Marelli, L, 2017. Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions. Calculated according to the methodology set in COM(2016) 767, EUR 27215 EN, <<https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/Solid%20and%20gaseous%20bioenergy%20pathways.pdf> (consultato in data 01/03/2022)>
- Manuilova, A, and Johnston, M, 2011. Greenhouse Gas Emissions Assessment - The Substitution of Fossil Fuels with Woody Biomass in the Northwest Territories, Saskatchewan Research Council Publication No. 13069-1C11, Prepared for Government of the Northwest Territories.
- Martín-Gamboa, M, Marques, P, Freire, F, Arroja, L, Ana Dias, AC, 2020. Life cycle assessment of biomass pellets: A review of methodological choices and results. Renewable and Sustainable Energy Reviews 133, 110278.
- MIPAAFT, 2019. Posizione del ministero delle politiche agricole alimentari, forestali e del turismo e sul Piano Clima - Energia e sulla RED II, <<https://www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/14187>>
- MISE, 2019. Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima <<https://www.mise.gov.it/index.php/it/notizie-stampa/2040668-pniec2030>>
- MITE, 2022. Progetto METTIAMOCI IN RIGA, visionato 10 Mar 2022 <<https://mettiamociinriga.mite.gov.it/progetto/mettiamoci-in-riga> >

- Quinteiro, P, Greco, F, da Cruz Tarelho, LA, Righi, S, Arroja, L, Ana Dias, AC, 2020. A comparative life cycle assessment of centralised and decentralised wood pellets production for residential heating. *Science of the Total Environment* 730, 139162.
- Regione Emilia Romagna, 2019, <<https://agricoltura.regione.emilia-romagna.it/produzioni-agroalimentari/temi/bio-agro-climambiente/agricoltura-integrata/disciplinari-produzione-integrata-vegetale/Collezione-dpi/2019/disciplinari-2019>>
- Ruiz, D, San Miguel, G, Corona, B, López, FR, 2018. LCA of a multifunctional bioenergy chain based on pellet production. *Fuel* 215, 601–611.
- UNI, 2014. UNI EN ISO 17225-4:2014 Biocombustibili solidi - Specifiche e classificazione del combustibile - Parte 4: Definizione delle classi di cippato di legno.
- Unnasch, S, and Buchan, L, 2021. Life Cycle Analysis of Renewable Fuel Standard Implementation for Thermal Pathways for Wood Pellets and Chips, Life Cycle Associates Report LCA.6161. 209.2021, Prepared for Technology Transition Corporation.
- Wernet, B, Bauer, G, Steubing, C, Reinhard, B, Moreno-Ruiz, J, Weidema, E, 2016. “The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology,” *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230.

A positive working environment

Clara Valente¹, Fredrik Moltu Johnsen^{1,2}

Abstract: Working environment is a social concern in the society, often due to its negative connotation of low quality environment. If this statement is turned upside down, one may also ask which are the potential social factors for achieving a positive connotation, i.e., “the highest quality working environments”? This paper presents an overview of peer-reviewed journals and scientific reports published over the last twenty years that concern the direct relation between S-LCA and working environment.

1. Introduction

This is a preliminary study initiated in the project RoBUTCHER (ID: 871631) aiming to discover the potential social factors for achieving the highest quality working environment in an organization. The main purpose of this paper is to examine how Social Life Cycle Assessment (S-LCA) methodology deals with assessing the quality of the working environment, by identifying potential social subcategories and indicators with the aim to improve working environment. The idea is that an organization should be able to develop products and provide services with less negative impact on society, without burdening the working environment. A definition of what can be a positive working environment is presented in the conclusion of this paper.

2. Material and method

A literature search was conducted, using the search engine *Google Scholar*. Search strings included all combinations of “*s-lca*” and “*work environment*”, as well as combinations with their synonyms “*social lca*” “*working environment*” “*work conditions*” “*working conditions*”, as well as “*work environment indicators*”/“*working environment indicators*”, with the main focus on recovering articles that provide social categories and indicators that are feasible to apply to an S-LCA case study aiming to assess working environment.

2.1. Research samples

The research sample consists of scientific articles published in peer-reviewed journals and scientific reports published over the last twenty years that concern the direct relation between S-LCA and working environment.

¹ NORSUS Norwegian Institute for Sustainability Research

² Western Norwegian Research Institute

Email: clara@norsus.no

3. Results

Table 1 shows a synthesis of scientific literature review presenting the social factors defining the sphere of working environment. The table presents the social categories and the social indicators based on the criteria of direct relevance to the topic of working environment.

Table 1 Synthesis of scientific literature review conducted

Authors	Social factors in working environment
Hunkeler (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Total employment
Paragahawewa et al. (2009)	<p>Employment practices</p> <ul style="list-style-type: none"> • Workplace security • Employee contracts • Equity • Labour source • Strikes & lockouts <p>Employment stability</p> <ul style="list-style-type: none"> • Employment opportunities • Remuneration <p>Capacity development</p> <ul style="list-style-type: none"> • R & D • Career development • Training <p>Health & Safety</p> <ul style="list-style-type: none"> • Practices & policy • Incidents • Toxicity potential & transport • Occupational diseases <p>Influence on company practice</p>
Martinez-Blanco et al. (2014)	As in UNEP/SETAC (2009), except Social Benefit/Social Security

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Authors	Social factors in working environment
Neugebauer et al. (2014)	<p>General indicators</p> <ul style="list-style-type: none"> • Existence of labor laws per organization, sector and country • Potential of country/organization not passing labour laws • Violations of obligations to workers under labor or social security laws and employment regulations • Freedom to join unions and to perform collective bargaining • Existence of transparent wage system • Highest/lowest wage paid per organization, sector and country • Minimum and non-poverty wages per organization, sector and country • Duration and way of continued pay in case of sickness • Existence of contracts for work and labor • Existence of regulations of working hours and overtime arrangements • Compliance of legal recovery times • Cases of discrimination and actions taken per organization, sector and country • Ratio of basic salary of men to women by employee category • Accidents per organization, sector and country • Injuries, occupational diseases and lost days per organization, sector and country • Social benefits provided to the workers (e.g. health insurance, pension fund, child care, education, etc.) • Existence and cases of child labor per organization, sector and country • Existence and cases of forced labor per organization, sector and country

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Authors	Social factors in working environment
Ciroth and Eisfeldt (2016)	<ul style="list-style-type: none"> • Child labour <ul style="list-style-type: none"> ◇ Children in employment, ◇ male ◇ Children in employment, ◇ female ◇ Children in employment, total • Forced labour <ul style="list-style-type: none"> ◇ Goods produced by forced labour ◇ Frequency of forced labour ◇ Tier placement referring to trafficking in persons • Fair salary <ul style="list-style-type: none"> ◇ Living wage, per month ◇ Minimum wage, per month ◇ Sector average wage, per month • Working time <ul style="list-style-type: none"> ◇ Hours of work per employee, per day ◇ Hours of work per employee, per week ◇ Standard weekly hours ◇ Standard daily hours • Discrimination <ul style="list-style-type: none"> ◇ Occurrence of discrimination ◇ Women in the labour force ◇ Men in the labour force ◇ Gender wage gap • Health and Safety <ul style="list-style-type: none"> ◇ Accident rate at workplace ◇ Fatal accidents at workplace ◇ Occupational risks ◇ DALYs due to indoor and outdoor air and water pollution ◇ Presence of sufficient safety measures ◇ Workers affected by natural disasters • Social benefits, legal issues <ul style="list-style-type: none"> ◇ Social security expenditures ◇ Evidence of violations of laws and employment regulations • Workers' rights <ul style="list-style-type: none"> ◇ Freedom of association rights ◇ Trade union density as a % of paid employment total ◇ Right of Association ◇ Right of Collective bargaining ◇ Right to Strike
Neugebauer et al. (2017)	<ul style="list-style-type: none"> • Fair wage potentials
Petit et al. (2018)	<ul style="list-style-type: none"> • Consumer information • Worker welfare
Sureau et al.(2018)	<ul style="list-style-type: none"> • Company's practices toward workers • Effect/impact on workers • Context of workers

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Authors	Social factors in working environment
Goedkoop et al.(2018)	<ul style="list-style-type: none"> • Health and safety • Remuneration • Child labour • Forced labour • Discrimination • Freedom of association and collective bargaining • Work-life balance
Sureau et al.(2019)	<p>Employment conditions:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Social benefits/social security • Stability of work contracts • Fair wage <p>Working conditions:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Working time • Safety of work conditions • Work hardness <p>Worker wellbeing:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Participation to decision making • Work satisfaction
Karlewski et al. (2019)	<p>As in UNEP/SETAC (2009), but also including:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Education and Training • Job Security • Subjective job Satisfaction
Zheng et al. (2019)	<p>Working hours</p> <ul style="list-style-type: none"> • Per month average working hours • Management of overtime hours <p>Health and safety</p> <ul style="list-style-type: none"> • Preventive and emergency measures of daily work injuries • Management efforts of occupational diseases <p>Professional growth</p> <ul style="list-style-type: none"> • Training courses

In general, social aspects concerning the organizational behaviour, the worker rights, in addition to the professional growth in form of training and education, are some of the main themes mentioned in the scientific literature.

A simplified text analysis of the table above was carried out in the open source tool of mentimeter (www.mentimeter.com) for representing the word cloud linked to the subject of working environment. Figure 1 illustrates the results by citing the following words: stability, employment, practise, development, conditions and wellbeing.



Figure 1 Text analysis with [mentimeter.com](https://www.mentimeter.com)

4. Conclusions

The conclusion of this paper is that when a company aims to improve the working environment, evaluating only the social improvement in the social subcategories health and safety, social security and benefits, fair wage and stability of working contracts is not enough. Social aspects such as personal capacity development and the involvement of employees in company practice in addition to worker wellbeing or worker welfare should also be considered. Core social subcategories such as No Child labour, No Forced labour, No Discrimination and presence of Freedom of association and collective bargaining are a must and considered as basic requirements. In conclusion, we suggest that a positive working environment might be defined as a “*workplace that promotes employee safety, professional growth and personal goal achievement. It is a place where the employee should feel safe and comfortable, encouraged in participating in the company’s decision making and where it can prove a sense of balance between work and private life*”. In this way it is possible to aim for the highest quality working environment. Further research can include the topic of smart working since it has the potential to influence the working environment positively.

5. References

- Ciroth, A. and F. Eisfeldt (2016). PSILCA – A Product Social Impact Life Cycle Assessment database. Database version 1.0. Documentation.
- Goedkoop, M., J. Indrane and I. M. de Beer (2018). Product Social Impact Assessment Methodology Report 2018. Amersfort.
- Hunkeler, D. (2006). “Societal LCA Methodology and Case Study (12 pp).” *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6): 371-382.
- Karlewski, H., A. Lehmann, K. Ruhland and M. Finkbeiner (2019). “A Practical Approach for Social Life Cycle Assessment in the Automotive Industry.” *Resources* 8(3).
- Martínez-Blanco, J., A. Lehmann, P. Muñoz, A. Antón, M. Traverso, J. Rieradevall and M. Finkbeiner (2014). “Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment.” *Journal of Cleaner Production* 69: 34-48.

- Neugebauer, S., Y. Emara, C. Hellerström and M. Finkbeiner (2017). "Calculation of Fair wage potentials along products' life cycle – Introduction of a new midpoint impact category for social life cycle assessment." *Journal of Cleaner Production* 143: 1221-1232.
- Neugebauer, S., D. Fischer, V. Bach and M. Finkbeiner (2014). Social indicators for meat production – addressing workers, local communities, consumers and animals, *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, San Francisco, California, USA, 8-10 October, 2014.
- Paragahawewa, U., P. Blackett and B. Small (2009). *Social Life Cycle Analysis (S-LCA): Some Methodological Issues and Potential Application to Cheese Production in New Zealand*. New Zealand, AgResearch.
- Petit, G., C. Sablayrolles and G. Yannou-Le Bris (2018). "Combining eco-social and environmental indicators to assess the sustainability performance of a food value chain: A case study." *Journal of Cleaner Production* 191: 135-143.
- Sureau, S., F. Lohest, J. Van Mol, T. Bauler and W. M. J. Achten (2019). "Participation in S-LCA: A Methodological Proposal Applied to Belgian Alternative Food Chains (Part 1)." *Resources* 8(4).
- Sureau, S., B. Mazijn, S. R. Garrido and W. M. J. Achten (2018). "Social life-cycle assessment frameworks: a review of criteria and indicators proposed to assess social and socioeconomic impacts." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23(4): 904-920.
- UNEP/SETAC (2009). *Guidelines for social life cycle assessment of products*, UNEP/SETAC/ Life Cycle Initiative.
- Zheng, X., S. M. Easa, Z. Yang, T. Ji and Z. Jiang (2019). "Life-cycle sustainability assessment of pavement maintenance alternatives: Methodology and case study." *Journal of Cleaner Production* 213: 659-672.

Managing the environmental impact of a conflict mineral and artisanal mine in Colombia

Vanessa Ruffini^{1,2}, Paolo Neri^{1,2}, Franco Hernan Gomez³, Grazia Maria Cappucci^{1,2}, Mentore Vaccari³, Anna Maria Ferrari^{1,2}

Abstract: It is of great importance to work to improve small-scale artisanal gold mine production processes, as they are responsible for major impacts on the environment and human health. As this is a global problem, especially in countries with limited economic resources and policies, this research offers a useful benchmark that accurately quantifies the environmental impacts through Life Cycle Assessment methodology of the artisanal gold production from the “Mina Nueva”, a small-scale artisanal mine managed by the local population and situated in the Cimitarra River Valley Peasant Reserve Zone in the department of Antioquia in Colombia. The obtained results were compared with an alternative and theoretical scenario where some changes were made to the process aimed at reducing emissions into air, water and soil and those that are inhaled by the workers.

1. Introduction

The gold production in Colombia plays a dominant role in the economy and the department of Antioquia represents the mining centre of the country (Rochlin, 2018). However, approximately 72% of mining activity is Artisanal and Small-Scale Gold Mining (ASGM) that refers to informal mining, often synonymous with illegality and lack of control (Kamundala, 2020), based on rudimentary low-tech and labor-intensive methods (Sauerwein, 2020). Moreover, this type of gold mining is responsible for extensive environmental damage, such as water contamination and the loss of biodiversity (Palacios et al., 2020) and health damage among which neurological damage (Esdaile and Chalker, 2018), principally related to the heavy and uncontrolled use of mercury (Cordy et al., 2011). The Colombian government has been attempting for years to address the use and release of mercury into the environment; for example, Law No. 1658 of 2013 encourages agreements, cooperative conventions, programmes and international cooperation projects to encourage the reduction and elimination of mercury use, through formalisation to small-scale gold miners and promotion of the research sector. It also bans the use of mercury for mining activities in the country from 2018 (LEY 1658, 2013). With the same orientation, the Colombian

¹ Department of Sciences and Methods for Engineering, University of Modena and Reggio Emilia, 42122 Reggio Emilia, Italy.

² InterMech - MO.RE. – Interdepartmental Center for Applied Research and Services in the Advanced Mechanics and Motor Engineering Sector, Reggio Emilia, 42122 Reggio Emilia, Italy.

³ CeTAmb Research Center on Appropriate Technologies for Environmental Management in Resource-Limited Countries, Department of Civil, Environmental, Architectural Engineering and Mathematics, University of Brescia, Via Branze 43, 25123 Brescia, Italy
Email: vanessa.ruffini@unimore.it

law Resolución 631 of 2015 imposes a limit of 2 µgHg/l in wastewater produced for gold mining (RESOLUCIÓN 631, 2015).

An abundant literature is available regarding the consequences on both human and environmental health due to the mine processes, but, as far as the authors are aware of, so far little has been written about the initial phase of gold mining, which is the creation of the mine. Therefore, the aim of this work was the assessment of the environmental impact, through the Life Cycle Assessment (LCA) methodology, of the entire gold extraction process, starting from the creation of the mine. The obtained results were compared with a theoretical scenario, where some strategies have been made to the process studied to reduce environmental damage.

2. Materials and Methods

2.1. Brief social and environmental context of Mina Nueva mine

The case studied is Mina Nueva, an ASGM managed by the local population and situated in the Cimitarra River Valley Peasant Reserve Zone (ZRC-VRC), near the city of Segovia in the Antioquia department in Colombia. A territory characterized by a great richness in biodiversity (Arbeláez et al. 2021), water and natural resources (Ruiz Reyes, 2015) but, at the same time, it is rural context where a vulnerable and low-income population lives (Vargas Perdomo, 2017). Mina Nueva has been opened between 2012 and 2013 and that led to the development of a settlement of about 200-300 people, mostly miners with their families and the gold extraction is the country's primary source of livelihood, followed by commerce, livestock farming, timber production and finally agriculture. With regard to the workers, male workers are assigned the activities ranging from the extraction of the rock to the cyanidation, while female workers are assigned the separation of the gold-bearing rock from the inert rock. There is no child labour, however the children of the workers are present in the mining site due to the lack or distance from schools.

3. Life Cycle Assessment

3.1. Goal and scope

The aim of this study was to evaluate the environmental impact due to the extraction of Dorè and Ingot from the “Mina Nueva” mine, according to UNI EN ISO 14040–14044 regulations (UNI EN ISO, 2006) to recognize the hotspot of the system. Furthermore, the identification of improvement strategies to production processes aimed at reducing environmental damage was carried out. To demonstrate the presence of an environmental advantage by applying these improvements, a comparative analysis was achieved between the two scenarios.

3.2. Function of the system, studied system and the functional unit

The function of the system is the extraction of Dorè and Ingot, which constitute the final product. The Dorè is composed of 80% raw gold and 20% silver and is produced by the amalgamation process, while the Ingot is composed of 45.90% silver, 33.47% gold and 20.63% as well as other metals, such as zinc, platinum, copper, lead and is produced by the cyanidation process.

The system studied is Mina Nueva mine described in the section 2.1 and represents the current situation.

The functional unit is 12.58 g of Dorè and 26.78 g of Ingot deriving from 128.6 kg of mineral rock. In particular, 128.6 kg of mineral rock represents the average daily input material into the two bar mills called “Cocos”, used for the amalgamation process.

3.3. System boundaries

The system boundaries include the Creation of the mine process, the Amalgamation process and the Cyanidation process. The flowchart in Figure 1 shows the system boundaries of the entire case studied. The dashed blocks represent the inputs of the system (materials and energies) and the outputs (waste, emissions and recovered materials).

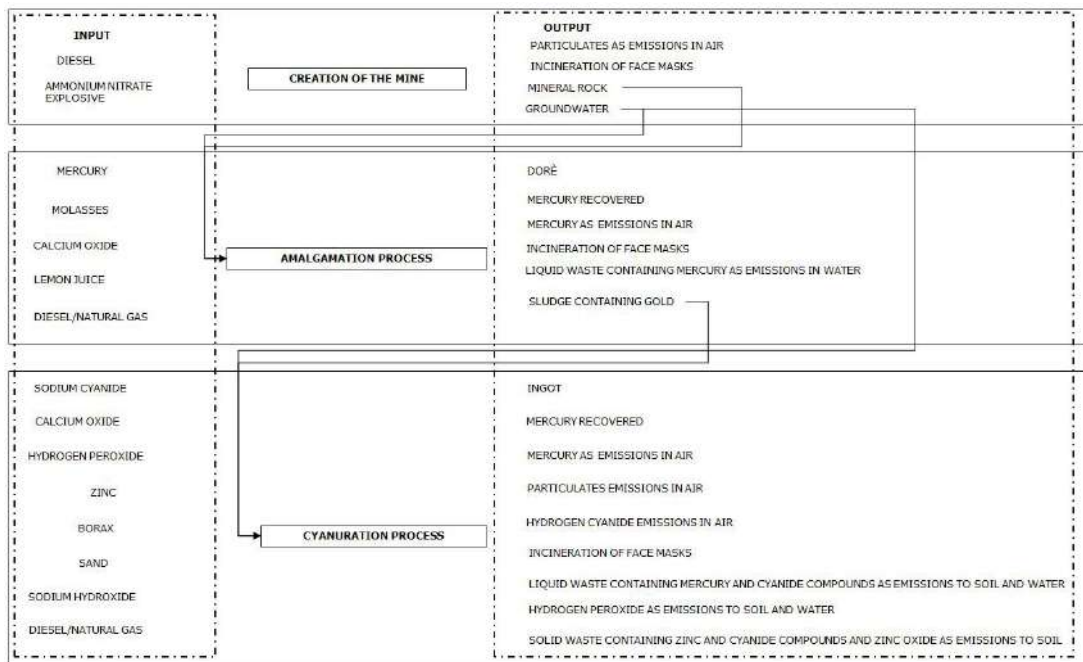


Figure 1: Flowchart of the extraction of Dorè and Ingot from the Mina Nueva mine

3.4. Data Quality and Life Cycle Inventory

When available, primary data were provided by the project partners and collected in situ during the experimental activity between October 2015 and December 2017. The study envisaged an international collaboration agreement between ACVC (Asociación Campesina del Valle del Rio Cimitarra, Peasant Association of the Cimitarra River Valley), CeTAmb LAB (Research Laboratory on Appropriate Technologies for Environmental Management in Countries with Limited Resources) of the University of Brescia and the Department of Environmental Engineering of the University Institute de la Paz (UNIPAZ, University Institute of Peace) of Barrancabermeja (Department of Santander, Colombia). When not present, data were estimated, or literature data were used.

The database used was Ecoinvent database v.3.8 (Ecoinvent Center, 2021) in SimaPro v. 9.3 (Pré Sustainability SimaPro, 2022). The inventory is modelled with attributional approach, with

the use of substitution to manage the presence of avoided products. The calculation method was IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003) modified in accordance with (Pini et al., 2014). A preliminary method was used (Ferrari et al., 2019) for evaluating the indoor emissions inhaled by workers in closed or semi-closed places, the local emissions that affect the area adjacent to the processing areas and where the workers' homes are located and their consequences on human health.

Table 1 shows the most significant data referring to the functional unit equal to 3.94E-2 kg of the Dorè and Ingot deriving from 128.6 kg of mineral rock.

Table 1: Inventory data of the extraction of 3.94E-2 kg of the Dorè and Ingot deriving from 128.6 kg of mineral rock from the "Mina Nueva" mine

Input	Value	Unit	Output	Value	Unit
Inputs from nature			Co-products		
Water, well	-2.10E4	l	Mercury	1.15E-1	kg
Gangue (Gold-bearing rock)	1.27E2	kg	Avoided products		
Inert rock	7.29E2	kg	Mercury	2.06E-2	kg
Gold	1.91E-2	kg	Emission to air		
Silver	1.48E-2	kg	Particulates < 2.5 mm	5.12	kg
Zinc	1.38E-3	kg	Particulates <2.5 mm, indoor	1.11E-3	kg
Platinum	1.38E-3	kg	Particulates <2.5 mm, local	5.12	kg
Copper	1.38E-3	kg	Particulates > 2.5 mm, and < 10 mm	9.40	kg
Lead	1.38E-3	kg	Particulates >2.5 mm and <10 mm, indoor	2.03E-3	kg
Materials			Particulates >2.5mm and <10 mm, local	9.40	kg
Ammonium nitrate explosive	4.3E-1	kg	Particulates > 10 mm	2.56	kg
Mercury	1.61E-1	kg	Particulates >10 mm, indoor	5.55E-4	kg
Calcium oxide	3.51	kg	Particulates >10 mm, local	2.56	kg
Molasses	6.94E-1	kg	Mercury	2.02E-5	kg
Lemon	1.49E1	kg	Mercury, indoor	1.29E-6	kg
Cotton woven	1.05E1	kg	Mercury, local	2.02E-5	kg
Hydrogen peroxide	3.00	kg	Hydrogen cyanide	4.76E-3	kg
Sodium cyanide	8.88E-1	kg	Hydrogen cyanide, indoor	4.27E-6	kg
Zinc	6.77E-3	kg	Hydrogen cyanide, local	4.76E-3	kg
Borax	2.30E-2	kg	Emissions to water		
Sodium hydroxide	1.39E-2	kg	Mercury	1.11E-2	kg
Sand	1.85E-2	kg	Cyanide compounds	5.61E-1	kg

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Input	Value	Unit	Output	Value	Unit
Natural gas	1.19E-2	m ³	Mercury compounds	1.31E-2	kg
Energy			Hydrogen peroxide	1.31	kg
Electricity from diesel generator	7.31E2	MJ	Liquid waste	1.17E3	kg
Transports			Emissions to soil		
Road	3.37E1	t·km	Mercury	1.11E-2	kg
			Liquid waste	7.55E2	kg
			Cyanide compounds	5.69E-1	kg
			Mercury compounds	1.31E-2	kg
			Hydrogen peroxide	1.31	kg
			Zinc compounds	8.50E-3	kg
			Zinc	1.55E-3	kg
			Solid vitreous waste	4.72E-1	kg
			Waste to treatment		
			Dust trapped in the masks	7.1E-2	kg

The process began with the deforestation of the area chosen for the creation of the mine and underground tunnel has been created. For the modeling, both the transformations of the soil, from the natural condition to working areas and housing areas for the community, and the occupations of the soil were considered, knowing that the average life of the mine is equal to 30 years. The water input has a negative sign as it represents the water that has been extracted from the aquifer present in the ground where the tunnels were created. This water was pumped to the surface but was not used for the functional unit, but was stored in situ waiting to be used later for subsequent processing. The on-site amalgamation process follows the typical procedure illustrated by the literature (Cordy et al., 2011) (Veiga et al., 2014). In particular, the mineral rock (128.6 kg) was treated in two processing cycles by two bar mills and by a third cycle where only one bar mill was used. 161 g of mercury were added to the amalgamation process from which it was possible to obtain 12.58 g of Dorè. In the inventory table, the mercury vapours that can be recovered through the condensation system during the thermal separation of mercury from Dorè have been reported as the avoided product. They have been represented as an avoided product as they can be reused in the future for other amalgamation cycles. During the amalgamation process water and sludge from waste were sent to sedimentation tanks. From these tanks, it was assumed that the 80% of the solid material and 2% of the liquid fraction were recovered and sent to the cyanidation process with the sludge remaining after the third cycle. What remains in the tanks were disposed of in the surrounding environment and the aqueous fraction was represented with the substance “Liquid waste” created ad hoc by the working group. The cyanination process in situ mostly reflects the typical procedure illustrated in the literature (Veiga et al., 2009) (Veiga et al., 2014) (Cordy et al., 2011). For cyanination, the ratio of 6.58 g of NaCN/kg of sludge was followed which it was pos-

sible to obtain 26.78 g of Ingot and a solid fusion waste that was represented with the substance created ad hoc “Solid vitreous waste”.

4. Results and discussion

The total damage is 11.64 Pt, 97.53% due to the Creation of the mine process, for 2.22% from the Cyanidation process and for 2.5E-1% from the Amalgamation process. The end-point analysis (Figure 2) shows that the total damage is affected by 88.38% of **Human health, local** in particular for the substance *Particulates > 2.5 µm and < 10 µm, local* (52.49%) released during the excavation and the ventilation of the tunnel. **Human health** follows with 10.31% mainly due to the substance *Particulates < 2.5 µm* (43.31%) emitted during the excavation of the mine as well. The other categories are below 1%.

Regarding the Creation of the mine process, the damage category **Human health, local** dominates with 90.73%, in particular for the substance *Particulates > 2.5 µm and < 10 µm, local* (52.49%). The second significant contribution is **Human Health** with 9.25%, in particular for the substance *Particulates < 2.5 µm* (48.53%). Both are due to the opening and the ventilation of the tunnel. The other categories of damage are below 5%.

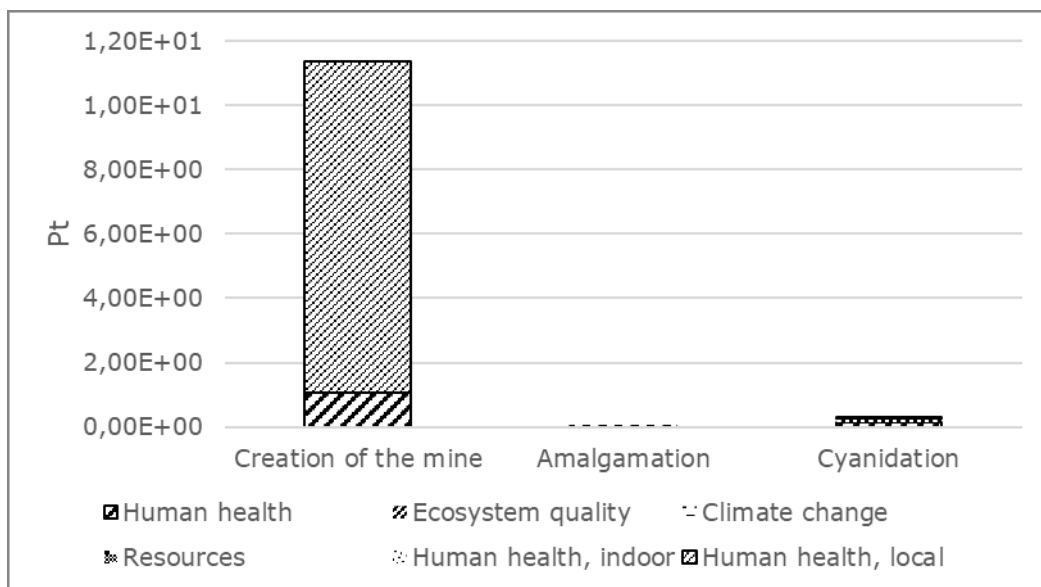


Figure 2: Diagram of damage assessment by damage category of the extraction of 3.94E-2 kg of Doré and Ingot

4.1. Sensitivity analysis

The case just described, representing the current situation in Mina Nueva, was compared with a hypothetical scenario where the process studied was improved with changes to production processes aimed at reducing emissions into air, water and soil for example adopting suction and filtration systems, plants for the chemical and physical treatment of wastewater and the introduction of the use of the face masks for all processing phases in the Cyanidation process.

From the comparison, it emerges that with the introduction of the improvements to the particulate extraction and treatment system, the damage is reduced to 0.15 Pt (-98.71%). The analysis

of the damage categories shows that this reduction is due in particular to **Human Health, local** which undergoes a reduction of - 99.97% due to the addition of suction systems, especially in the Creation of the mine process. **Human health** follows with a decrease of - 96.58%, always dependent on the installation of suction and filtration systems, that relate the opening and the ventilation of the tunnel. **Ecosystem quality** is reduced by - 47.27% due to the non-release into the soil of mercury contained in the waste sludge in the Amalgamation and Cyanidation process. In fact these sludge are treated rather than being released directly to the ground.

5. Conclusions

The present research aimed to carry out an environmental sustainability analysis of the current production process of artisanal gold mining in a small-scale artisanal mine in Colombia. In the authors' opinion, this study may appear as a novelty as the creation of the mine phase was also analysed, that interestingly resulted to be the most impactful phase. In particular, the analysis shows that the process studied is characterized by a total damage of 11.64 Pt, due to for 97.53% from the Creation of the mine process, for 2.22% from the Cyanidation process and for 2.5E-1% from the Amalgamation process.

Specifically regarding the Creation of the mine process, the total damage is mainly caused by the damage category **Human health, local** (90.56%), due to the emission in air of particulate due to the creation and ventilation of the tunnel.

As part of the study, a comparative analysis was also carried out the real process studied with an hypothetical scenario that was provided changes to the production processes, aimed at reducing the environmental damage. Thanks to the introduction of these improvements, the damage is reduced by -98.71%. The damage category that dominates the decrease is **Human health, local** (-99.97%) due to the implementation of suction systems, especially in the Creation of the mine process.

This work also includes a number of significant limitations, mainly due to the difficult finding or the lack of primary data, this has led authors to set up assumptions, use literature data and use database processes. Another limitation is that the comparative analysis was carried out with a theoretical scenario, consequently a further future deepening can be represented by the evaluation and the schematization of plants customized to the case studied, also on the basis of targeted social and economic analyses of the mine site.

Acknowledgments

The inventory data for the LCA were obtained thanks to the research carried out within the framework of the academic collaboration agreement among CeTAmb LAB of the University of Brescia (Italy), University Institute of Peace (Colombia) and Peasant Association of the Cimitarra River Valley, ACVC (Colombia).

6. References

Arbeláez, E., Villamizar, D., Trujillo, N., 2021. New voucher specimens and tissue samples from an avifaunal survey of the Middle Magdalena Valley of Bolívar, Colombia, bridge geographical and temporal gaps. *The Wilson Journal of Ornithology*. 132(3), 773-779.

- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O., Mesa, L.A., Velásquez-López, P.C., Roeser, M., 2011. Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of The Total Environment*. 410–411, 154-160.
- Ecoinvent Center, Ecoinvent Database version 3.8 (2021). Life Cycle Inventories, viewed 3 Feb 2022, <http://www.ecoinvent.ch>.
- Esdaile, L. J. and Chalker, J. M., 2018. The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. *Chemistry a European journal*. 24, 6905 –6916.
- Ferrari, A.M., Volpi, L., Pini, M., Siligardi, C., García-Muiña, F.E., Settembre-Blundo, D., 2019. Building a Sustainability Benchmarking Framework of Ceramic Tiles Based on Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA). *Resources*. 8, 11.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8.
- Kamundala G., 2020. Formalization of artisanal and small-scale mining in eastern Democratic Republic of the Congo: An opportunity for women in the new tin, tantalum, tungsten and gold (3TG) supply chain?. *The Extractive Industries and Society*. 7, 420-427.
- LEY 1658, 2013. Por medio de la cual se establecen disposiciones para la comercialización y el uso de mercurio en las diferentes actividades industriales del país, se fijan requisitos e incentivos para su reducción y eliminación y se dictan otras disposiciones.
- Palacios, Y., Rosa, J., Olivero-Verbel, J., 2020. Trace elements in sediments and fish from Atrato River: an ecosystem with legal rights impacted by gold mining at the Colombian Pacific. *Environmental Pollution*. 256, 113290.
- Pini, M., Ferrari, A.M., Gamberini, R., Neri, P., Rimini, B., 2014. Life cycle assessment of a large, thin ceramic tile with advantageous technological properties. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1567–1580.
- Pré Sustainability SimaPro, viewed 3 Feb 2022, <https://www.pre-sustainability.com/simapro>.
- RESOLUCIÓN 631, 2015. Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones.
- Rochlin, J., 2018. Informal gold miners, security and development in Colombia: Charting the way forward, *The Extractive Industries and Society*. 5, 330-339.
- Ruiz Reyes, M., 2015. In Search of Ordenamiento Ambiental Territorial in the Peasant Reserve Zones of Colombia. *Dissertations - ALL*. 292. Syracuse University Libraries. <https://surface.syr.edu/etd/292>
- Sauerwein, T., 2020. Gold mining and development in Côte d'Ivoire: Trajectories, opportunities and oversights, *Land Use Policy*. 91, 104323.
- UNI EN ISO, 2006. ISO 14040:2006 - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- Vargas Perdomo, S. C., 2017. Peasant reserve zones as a frame for the guarantee of collective rights of peasant collectivities in Colombia: the case of Cimitarra River Valley. *Global Campus Europe: EMA*.

Veiga, M. M., Nunes, D., Klein, B., Shandro, J.A., Velasquez, P. C., Sousa, R. N., 2009. Mill leaching: a viable substitute for mercury amalgamation in the artisanal gold mining sector?. *Journal of Cleaner Production*. 17, 1373-1381.

Veiga, M.M., Angeloci-Santos, G., Meech, J. A., 2014. Review of barriers to reduce mercury use in artisanal gold mining. *The Extractive Industries and Society*. 1, 351-361.

The life cycle thinking of emerging cold chains of the food system transformation: A review

Junzhang Wu¹, Yifeng Zou², Mirco Piron¹, Antonio Scipioni¹, Alessandro Manzardo^{1,*}

Abstract: Food cold chain services are increasing rapidly in developing countries due to economic growth, the shift of diets, and urbanization. The embodied environmental impacts of expanding the food cold chain sector and related mitigation potentials, however, remain largely unexplored. Here we addressed such a gap for developing countries, that are expanding refrigeration infrastructures, the rapidly changing food supply chain, and the increasing demand for food cold chain services. This review examines the cold chain as a transformative technology, identifying key intrinsic, indirect, and external factors that will positively, negatively, or uncertain impact the environmental profile of the food system. The review identifies key interactions and feedbacks between the cold chain, food production and consumption decisions, infrastructure development, and the global environment which are largely unexamined and in need of empirical data.

1. Introduction

An urgent and challenging issue of the food-energy-water nexus is the sustainability impacts of expanding cold chains into developing countries (Heard and Miller, 2016). The food cold chain (FCC) integrates all elements, starting with the pre-cooled shortly after harvest or slaughter, through processing, pre-cooled, cold storage, distribution, refrigerated transportation, retail, household refrigeration until consumption. The demand for food refrigeration is increasing driven by economic growth, population growth, and urbanization in the developing world (e.g., China and India) (Babagolzadeh et al., 2020; Cai et al., 2018). Although the food cold chain (FCC) coverage is still relatively low in developing countries, it is experiencing rapid expansion in recent years (Zhao et al., 2018). For example, it is estimated to be \$ 60,1 billion USD in the Chinese cold chain market scale with an average increment of 16,9% between 2015 – 2020 (Cold chain logistics Committee of CFLP, 2021). Meanwhile, the Indian cold chain market is valued at \$ 18,7 billion USD in 2020 and is expected to grow 14.6% during 2021-2026 due to the increased demand in emerging markets (<https://www.imarigroup.com/Indian-cold-chain-market>).

The cold chain can prevent food loss or waste (FWL) and extend its shelf life (UN environment program, 2019), yet it also consumes a notable quantity of energy (Heard and Miller, 2019). It was estimated that global refrigeration contributed to 1% of GHG emissions in total, and 15% of world electricity consumption. Besides, it was reported that food refrigeration accounted for 3% - 5% of the total GHG emissions in the UK alone (Garnett, 2007). It was also reported that in

¹ CESQA (Quality and Environmental Research Centre), Department of Industrial Engineering, University of Padova, Via Marzolo 9, 35131, Padova, Italy

² Research Centre for Cold Chain and Standardization, School of Management, Guangzhou University, 510006, Guangzhou, China

China, the FCC sector would account for 1%-3% of total GHG emissions under the assumption of the complete cold chain condition. This figure is unavoidably much larger with time progresses and economic development, yet no recent estimate is available in the literature (James and James, 2010).

The cold chain plays a critical role in the food system and interacts with several technical, environmental, and social factors. The availability and access of the cold chain or refrigeration technology shift the way of food production, transport, storage, purchasing, and consumption in a social landscape that would otherwise be self-produced agriculture in the developing world. The environmental impacts with the expansion of the cold chain in developing countries will stem from the technology's intrinsic properties as well as the accompanying energy, policy, economy, and climate change. These changes introduced by the cold chain bring environmental impacts on the food system in a way that may positively (e.g., extend shelf life of products and ensure food quality), negatively (e.g., increase energy consumption due to food refrigeration), and uncertain (e.g., food waste). However, it is unclear whether the expanding cold chain will increase or reduce the aggregate environmental impact of the modern food system due to the complexity and uncertainty of these changes.

Our goal is to develop a comprehensive examination of different aspects of the cold chain to support changes in the food system transition toward sustainability presents significant low-carbon implications in the developing world. While this study reviews the cold chain mainly through the interlink of its relationship to the food system transition, it also plays an important role in delivering other products, such as pharmaceuticals and vaccines.

The structure of this paper is organized as follows. Section 2 briefly introduces the life cycle assessment (LCA) framework and how to support the changes in the food system interacting with the cold chain. Then, the review of existing studies to identify key factors related to the expanding cold chain into the food system is presented in section 3. Furthermore, Section 4 discusses the critical issues and future suggestions to support the food system transition toward sustainability through a life cycle perspective. Finally, Section 5 presents significant low-carbon implications for the food system transition toward sustainability in the developing world.

2. Life cycle assessment (LCA) framework

To better understand and implement an LCA, practitioners should follow four steps according to ISO 14040 (2020) and ISO 14044 (2020): (1) goal and scope definition, (2) life cycle inventory (LCI) analysis, (3) life cycle impact assessment (LCIA), and (4) interpretation of the results. Hence, it is useful for producers, consumers, and policy-makers to understand the benefits of conducting an LCA, thus making it possible to be a decision support tool.

2.1. The goal of the study

The goal of this study is to examine the environmental impact of expanding cold chains on the food system encompassing policy, economy, energy, and climate change.

2.2. The functional unit

The common selections of the function unit may comprise the mass of a specific product (kg), nutrient (g), energy (kcal), or household food expenditures (e.g., ¥, €, \$). In addition, the func-

tional unit could choose the representative meal consumed by a household, especially examining the potential environmental impact for shifts in diet, changes in production, consumption, and other behavior performances. A detailed discussion of food functional units is provided by Roy et al. (2009).

2.3. The system boundary

We developed a framework (Fig. 1) for analyzing transformative technologies within the LCA protocol, addressing the critical role that incorporates some factors (such as changes in refrigeration technology, energy efficiency, food production, and demand) associated with the expanding cold chain into the transformative food system.

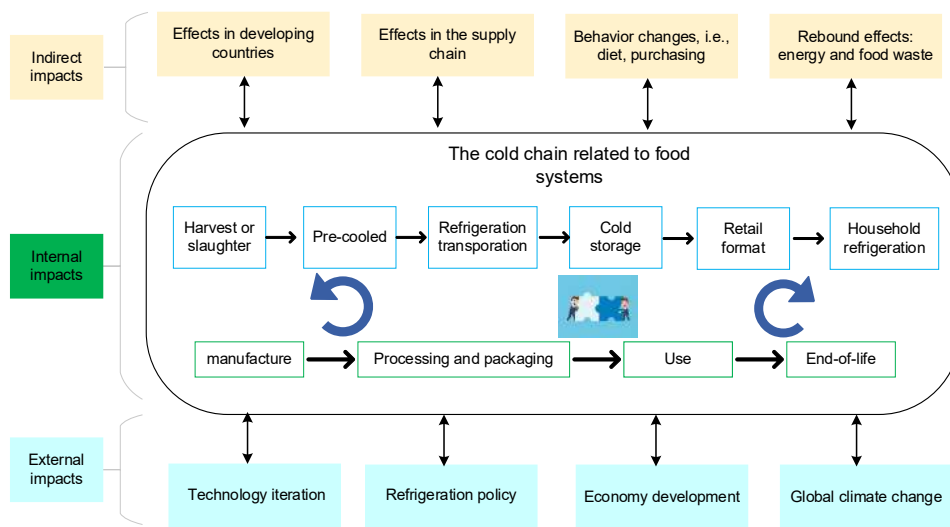


Figure 1. The system boundary for the cold chain related to food systems.

2.4. Data quality

All data used in this paper was conducted by collecting and sorting them with a systematic approach as we outlined in Table 1.

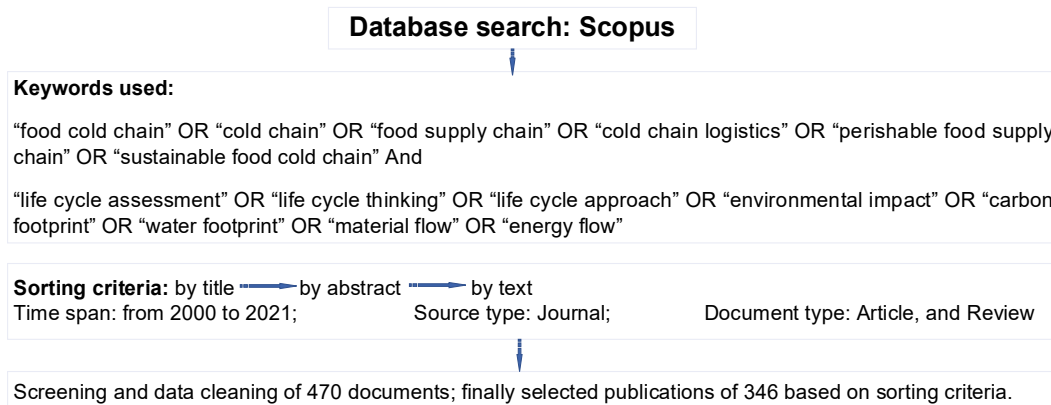


Figure 2. Data collection process and screen of publications.

3. Results analysis

3.1. Internal impacts

Internal impacts are intrinsic factors to the refrigeration technologies themselves related to the food system, including the availability of cold chain infrastructure, spatial and temporal changes, energy efficiency, device functionality, and resource criticality (Miller and Keoleian, 2015). The availability of cold chain infrastructure can influence the spatial and temporal of the food system, empowering a shift from localized to regional and even global supply chains (Dong et al., 2021). The element changes of the FCC in the form of cold storage warehouses, refrigerated vehicles, retail format, and household refrigerators are more energy-intensive than those non-refrigerated devices, carrying potential increases in energy and environmental burdens for food systems (Heard and Miller, 2019). The functionality of these cold chain infrastructures obviously facilitates food quality and reduces safety concerns, as well as potential changes in the amount of food waste since the shelf life of fresh food increases (Garnett, 2007). According to whether the cold chain increases or decreases food loss or waste, there is a potentially significant increase or decrease in energy consumption and water stress for the food system (Heard and Miller, 2016). Indeed, there is little factual data to examine changes in energy, GHG emissions, water stress, and other factors when the FCC expand in developing countries. Therefore, analyses of the internal components of the FCC will largely focus on the performance optimization of integrated the cold chain with food systems, leading to FWL reductions or improving the food value chain. However, these internal factors of the food system connected with external and indirect impacts of the system present a full picture to informing both environmental and social implications to the policymakers. In addition, Table 1 lists some potential opportunities to improve the efficiency of the cold chain of the global food system based on UN environment program (2019).

Table 1. The weaknesses for the stages of a cold-chain system.

Stages	Key improvements
Precooling	Precooling treatment is the first and critical step for removing field heat from fruit, and vegetables after harvesting. Yet it is not emphasized or applied by stakeholders along the food supply chain in most developing countries.
Transport	Food is transported in many forms and by many means from farm to fork. Economically, the distribution of refrigerated trucks is highly uneven due to unbalanced economic development and differences in regional climate; and technologically, most equipment is dependent on diesel engines (such as 89% in China).
Cold storage	An increasing effort is needed to balance the relationship between product refrigeration and the electric power consumption of cold storage.
Retail	Many rural and poor areas of the developing country have relied on a shorter food supply chain, such as selling them locally and without refrigeration.
Domestic fridge	Energy-efficient design options, advanced manufacturing practices, deepening consumer understanding, optimizing green supply chains, etc.

3.2. Indirect impacts

The framework for analyzing cold chain technologies characterizes four indirect factors that may cause the environmental impacts of the emerging system: technology iteration, supply chain effects, behavior changes, and rebound effects. As the cold chain technology often iterates slowly (Heard and Miller, 2016), localized infrastructure associated with energy use and its potential alternatives is expected to reduce energy-related environmental impacts and is being evaluated. With the cold chain providing better preservation to buffer the demand for certain fresh food, regardless of the season and cross-regional, the supply chain structure is changing to the global food system. Meanwhile, the innovation of E-commerce delivery shortens the link of food supply to customers (Heard et al., 2019), making it possible to reduce emissions and environmental impacts. Moreover, the cold chain may bring a series of behavior changes, including dietary shifts (e.g., the shift from plant-based to animal), shopping behavior, demand for semi-processed products. Additionally, the occurrence of increased or excess purchase of food may lead to greater food waste, which can be classified as a type of rebound effect. These complicated systemic interactions further highlight the need for studies and analysis of the larger effects of the cold chain expansion on the economy, society, and environment.

3.3. External impacts

The introduction of the cold chain into the modern food system is also affected by factors, including policy, economic development, climate change, and other technology. Policies that issue financial aid make it possible for farmers to access finance for purchasing equipment and supporting post-harvest product storage. Meanwhile, several policies for green energy labels, high-efficiency technologies, and low-carbon electricity supply are needed to develop a zero-emissions cold chain. Increased wealth may be a “driving force” that makes it broadly access to the cold chain infrastructure. It also shifts the consumer’s preference for food types. Interestingly, while contributing climate chain, the use of the cold chain is also affected by climate change. For example, Increased ambient temperatures require larger energy to maintain a set temperature, corresponding with increased GHG emissions (James and James, 2010).

4. Discussion

4.1. What are the weaknesses along the food cold chain?

A robust and sustainable cold chain seamlessly maintains the temperature of sensitive foods while reducing its energy-related GHG emissions burdens. The current literature surrounding the sustainable impacts of refrigeration activities in the food system focuses on the indirect impacts of energy use and direct refrigerant leakage emissions, and the direct environmental impacts of the food product itself. It lacks a critical evaluation of the accompanying systemic societal changes that potentially carry greater environmental impacts.

4.2. *What are the challenges to sustainable food systems?*

In most developing countries, limited or obsolete refrigeration equipment constrain the access of the cold chain into the modern food system, leading to larger food losses or waste. We summarize some key challenges as follows:

Table 2. *Key challenges along the food cold chain (UN environment program, 2019).*

Key areas	Challenges
1. Financial capacity of the marginal and small farmer	Farmers may be unable to access finance for purchasing equipment and supporting post-harvest product storage.
2. Organization	Lack of collaboration among stakeholders to have common actions and investments.
3. Awareness, skills, and education	Farmers may lack awareness of simple techniques to take care of produce post-harvest, and training on the usage of relatively sophisticated cold-chain equipment.
4. Lack of integrated demonstrations	Lack of large-scale cold-chain demonstrations to showcase its efficacy and impacts.
5. Lack “First Mile” infrastructure	Inadequate agricultural infrastructure or inappropriate vehicles to transport the produce from the farm-gate to the packhouse.
6. Risk of technology lock-in	Conventional cooling technologies are being deployed instead of energy-efficient or emerging clean-cooling technologies. For example, the cold chain was dependent on and locked into incumbent technologies, such as diesel generators.
7. Lack of necessary infrastructure in rural areas	Cold-chain systems require robust transport and energy infrastructure to be in place to operate reliably with seamless market connectivity.
8. Lack of drivers for change and attention to cold chain components beyond large-scale storage	The public sector’s attention in developing economies remains focused on the provision of large-scale cold storage (in an average of 100,000 m ³ capacity) rather than encouraging the building of integrated cold chains for market connectivity.
9. Non-affordability of e-mobility	Both electrical transportation fleets and onboard batteries for cold production can be relatively expensive to purchase and maintain; also, there is a lack of charging infrastructure should there be an effort to support electric transportation and associated transport refrigeration.

4.3. *What are the focuses of future research?*

A breadth of interventions is needed to increase overall system efficiency and reduce FWL, from demand to system integration to harnessing waste. Based on data collection process and screen of publications, Fig. 3 shows the overall development trend in terms of integrated food systems with sustainable cold chain and we then summarized this by seven categories as shown in Table 3.

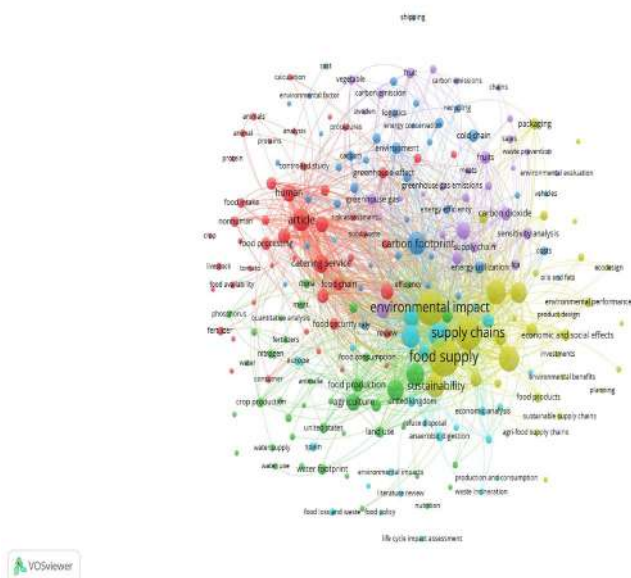


Figure 3. Network visualization of keywords based on VOSviewer.

Table 3. Potential reductions of indirect emissions (UN environment program, 2019).

Intervention areas	Future studies
Behavior change	Ensuring optimum or acceptable temperature settings
Demand mitigation	Using natural shading, good building design, natural ventilation
	Improving insulation
Efficiency improvements	Improving the efficiency of existing appliances, control system
	Using thermal storage for the time of use management
	Recovering waste heat into co-located service e.g. hot water for cleaning and washing applications in packhouses
Demand aggregation	e.g. Community cooling hubs
Natural energy resources	Using evaporative cooling, sky cooling, river or deep water
	Using low grade geothermal to drive sorption chillers
Waste energy resources	Making use of waste industrial or commercial heat and waste cold using different technologies
System intervention	Making modal shifts (road to rail or even road to drones)

5. Conclusion

The cold chain is constantly expanding and developing, particularly in the developing world. As such, viewing the role of the cold chain from this broader perspective is critical to promoting the sustainable global food system and may inform future sustainability planning. (1) We present a

full picture to understand internal factors of the food system connected with external and indirect impacts of the system. It intend to inform both environmental and social implications to the policymakers (2) Four indirect factors are characterized that may cause the environmental impacts of the emerging system: technology iteration, supply chain effects, behavior changes, and rebound effects. (3) External impacts, such as policy, economic development, climate change, and other technology, are discussed to understand the trade-offs of the introduction of the cold chain into a developing food system due to their complicated food-energy-water nexus. However, considering the limitations in available data, research addressing the cold chain's interaction with dietary shifts, energy structure impacts, and food waste requires continued study and evaluation.

6. Reference

- Babagolzadeh, M., Shrestha, A., Abbasi, B., Zhang, Y., Woodhead, A., Zhang, A., 2020. Sustainable cold supply chain management under demand uncertainty and carbon tax regulation. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 80.
- Cai, Y., Lin, Z., Wang, Y., Liu, L., 2018. Demand forecast for winter Olympic games food cold chain logistics with carbon emissions consideration, in: *ACM International Conference Proceeding Series*. pp. 177–182.
- Cold chain logistics Committee of CFLP, 2021. *China Cold Chain Logistics Development Report (2021)*. Shanghai.
- Dong, Y., Xu, M., Miller, S.A., 2021. Overview of cold chain development in China and methods of studying its environmental impacts. *Environ. Res. Commun.* 2, 122002.
- Garnett, T., 2007. Food refrigeration: What is the contribution to greenhouse gas emissions and how might emissions be reduced? *Food Clim. Res. Netw.* 88.
- Heard, B.R., Bandekar, M., Vassar, B., Miller, S.A., 2019. Comparison of life cycle environmental impacts from meal kits and grocery store meals. *Resour. Conserv. Recycl.* 147, 189–200.
- Heard, B.R., Miller, S.A., 2019. Potential Changes in Greenhouse Gas Emissions from Refrigerated Supply Chain Introduction in a Developing Food System. *Environ. Sci. Technol.* 53, 251–260.
- Heard, B.R., Miller, S.A., 2016. Critical research needed to examine the environmental impacts of expanded refrigeration on the food system. *Environ. Sci. Technol.* 50, 12060–12071.
- ISO 14040, 2020. *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*, International Organization for Standardization (ISO). Brussels.
- ISO 14044, 2020. *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*, International Organization for Standardization (ISO). Brussels.
- James, S.J., James, C., 2010. The food cold-chain and climate change. *Food Res. Int.* 43, 1944–1956.
- Miller, S.A., Keoleian, G.A., 2015. Framework for analyzing transformative technologies in life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 49, 3067–3075.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *J. Food Eng.* 90, 1–10.

UN environment program, 2019. Sustainable Cold Chain and Food Loss Reduction.

Zhao, H., Liu, S., Tian, C., Yan, G., Wang, D., 2018. An overview of current status of cold chain in China. *Int. J. Refrig.* 88, 483–495.

SESSIONE V

RIFIUTI

Life Cycle Assessment di un sistema di estrazione e trasformazione di lipidi in biodiesel

Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli¹, Pietro Alexander Renzulli¹, Rosa Di Capua¹

Abstract: Numerosi sono gli studi di Life Cycle Assessment (LCA) applicati a sistemi di produzione del biodiesel. Nel corso degli ultimi anni, la domanda di biocarburanti ha registrato tassi di crescita esponenziali e cresce sempre più l'interesse nei confronti del biodiesel prodotto da matrici di tipo organico come i lipidi presenti nei fanghi di depurazione per i relativi vantaggi di tipo economico ed ambientale. Nel presente lavoro di ricerca si riportano i risultati dello studio di LCA applicato ad un sistema di estrazione e trasformazione dei lipidi da fanghi di depurazione in sette diversi scenari che differiscono per il tipo di catalizzatore impiegato. Lo scenario di sintesi del biodiesel che utilizza alluminio cloruro esaidrato come catalizzatore presenta il miglior profilo ambientale. Negli scenari analizzati i processi più impattanti sono legati ai consumi di energia elettrica delle diverse fasi di produzione.

1. Introduzione

Negli ultimi decenni si è assistito ad aumento senza precedenti della domanda di biodiesel e degli altri combustibili derivati da biomassa rinnovabile (Kargbo, 2010). In particolare, nel corso del prossimo decennio, è legittimo attendersi un incremento superiore al 50% nella produzione e nel consumo dei biocarburanti (OECD-FAO, 2019).

Rispetto ai carburanti diesel di petrolio e al biodiesel prodotto da matrici oleose dedicate di prima generazione, il biodiesel prodotto a partire dai fanghi di depurazione rappresenta oggi la soluzione più vantaggiosa dal punto di vista economico ed ambientale (Chen et al., 2018).

Grazie alla loro abbondanza e alle elevate concentrazioni di lipidi che rendono redditizia la sua produzione, i fanghi di depurazione stanno guadagnando terreno in tutto il mondo come materia prima lipidica per la produzione di biodiesel (Kumar et al., 2016). I fanghi di depurazione derivanti dal trattamento di acque reflue urbane, infatti, contengono una quantità significativa di materia organica che è costituita prevalentemente da proteine e carboidrati. La produzione dei fanghi è abbondante in tutto il mondo, solo negli Stati Uniti, gli impianti di trattamento delle acque reflue producono ogni anno circa 6,2 milioni di tonnellate di fanghi secchi (Dufreche et al., 2007). Considerato il crescente interesse per la sintesi del biodiesel a partire da materia lipidica, numerosi sono gli studi di LCA applicati a tali sistemi. La sintesi del biodiesel a partire da materia lipidica può avvenire impiegando il processo convenzionale con acido solforico (Gebremariam & Marchetti, 2018) oppure impiegando altri differenti catalizzatori come alluminio

¹ Dipartimento Jonico in “Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture”, Taranto, Italia
Email: bruno.notarnicola@uniba.it

cloruro esaidrato (Di Bitonto, Menegatti & Pastore, 2019), quelli a base di ferro (Foo et al., 2020), catalizzatori solidi costituiti da ossidi misti di metallo (Vasić et al., 2020), allositi funzionalizzate (Massaro et al., 2020) e nanoparticelle di silici funzionalizzate (Peixoto et al., 2021).

L'obiettivo di questo lavoro è quello di illustrare i risultati dello studio di LCA di un sistema di estrazione e trasformazione di lipidi in biodiesel situato presso la sede CNR-IRSA di Bari. Tale studio nasce all'interno del Progetto PON Energie per l'Ambiente - TARANTO nell'ambito della OR6 "Studio dell'impatto ambientale e di Life Cycle Assessment (LCA) per la valutazione delle tecnologie e dei processi implementati nel progetto e Fiscalità Circolare".

2. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Le attività oggetto di studio sono quelle relative al sistema di estrazione e trasformazione dei lipidi in biodiesel situato presso la sede CNR-IRSA di Bari. L'impianto oggetto di studio è un reattore di 10 L con un volume di caricamento di 7 L in cui avviene la reazione di transesterificazione delle sostanze grasse (Figura 2-1).

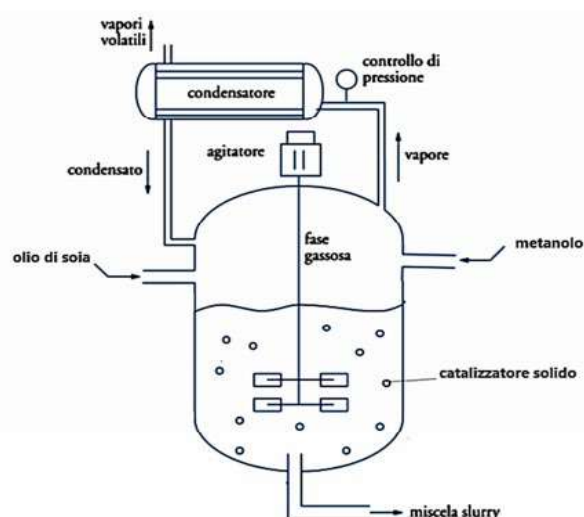


Figura 2-1: impianto di sintesi del biodiesel (Pastore, 2018)

Lo studio prende in considerazione il principio del tipo "cradle-to-gate" poiché le fasi del ciclo di vita non includono la gestione del fine vita dell'impianto. Le fasi del ciclo di vita incluse nei confini del sistema partono dall'approvvigionamento delle materie prime rappresentate dai reagenti fino al processo di sintesi del biodiesel. L'estrazione dei lipidi dai fanghi di depurazione è la prima fase del ciclo di vita dei sette scenari di trasformazione del biodiesel. Di questo processo, le fasi prese in considerazione comprendono il pompaggio del fango dal pozzetto del sedimentatore primario, la fase di prima centrifugazione a temperatura ambiente al fine di portare il tenore di sostanze solide dal 2%wt al 10%wt, il trattamento chimico del fango disidratato con acido cloridrico, la seconda centrifugazione, il recupero della frazione grassa e la fase di neutralizzazione della fase acquosa. Oltre al processo di estrazione dei lipidi dai fanghi di depurazione, lo studio considera altri due processi a monte rappresentati dalla produzione del metanolo e dei catalizzatori.

I sette scenari di trasformazione del biodiesel analizzati differiscono tra loro per la tipologia di catalizzatore impiegato nel processo:

1. Processo di sintesi del biodiesel con acido solforico;
2. Processo di sintesi del biodiesel con alluminio cloruro esaidrato;
- 3.1 Processo di sintesi del biodiesel con ossidi misti Fe/Co;
- 3.2 Processo di sintesi del biodiesel con ossidi misti mesoporosi Fe/Co;
- 4.1 Processo di sintesi del biodiesel con allositi funzionalizzate;
- 4.2 Processo di sintesi del biodiesel con Perovskite mesoporosa mes-LaFeO₃;
5. Processo di sintesi del biodiesel con silici funzionalizzate.

Nel primo scenario, le fasi prese in considerazione comprendono il processo di transesterificazione, la reazione di neutralizzazione dell'acido solforico e il processo di separazione e purificazione del biodiesel. Nel secondo scenario, le fasi prese in considerazione comprendono il processo di transesterificazione, il recupero del metanolo e la fase di distillazione e purificazione del biodiesel. Negli scenari 3.1, 3.2, 4.1, 4.2 e 5 le fasi considerate includono il processo di transesterificazione, la filtrazione del catalizzatore e il processo di separazione e purificazione del biodiesel.

Per quanto riguarda la scelta dell'unità funzionale (UF), si è analizzata la letteratura di riferimento e si è visto come studi di letteratura considerano come UF la produzione di 1 kg o di 1 tonnellata di combustibile (Dufour & Iribarren, 2012). In questo studio si considera come UF la produzione di 1 kg di biodiesel. Per quanto riguarda il problema dell'allocazione, a differenza della produzione convenzionale dove il biodiesel e il glicerolo sono i due prodotti principali che si ottengono alla fine del processo produttivo, per cui è necessario distribuire gli oneri ambientali solitamente con un approccio di allocazione di massa tradizionale (Lopez et al., 2010), nel caso della produzione di biodiesel da fanghi di depurazione non si ottiene come coprodotto il glicerolo. Lo svolgimento della funzione del sistema analizzato non porta ad una produzione di merci congiunte o alla fornitura di altri servizi. Pertanto, nello studio di LCA non è stata prevista nessuna forma di allocazione.

3. Inventario del ciclo di vita

In merito alla raccolta dei dati di inventario, i dati di foreground relativi all'impianto sono stati forniti dall'Istituto di Ricerca sulle Acque CNR-IRSA di Bari. Laddove non si è potuto disporre di dati primari, i dati di riferimento sono stati stimati oppure sono stati utilizzati dati provenienti da banche dati LCA (es. Ecoinvent) o da altre fonti bibliografiche. Il metodo di valutazione degli impatti utilizzato è l'European Footprint 3.0 method (EC-JRC, 2018). Per la valutazione degli impatti sono state considerate solo le emissioni denominate short-term.

Il sistema analizzato tiene conto di tutti i processi core che avvengono nel sito in cui è localizzato l'impianto e di alcuni processi indiretti che avvengono al di fuori del sistema analizzato, a monte e a valle dei processi core.

In particolare, i processi indiretti presi in considerazione nel presente studio sono la produzione e il dispacciamento di energia elettrica a monte, l'estrazione dei lipidi dai fanghi di depurazione a monte, la produzione delle sostanze chimiche impiegate (metanolo, acido solforico, alluminio cloruro esaidrato, ossidi misti Fe-Co, ossidi misti mesoporosi Fe-Co, allositi funzionalizzate ZnO@HNT-TAAI, perovskite mesoporosa mes-LaFeO₃ e silici funzionalizzate) e la gestione dei rifiuti a valle. Per motivi di sintesi, nel presente lavoro si riportano esclusivamente i dati di inventario del processo core di trasformazione dei lipidi in biodiesel nei sette scenari analizzati.

3.1. Trasformazione dei lipidi in biodiesel

La sintesi del biodiesel avviene nel reattore di transesterificazione dove reagiscono i lipidi, il metanolo e il catalizzatore. La reazione ha una durata di 6 ore e avviene ad una temperatura di 70 °C.

Nello scenario con acido solforico, il rapporto grassi:metanolo è 1:1. La concentrazione dell'acido solforico è del 5% rispetto ai grassi. Terminata la reazione, i prodotti sono inviati ad un reattore di neutralizzazione per eliminare l'acido solforico e trasformarlo in solfato di calcio diidrato attraverso l'impiego di ossido di calcio. Dal processo di separazione e purificazione, il biodiesel prodotto si separa dal metanolo che viene recuperato al 90% e messo in ricircolo (Tabella 3-1).

Tabella 3-1: Dati di inventario forniti dal CNR-IRSA relativi al processo di trasformazione dei lipidi in biodiesel riferito ad 1 kg di biodiesel prodotto nello scenario con acido solforico

INPUT		Quantità
Materia in ingresso	Lipidi (kg)	1
	Metanolo (kg)	1
	Acido solforico (kg)	0,05
	Ossido di calcio (kg)	0,033
Elettricità/calore	Energia elettrica reattore di transesterificazione (kWh)	3,46
	Energia elettrica reattore di neutralizzazione (kWh)	0,13
	Energia elettrica processo di separazione e purificazione del biodiesel (kWh)	0,51
OUTPUT		
Prodotto	Biodiesel (kg)	1
Prodotti recuperati	Metanolo al ricircolo (kg)	0,9
Emissioni in acqua	Acqua (kg)	0,067
Rifiuti	Solfato di calcio diidrato (kg)	0,083

Nello scenario con alluminio cloruro esaidrato, il rapporto grassi:metanolo è 1:1. La concentrazione dell'alluminio cloruro esaidrato è del 10% rispetto ai grassi. Terminata la reazione, i prodotti della reazione sono inviati ad una fase di recupero del metanolo, con una percentuale di circa il 72%. Dal processo di separazione e purificazione, il biodiesel prodotto si separa dal metanolo che viene recuperato al 18% e dall'alluminio cloruro esaidrato recuperato al 67% e messi in ricircolo. In uscita dal processo c'è una soluzione acquosa al 10% di $AlCl_3 \cdot 6H_2O$ riutilizzata come flocculante in sedimentazione primaria come coadiuvante in sostituzione del policloruro di alluminio (Tabella 3-2).

Tabella 3-2: Dati di inventario forniti dal CNR-IRSA relativi al processo di trasformazione dei lipidi in biodiesel riferito ad 1 kg di biodiesel prodotto nello scenario con alluminio cloruro esaidrato

INPUT		Quantità
Materia in ingresso	Lipidi (kg)	1
	Metanolo (kg)	1
	Alluminio cloruro esaidrato (kg)	0,1
Elettricità/calore	Energia elettrica reattore di transesterificazione (kWh)	3,46
	Energia elettrica processo di separazione e purificazione del biodiesel (kWh)	0,32
OUTPUT		
Prodotto	Biodiesel (kg)	1
Prodotti recuperati	Metanolo al ricircolo (kg)	0,9
	Alluminio cloruro esaidrato recuperato (kg)	0,075
Emissioni in acqua	Acqua (kg)	0,067

Nello scenario con catalizzatori solidi, il rapporto grassi:metanolo è 1:3. La concentrazione del catalizzatore è del 10% rispetto ai grassi. I prodotti della reazione sono poi inviati ad una fase di filtrazione per il recupero del catalizzatore solido riutilizzato circa dieci volte. Dal processo di distillazione, il biodiesel prodotto si separa dal metanolo che viene recuperato al 99% (Tabella 3-3).

Tabella 3-3: Dati di inventario forniti dal CNR-IRSA relativi al processo di trasformazione dei lipidi in biodiesel riferito ad 1 kg di biodiesel prodotto nello scenario con catalizzatori solidi

INPUT		Quantità
Materia in ingresso	Lipidi (kg)	0,95
	Metanolo (kg)	2,86
	Catalizzatore solido (kg)	0,095
Elettricità/calore	Energia elettrica reattore di transesterificazione (kWh)	6,62
	Energia elettrica distillazione (kWh)	1
OUTPUT		
Prodotto	Biodiesel (kg)	1
Prodotti recuperati	Metanolo al ricircolo (kg)	2,82
	Catalizzatore solido recuperato (kg)	0,086
Emissioni in acqua	Acqua (kg)	0,061

4. Valutazione degli impatti ambientali

Nella fase di Valutazione degli impatti o Life Cycle Impact Assessment (LCIA) si è proceduto con il calcolo degli impatti ambientali, riferiti all'intero ciclo di vita, derivanti dall'uso di risorse e di energia oltre che dalle emissioni in aria, acqua e suolo, dei sette scenari di trasformazione dei lipidi in biodiesel.

La figura 4-1 riporta i risultati della pesatura finale. Il processo con alluminio cloruro esaidrato risulta il meno impattante. Gli scenari di sintesi del biodiesel che utilizzano catalizzatori solidi risultano peggiori a causa del maggior consumo di metanolo (2,86 volte maggiore) che richiede maggiori consumi di energia elettrica (6,62 kWh rispetto ai 3,46 kWh del processo convenzionale con acido solforico e alluminio cloruro esaidrato). Lo scenario con il peggior profilo ambientale è quello che prevede l'impiego di allositi funzionalizzate ZnO@HNT-TAAI.

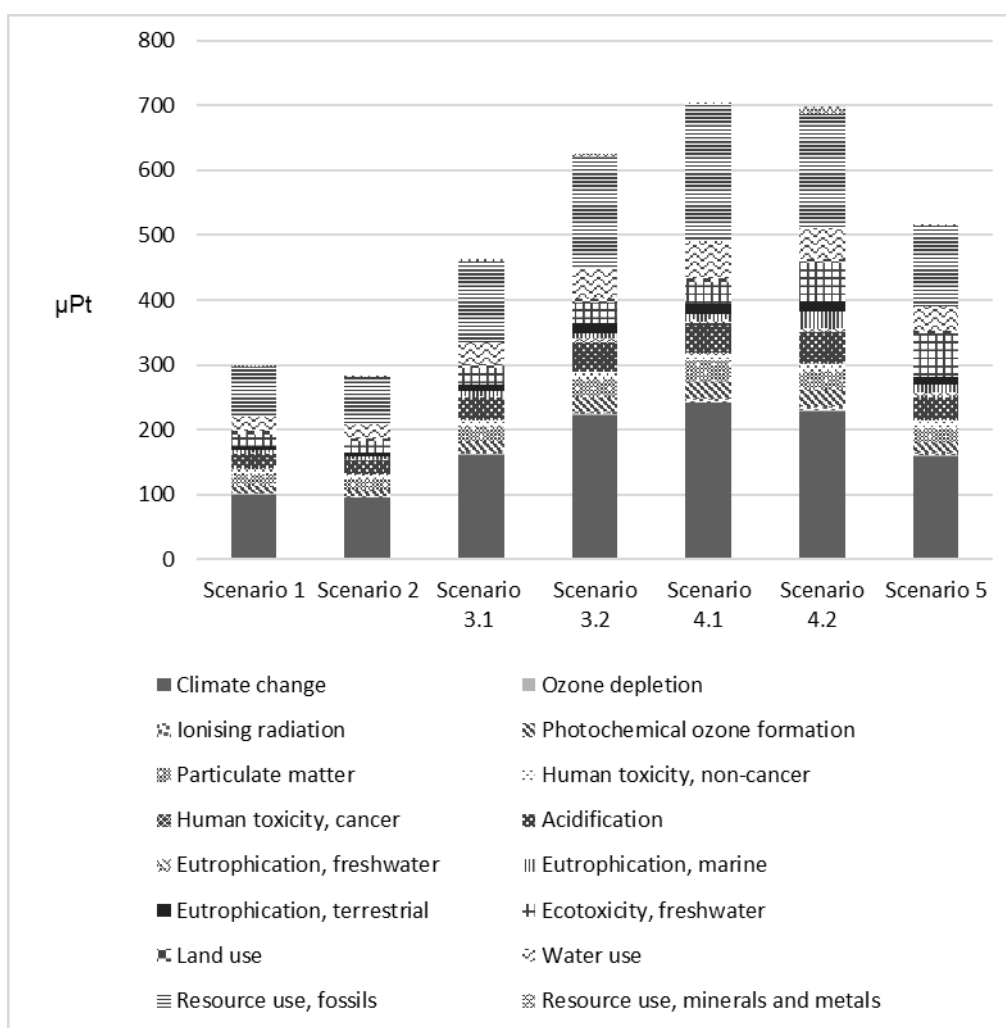


Figura 4-1: Risultati della ponderazione dei sette sistemi di trasformazione dei lipidi in biodiesel riferito all'UF con evidenza dei sistemi più impattanti

Dalla figura 4-2, si evince che le categorie d'impatto maggiormente interessate dai sistemi sono il cambiamento climatico (31%-35% nei sette scenari) e il depauperamento delle risorse fossili (24%-30% nei sette scenari). Nello scenario con acido solforico e alluminio cloruro esaidrato

i processi più impattanti sono rappresentati dall'estrazione dei lipidi dai fanghi (60% e 63%) e dalla fase di transesterificazione (30% e 32%). Negli scenari 3.1 e 5 il processo più impattante è rappresentato dalla fase di transesterificazione (37% e 34%) seguito dalla fase di estrazione dei lipidi (36% e 33%). Negli scenari 3.2, 4.1 e 4.2 il processo più impattante è rappresentato dalla produzione dei catalizzatori (40%, 47% e 47%).

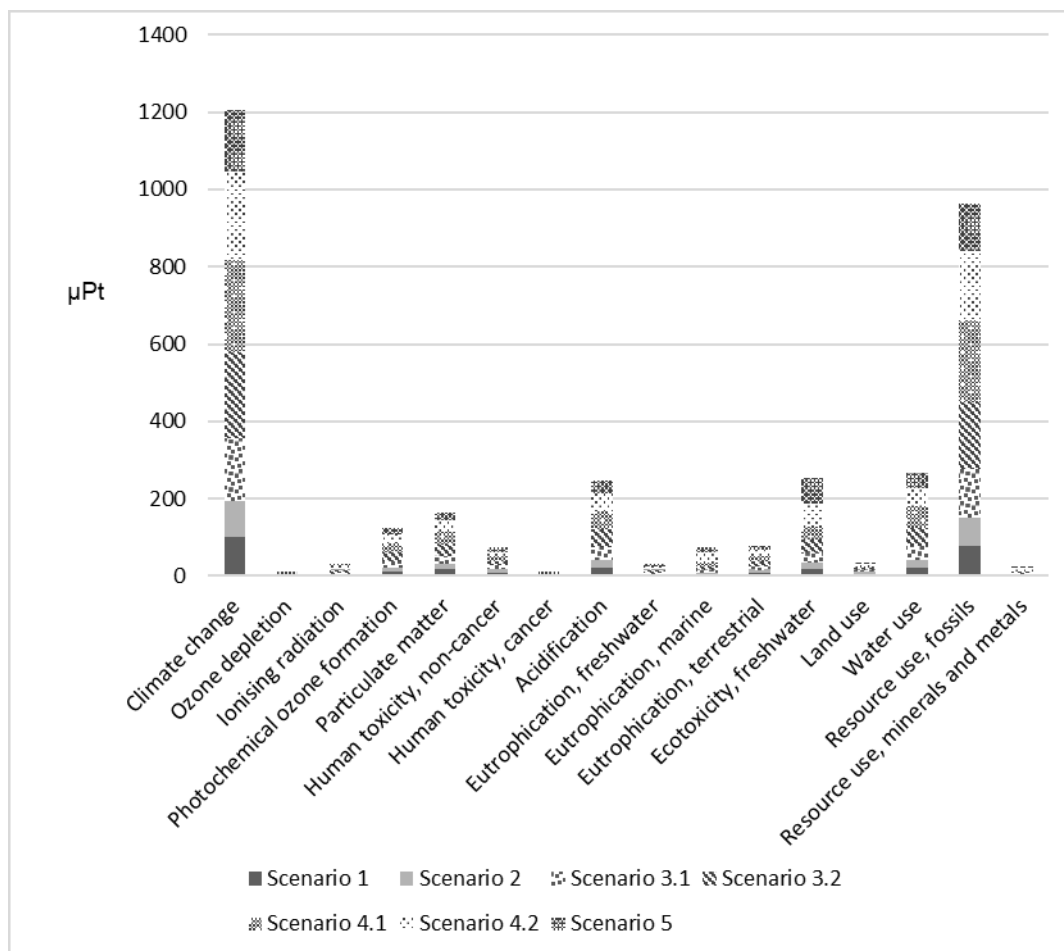


Figura 4-2: Risultati della ponderazione dei sette sistemi di trasformazione dei lipidi in biodiesel riferito all'UF con evidenza delle categorie d'impatto rilevanti

5. Conclusioni

L'analisi della letteratura scientifica ha evidenziato i vantaggi economici ed ambientali della produzione di biodiesel da fanghi di depurazione. Oltre al metodo convenzionale che utilizza acido solforico, esistono diversi metodi di sintesi del biodiesel che dipendono dal tipo di catalizzatore utilizzato nel processo.

In questo lavoro si sono analizzati gli impatti ambientali di sette sistemi di trasformazione del biodiesel attraverso l'impiego della LCA. Gli impatti ambientali di questi sette sistemi sono legati ai consumi di energia elettrica delle diverse fasi del ciclo di vita. Il carico ambientale associato al consumo di elettricità dipende prevalentemente dai processi di combustione del carbone, trattamento dei rifiuti radioattivi provenienti dalle centrali nucleari per l'elettricità d'im-

portazione, quindi, dal mix elettrico utilizzato. Dei nuovi catalizzatori impiegati per la sintesi del biodiesel, l'alluminio cloruro esaidrato presenta il miglior profilo ambientale mentre le allositi ZnO@HNT-TAAI il peggiore. I risultati di questo studio riguardano esperimenti su scala di laboratorio e saranno successivamente integrati con i dati dell'impianto pilota in via di elaborazione.

6. Bibliografia

- Chen, J., Tyagi, R. D., Li, J., Zhang, X., Drogui, P., & Sun, F. (2018). Economic assessment of biodiesel production from wastewater sludge. *Bioresource Technology*, 253, 41-48.
- Di Bitonto, L., Menegatti, S., & Pastore, C. (2019). Process intensification for the production of the ethyl esters of volatile fatty acids using aluminium chloride hexahydrate as a catalyst. *Journal of Cleaner Production*, 239, 118122.
- Dufour, J., & Iribarren, D. (2012). Life cycle assessment of biodiesel production from free fatty acid-rich wastes. *Renewable Energy*, 38(1), 155-162.
- Dufreche, S., Hernandez, R., French, T., Sparks, D., Zappi, M., & Alley, E. (2007). Extraction of lipids from municipal wastewater plant microorganisms for production of biodiesel. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 84(2), 181-187.
- EC-JRC (2018) Environmental Footprint reference package 3.0 (EF 3.0). Available at: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml> (Accessed July 2019)
- Foo, Y. H., Tan, Y. H., Mubarak, N. M., Kandedo, J., Tan, I. S., Foo, H. C. Y., & Ibrahim, M. L. (2020). A Review on Biodiesel Synthesis using Iron Doped Catalyst. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 943, No. 1, p. 012026). IOP Publishing
- Gebremariam, S. N., & Marchetti, J. M. (2018). Biodiesel production through sulfuric acid catalyzed transesterification of acidic oil: Techno economic feasibility of different process alternatives. *Energy Conversion and Management*, 174, 639-648.
- Kargbo, D. M. (2010). Biodiesel production from municipal sewage sludges. *Energy & Fuels*, 24(5), 2791-2794.
- Kumar, M., Ghosh, P., Khosla, K., & Thakur, I. S. (2016). Biodiesel production from municipal secondary sludge. *Bioresource technology*, 216, 165-171.
- López DE, Mullins JC, Bruce DA (2010). Energy life cycle assessment for the production of biodiesel from rendered lipids in the United States. *Ind Eng Chem Res* 2010;49:2419e32.
- Massaro, M., Casiello, M., D'Accolti, L., Lazzara, G., Nacci, A., Nicotra, G., Noto, R., Pettignano, A., Spinella C. & Riela, S. (2020). One-pot synthesis of ZnO nanoparticles supported on halloysite nanotubes for catalytic applications. *Applied Clay Science*, 189, 105527.
- OECD/FAO (2019). *OECD-FAO Agricultural Outlook 2019-2028*, OECD Publishing, Paris/ Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2019-en
- Peixoto, A. F., Soliman, M. M., Pinto, T. V., Silva, S. M., Costa, P., Alegria, E. C., & Freire, C. (2021). Highly active organosulfonic aryl-silica nanoparticles as efficient catalysts for biomass derived biodiesel and fuel additives. *Biomass and Bioenergy*, 145, 105936
- Vasić, K., Hojnik Podrepšek, G., Knez, Ž., & Leitgeb, M. (2020). Biodiesel production using solid acid catalysts based on metal oxides. *Catalysts*, 10(2), 237.

A comparative LCA approach for different phosphorous recycling methods

Suzana Ostojic¹, Jana Gerta Backes¹, Marzia Traverso¹

Abstract: The globally available phosphate rock reserves are limited and have endured substantial depletion. Closing the loop and recovering phosphorous from anthropogenic sources has increasingly moved into the forefront of scientific research and political decision-makers. However, the implementation of phosphorous recovery technologies could evoke increased environmental impacts. Therefore, based on previous studies, a comparative LCA modeling framework is proposed considering the leading technologies, including the integrated struvite recovery and downstream phosphorous recovery from sewage sludge ash. The LCA model approach enables the comparability of different P recovery pathways, yet an LCIA evaluation was not performed, as no high quality foreground data was available from operators of different P recovery technologies.

1. Introduction

The globally available phosphate reserves are predicted to hold around 70 billion tons of phosphate rock. Considering a constant rate of mining, which amounts to 263 million tons of phosphate rock per year, this would result in a domain of around 300 years for available phosphate reserves. These phosphate reserves, however, are not spread equally around the world, indicating that about 72% of the total mining is accounted to China, Morocco, Russia, and the United States (US). (Kraus et al., 2019)

In order to rate the economic importance of phosphorous (P), it has been declared as one of the 20 critical raw materials in the EU. At this juncture, a material is manifested as critical for the case that both the supply risk and economic importance exceed a defined threshold. (Pradel and Aissani, 2019) More than ever, sustainable management and security of P are globally significant, as there is no other alternative existent.

Lately, the utilization of secondary phosphorus has undergone intensifying research efforts as it represents an excellent opportunity for Europe to promote and secure the geological P availability at the same time resulting in strengthened independence from other countries. For the recycling of phosphates, a broad spectrum of processes has been developed. Fully matured processes deal with P recovery from wastewater, obtaining recycling products from the sewage sludge (SS) or sewage sludge ash (SSA). The future challenge of implementing P recovery into existing wastewater treatment plants (WWTP), however, is not the availability of technology but the identification of the environmentally most sustainable solution. (Kraus et al., 2019)

¹ Institute of Sustainability in Civil Engineering (INaB), RWTH Aachen University, Mies-van-der-Rohe-Straße 1, 52074 Aachen, Germany
Email: suzana.ostojic@inab.rwth-aachen.de

Life cycle assessment (LCA) represents a standardized method for assessing processes and systems regarding their potential environmental impacts. Although LCA in the early phases of development has great potential to support decision-making processes, it has so far only been carried out to a limited extent for P recycling processes, posing new modeling challenges. As the literature reveals conflicting data on the effects of different P recycling technologies, an LCA approach was developed, taking the two different phosphorous recovery paths from SS and SSA into account. In order to attain a comprehensive comparison of the P recovery approaches a conventional reference WWTP will serve as a baseline scenario. As a result of this, consolidated LCA approaches should be established for similar fields of application in order to yield validated and comparable frameworks for future LCA investigations in the field of P recycling processes. The aim of this work was to propose a comparative LCA model approach to prospectively quantify potential environmental impacts caused by the implementation of P recovery technologies.

2. State-of-the art and scientific basis

2.1. Phosphorous Recycling Process

In recent years, numerous technological approaches have been developed with the aim of recovering P compounds from partial streams of WWTPs. Figure 1 displays possible scenarios to recover phosphorous within the wastewater treatment chain. These illustrated processes (indicated with the numbers 1-5) represent and introduce five different technology groups for P recovery and recycling:

- 1 - Crystallization from effluent sludge or sludge water (Precipitation);
- 2 - Acid digestion of sludge followed by crystallization (Acid Precipitation);
- 3 - Thermochemical digestion of sludge (Thermochemical Digestion);
- 4 - Acid digestion of sludge ash (Wet Chemical Leaching); and
- 5 - Thermochemical digestion of sludge ash (Thermochemical Leaching). (Spörri et al., 2017)

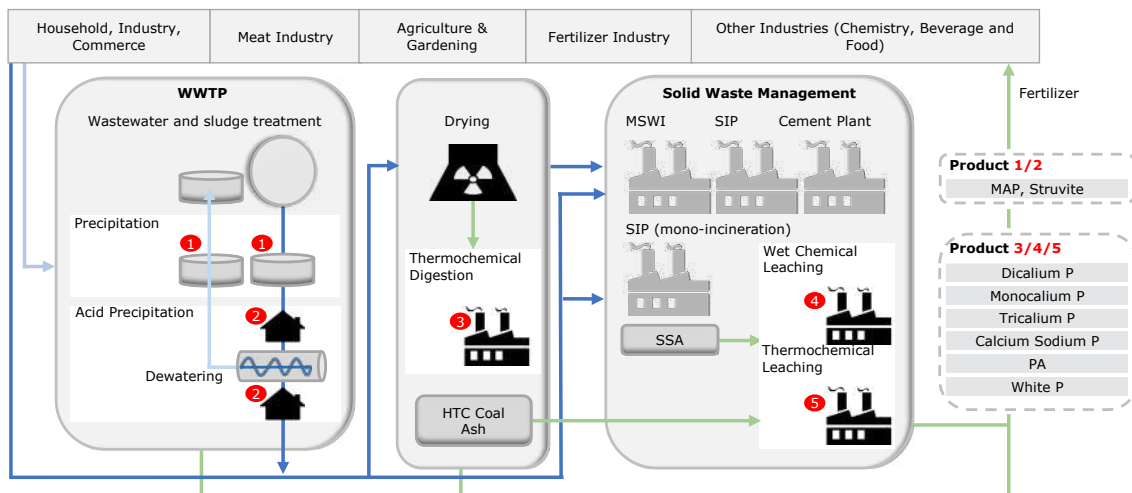


Figure 1: Possible phosphorous recovery processes (Spörri et al., 2017)

Thereby, the installations reach from pilot-scale to full-scale operations and reveal significant differences in their recovery rates. Furthermore, the illustration shows which potential fertilizer

products can be obtained linked to the respective P recovery location and technology, e.g., struvite as a fertilizer product from the P recovery through precipitation or acid precipitation. (Spörri et al., 2017)

The primarily used technique at WWTPs is the struvite precipitation, which is an integrated P recovery process (Group 1-2 from Fig. 1). It can be implemented in the digested SS before and after dewatering has proceeded or in the dewatered sludge water (i.e., liquid phase). The main second category for P recovery that can be derived from Figure 1, is the downstream recovery of phosphate from the solid phase of the SS (Group 3-5 from Fig. 1). The so-called “end-of-pipe” process typically takes place after SS dewatering and mono-incineration. For this purpose, wet chemical and thermal approaches were developed recovering P from SSA. (Ohtake and Tsuneda, 2019)

Struvite recovery already represents installed state-of-the-art technologies that are implemented in WWTPs operating with enhanced biological phosphorous removal (EBPR) and anaerobic digestion. Even though the recovery rate bears potential improvements in future developments, as until now, it is limited to maximum recovery rates of around 50%. Yet the operational benefits lead to optimized WWTP operations due to improved scaling issues and sludge dewaterability. Where future markets fail the implementation of struvite products, struvite could be recirculated to the sludge and added to the mono-incineration pathway. P recovery via mono-incineration bears several advantages, as over 90% of the P input can be recovered, and the high caloric value during incineration of the sewage sludge yields energy. Thus, WWTPs with already installed incinerators currently seem to be the most promising future technologies as these technologies achieve high P concentrations at small volumes to be treated. (Ohtake and Tsuneda, 2019)

2.2. Life Cycle Assessment

The various treatment stages of the secondary phosphorus supply chain encourage to perform LCAs in order to assess the overall environmental performance. Thereby material, as well as energy flows and the evoked emissions from each stage of the P supply chain, need to be analyzed regarding their resulting environmental impacts. (Golroudbary et al., 2019)

The previously carried out LCA studies in the field of P recovery processes mainly aim to compare different P recovery pathways and fertilizer products in relation to the conventional treatment process in a reference WWTP. Comparing different P recovery processes, six LCA studies following the ISO norm 14040/44 standard were identified. These six relevant LCA studies (see Table 1) were assessed and compared in terms of their system boundaries, functional units, impact assessment categories and characterization models.

Considering the function and functional unit, one crucial aspect should be considered: P recovery processes represent a secondary function in their related system as the primary intention of the sludge treatment in a WWTP represents the purification of the wastewater. Thus, the primary function has no intention of fertilizer production. In order to achieve an equal functional basis between the systems of comparison, it is possible to expand the system, including additional functions such as the recovery of secondary P from sewage sludge. This secondary function can be quantified by subtracting the substituted process, which would be the production of P fertilizer, thus crediting the avoided impacts. Consequently, all environmental impacts have to be related to a carefully defined functional unit (FU) in order to establish an equal and comparable basis. (Kraus et al., 2019)

Table 1 shows all functional units considered in the previous LCA studies. As a result, a direct comparison of the different methodological approaches is achieved.

Table 1: Literature based comparison of FUs related to six LCA analyses (Kraus et al. 2019) (Pradel and Aissani, 2019) (Amann et al., 2018) (Hörtenhuber et al., 2017) (Remy and Jossa, 2015) (Egle et al., 2014)

LCA Study	Functional Units (FUs)
German Federal Environmental Agency (2019)	Sludge treatment and disposal for WWTP serving 1 Mio. p.e. and year
Pradel and Aissani (2019)	Annual production of 1 kg of P available for plants in mineral form
Amann et al. (2018)	Emissions and energy demand of P recycling related to 1 p.e. and year Mass of 1 kg of recovered P
Hörtenhuber et al. (2017)	Mass of 1 kg of recovered P
Remy and Jossa (2015)	Annual operation of a sludge line for 1 Mio. p.e. WWTP or year 1 kg of recovered P product
Egle et al. (2014)	P recovery from WWTP serving 100,00 p.e. and year Mass of 1 kg of recovered P

Within the system boundaries, all relevant secondary P processes for the sludge treatment and disposal process need to be considered. In the previous LCAs of the German Federal Environmental Agency (2019) along to the P-REX project by Remy and Jossa (2015), relevant factors considering the system boundary were explicitly stated. Consequently, the studies have included the subsequent processes within the system boundary: separate thickening of primary and excess sludge; sludge digestion and biogas valorization in a combined heat and power (CHP) unit; sludge dewatering in centrifuges; recycling of sludge liquor after thickening and dewatering (return load to the mainstream of WWTP); transport of the dewatered SS to mono-incineration; mono-incineration of SS; disposal of the SSA in an underground landfill; all for the operation relevant background processes, such as the required electricity, heat, chemicals, fuels, and other additives; additional infrastructure arising through the implementation of a phosphate recovery process; credits for produced goods such as electricity (in CHP or mono-incineration), if necessary, credits for the waste heat used and the recovered chemicals of N and P fertilizers in the case of recovery; transport of the recovered material; and utilization of the recovered material in agriculture (considering possible emissions from the products and the emissions during fertilizer application). (Kraus et al., 2019; Remy and Jossa, 2015)

For the Life Cycle Inventory (LCI), it is essential to have representative data that are complete and do not exclude any relevant flows. Thereby the data are differentiated into foreground data, including specific process flows as well as emissions within the system and background data including resource depletion and emissions of background processes (electricity and chemicals consumption, transport, etc.). (Ohtake and Tsuneda, 2019)

The majority of the previously carried out LCA studies in this context uses foreground data based on plant operators, technology providers, material and energy flow balances as well as literature research. The background flows used within the LCA studies are all based on datasets

from the ecoinvent database. (Kraus et al. 2019; Pradel and Aissani, 2019; Amann et al., 2018; Hörtenhuber et al., 2017; Remy and Jossa, 2015) The only exception is represented by Egle et al. (2014) using the databases of GEMIS (Global Emission Model of Integrated Systems) and ProBas (Process-oriented Basic Data for Environmental Management Instruments) as an indicator model. (Egle et al., 2014) So far, non of the relevant studies used the GaBi professional database for the background flows within the LCI.

In the Life Cycle Impact Assessment (LCIA), the environmental indicators and correlated impacts are based on chosen models. In terms of P recovery processes from SS or SSA, the subsequent impact categories reflect the most important environmental aspects and can serve as a guideline for the minimum requirement of impact categories:

- Cumulative energy demand (CED);
- Abiotic depletion potential (ADP);
- Global warming potential (GWP);
- Terrestrial acidification potential (TAP);
- Freshwater and marine eutrophication potential (FEP, MEP);
- Human Toxicity Potential (HTP); and
- Freshwater aquatic and terrestrial ecotoxicity potential (FAET, TET). (Ohtake and Tsuneda, 2019)

In this context, Table 2 summarizes all environmental impact categories and the corresponding indicator models that were selected within the six previously carried out LCA studies. As a result, non of the studies assessed all recommended impact categories for comparative LCAs of P recovery processes. The study from Pradel and Aissani (2019) is the only LCA study that took all recommended impact categories apart from the CED into account. (Pradel and Aissani, 2019)

A consequential methodological framework for future LCA studies in the field of P recovery processes, taking all of the recommended and relevant impact categories into account, is aimed. This approach will lead to an increased quality as well as the validity of future LCA analysis and allow a comparison between different P recovery pathways.

Table 2: Comparison of previous LCA investigations in the context of P recovery (Kraus et al. 2019) (Pradel and Aissani, 2019) (Amann et al., 2018) (Hörtenhuber et al., 2017) (Remy and Jossa, 2015) (Egle et al., 2014)

LCA Study	Impact Categories	Indicator Model
German Federal Environmental Agency (2019)	CED, GWP, TAP, FEP, MEP, HTP	VDI4600, ReCiPe
Pradel and Aissani (2019)	ADP, ADP _{fossil} , AP, EP, GWP, FAET, MAET, TET, HTP, OZ (ozone depletion), POC (photochemical oxidation)	CML-IA
Amann et al. (2018)	CED, GWP, AP	VDI4600, IPCC2007, CML2001
Hörtenhuber et al. (2017)	ADP, ADP _{fossil} , GWP, AP, EP	CML
Remy and Jossa (2015)	CED, MDP (metal depletion potential), GWP, TAP, FEP, MEP, FAET, HTP	VDI4600, ReCiPe, IPCC, USEtox
Egle et al. (2014)	CED, GWP, AP	ProBas

3. LCA model approach for P recovery technologies

Based on the findings from previous LCA studies in the field of P recovery, a modeling approach was established using GaBi, a well known software for performing LCAs including various databases. For this purpose, a reference WWTP model without any additionally integrated P recovery process steps will be established. Furthermore, an integrated P recovery model, along with a downstream P recovery model, will be proposed. This enables the comparability of the different P recovery technologies by subtracting the impacts of the P recovery model from the impacts of the reference WWTP. As a result, net impacts for the respective P recovery technology can be quantified.

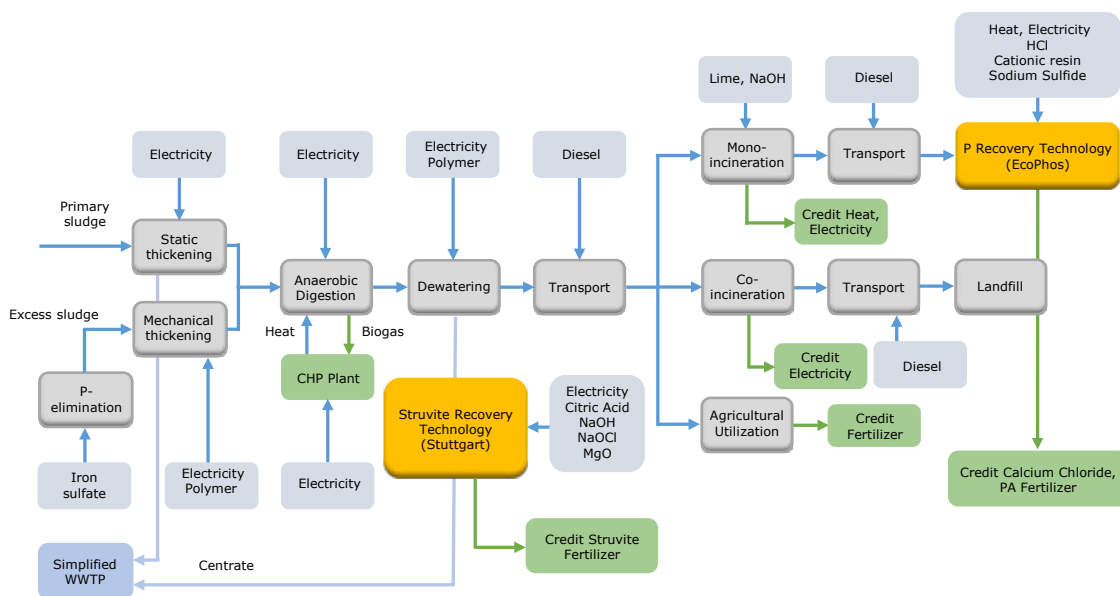


Figure 2: LCA model approach for P recovery technologies

Figure 2 illustrates the complete LCA approach representing the specified system boundary. Based on the high recovery rates and data quantity, the Stuttgart method was selected exemplary to represent the integrated P recovery process (in the centrate) within the LCA model approach. For the P recovery process from the SSA the EcoPhos technology was selected as an exemplary representation of a downstream P recovery process. (Kraus et al., 2019) The reference flows are based on the FU, which is defined as the treatment of the annual raw primary and excess sludge from a large WWTP serving 1 Mio. population equivalent (p.e.).

The background processes were assessed using databases provided with the GaBi software and considering site-specific features such as the German electricity grid mix or the preferably European characteristics in the production of chemicals into account. All for the LCA model approach (see Figure 2) relevant background processes considering the Stuttgart and Ecophos P recovery technologies were available combining the GaBi professional and ecoinvent database. Moreover, all for the LCA model credited processes were available within the GaBi professional and ecoinvent databases (see Table 3).

Table 3: Databases for the credited processes

Material	Database	Specification
Electricity and Heat	professional	electricity grid mix ts [DE] and heat ts [EU-28]
Ca- /MgCl ₂	ecoinvent	market for calcium chloride [GLO]
P fertilizer	ecoinvent	market for phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ [GLO]
N fertilizer	ecoinvent	market for nitrogen fertiliser, as N [GLO]
Phosphoric Acid	ecoinvent	Market for phosphoric acid, fertiliser grade, without water, in 70% solution state [GLO]

4. Conclusion

The aim of this work was to propose a comparative LCA model approach to quantify potential environmental impacts caused by the implementation of P recovery technologies. Thereby, technologies incorporated in the wastewater treatment line, including P recovery processes within the liquid phase, SS, and SSA, have been considered.

Initially, a comparative literature review was presented taking into account previous LCA studies in the context of P recovery processes. Based on the literature analysis, an consolidated LCA model approach was established. The LCIA evaluation was not performed as no high quality foreground data from WWTP operators and different P recovery technologies was available. The availability of background databases within the GaBi software was assessed exemplarily for the reference WWTP, the integrated Stuttgart and downstream EcoPhos P recovery process. All background data was found to be available within the GaBi software databases. For future evaluations of the environmental impacts all recommended impact categories for P recovery processes should be fully assessed, considering the in literature most often applied and recommended indicator models CML or ReCiPe.

5. Bibliography

- Amann A., Zoboli O., Krampe J., et al. 2018. Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 130. pp. 127–139.
- Egle Lukas, Rechberger Helmut, Zessner Matthias. 2014. *Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser*, Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien
- Golroudbary Saeed Rahimpour, El Wali Mohammad, Kraslawski Andrzej. 2019. Environmental sustainability of phosphorus recycling from wastewater, manure and solid wastes. *The Science of the total environment*. Vol. 672. pp. 515–524.
- Hörtenhuber Stefan Josef, Theurl Michaela Clarissa, Möller Kurt. 2017. Comparison of the environmental performance of different treatment scenarios for the main phosphorus recycling sources. *Renewable Agriculture and Food Systems*. Vol. 34 (04). pp. 349–362.
- Kraus Fabian, Zamzow Malte, Conzelmann Lea, et al. 2019. Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung, Hrsg.: Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau

- Ohtake Hisao, Tsuneda Satoshi. 2019. Phosphorus Recovery and Recycling. Singapore: Springer Singapore. ISBN 978-981-10-8030-2.
- Pradel Marilyns, Aissani Lynda. 2019. Environmental impacts of phosphorus recovery from a “product” Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. *The Science of the total environment*. Vol. 656. pp. 55–69.
- Remy Christian, Jossa Paul. 2015. Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. *Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash*.
- Spörri Andy, Erny Isolde, Hermann Ludwig, et al. Januar 2017. Beurteilung von Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung. Gesamtheitliche Beurteilung der Nachhaltigkeit und Realisierbarkeit von P-Rückgewinnungstechnologien im Schweizer Kontext, Hrsg.: Bundesamt für Umwelt BAFU

Il ruolo della metodologia LCA nei piani regionali di gestione dei rifiuti in Italia

Federica Carollo^{1,2}, Giuseppe Cecere^{1,2}, Sara Bottausci^{1,3}, Daniela Camana^{1,4},
Grazia Maria Cappucci^{1,5}, Anna Degli Esposti^{1,3}, Francesca Demichelis^{1,6},
Chiara Magrini^{1,3}, Anna Mazzi^{1,4}, Giovanni Miranda¹, Michela Sciarrone^{1,4},
Lucia Rigamonti^{1,2}, Andrea Fedele^{1,4}

Abstract: Se l'utilizzo della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) è particolarmente efficace in fase di progettazione di un sistema-prodotto, in ambito di gestione dei rifiuti essa dovrebbe guidarne la pianificazione strategica territoriale. La domanda di ricerca "In Italia, gli studi di LCA sono effettivamente a supporto dei Piani Regionali di Gestione dei Rifiuti (PRGR)?" ha guidato il lavoro qui presentato, realizzato da un sottogruppo del Gruppo di Lavoro Gestione e Trattamento dei Rifiuti dell'Associazione Rete Italiana LCA. Il sottogruppo ha analizzato i PRGR di tutte le regioni italiane seguendo criteri condivisi definiti all'inizio dell'analisi. Il risultato è una mappa del territorio nazionale che testimonia livelli diversi di utilizzo dell'LCA come strumento strategico di pianificazione territoriale nel campo della gestione dei rifiuti.

1. Introduzione

In adempimento all'obbligo comunitario che prevede l'adozione di opportuni strumenti di pianificazione in materia di gestione dei rifiuti da parte degli Stati Membri, in Italia, le Regioni hanno competenze fondamentali nella gestione dei rifiuti urbani, tra cui l'elaborazione dei Piani Regionali di Gestione dei Rifiuti (PRGR). I PRGR prevedono un'analisi conoscitiva del contesto, elaborano possibili scenari di sviluppo e stabiliscono le azioni necessarie a garantire la gestione dei rifiuti urbani secondo criteri di trasparenza, efficacia, efficienza, economicità e autosufficienza (Presidente della Repubblica, 2006). I PRGR, in linea con gli indirizzi europei di minimizzazione dei rifiuti (CE, 2015), devono prevedere misure di riduzione delle quantità, dei volumi e della pericolosità dei rifiuti e assicurare una progressiva diminuzione di emissione di inquinanti (Presidente della Repubblica, 2006). In questo contesto si inserisce l'approccio del *Life Cycle Thinking* (LCT) il cui obiettivo è quello di portare a una riduzione e ottimizzazione delle risorse utilizzate durante tutte le fasi del ciclo di vita di un prodotto o servizio, analizzandone la sostenibilità ambientale, economica e sociale. Come strumento operativo del LCT considerando l'aspetto della sostenibilità ambientale, la *Life Cycle Assessment* (LCA) è la metodologia che permette di quantificare i potenziali impatti sull'ambiente e sulla salute umana associati a un bene o servizio, dall'acquisizione delle materie prime fino allo smaltimento finale, includendo le fasi di

¹ Gruppo di Lavoro Gestione e Trattamento dei Rifiuti dell'Associazione Rete Italiana LCA, ² Politecnico di Milano, ³ Università di Bologna, ⁴ Università di Padova, ⁵ Università di Modena e Reggio Emilia, ⁶ Politecnico di Torino
E-mail: lucia.rigamonti@polimi.it

produzione, uso e fine vita (UNI EN ISO 2021a, 2021b). L'utilizzo della metodologia LCA, applicata alla gestione dei rifiuti, è fondamentale perché permette di quantificare il profilo ambientale dei diversi possibili scenari e consente quindi di indirizzare la gestione verso le azioni che hanno le maggiori potenzialità di miglioramento (Rigamonti et al., 2013; Fedele e Rigamonti, 2019; Rigamonti et al., 2020). È logico pertanto aspettarsi che, all'interno dei PRGR, le regioni italiane utilizzino tale metodologia a supporto dell'analisi preliminare e della valutazione di scenario per comprendere quali opzioni di gestione dei rifiuti è preferibile sostenere negli anni successivi. Questa valutazione, emersa all'interno del Gruppo di Lavoro Gestione e Trattamento dei Rifiuti dell'Associazione Rete Italiana LCA, ha dato origine ad una ricerca, condotta nel corso del 2021, che ha cercato risposta a due domande di ricerca: (i) i PRGR sono elaborati facendo riferimento a studi di LCA?; (ii) gli studi LCA risultano utili alla redazione dei PRGR?

2. Materiali e metodi

Per rispondere ai due quesiti sopra riportati, sono stati analizzati i PRGR in vigore al momento dell'analisi. La ricerca ha seguito cinque fasi:

Fase 1 - Impostazione metodologica: il gruppo di lavoro (GdL) ha condiviso le modalità di analisi, stabilendo la tipologia di informazioni da esaminare e i criteri di valutazione sulla presenza degli studi di LCA a supporto dei PRGR; le modalità qui fissate sono state poi utilizzate per le fasi successive.

Fase 2 - Primo screening: è stato condotto il primo screening dei PRGR verificandone i criteri stabiliti nella fase 1.

Fase 3 - Secondo screening (revisione incrociata): tutti i PRGR sono stati sottoposti al riesame da parte dei diversi partecipanti al GdL per una verifica incrociata. Sono stati applicati gli stessi criteri stabiliti nella fase 1 e i risultati sono stati confrontati con quelli precedentemente ottenuti.

Fase 4 - Valutazione: le considerazioni delle due fasi di screening sono state utilizzate per classificare le regioni in base al livello di utilizzo della metodologia LCA nei relativi PRGR; la classificazione ha seguito i criteri definiti nella fase 1 e ha portato alla creazione di 4 gruppi (figura 1, tabella 1).

Fase 5 - Conclusione: i risultati sono stati analizzati complessivamente e si sono formulate opportune risposte alle domande di ricerca iniziali.

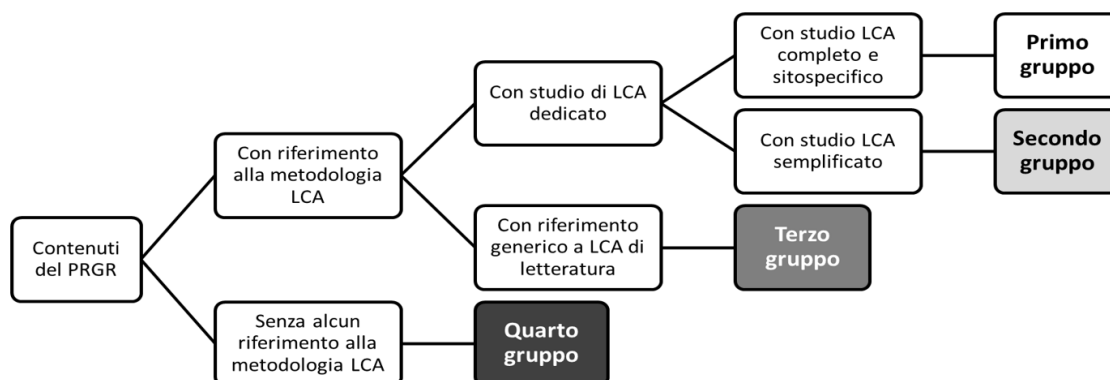


Figura 1: schema utilizzato per la classificazione delle regioni italiane in funzione del livello di utilizzo della metodologia LCA nei rispettivi PRGR

Tabella 1: livelli di classificazione dei PRGR in base al grado di utilizzo di studi LCA

Livello	Significato
Primo gruppo	Il PRGR utilizza studi di LCA come base per la pianificazione territoriale Riporta informazioni dettagliate sugli studi LCA condotti e i risultati di tali studi sono di supporto alla redazione del piano Gli studi di LCA sono condotti allo scopo di supportare il PRGR, con assunzioni e dati coerenti con le caratteristiche del territorio
Secondo gruppo	Il PRGR utilizza studi di LCA come base per la pianificazione territoriale Riporta informazioni dettagliate sugli studi LCA condotti e i risultati di tali studi sono di supporto alla redazione del piano Gli studi LCA presentano alcune semplificazioni che limitano l'affidabilità dei risultati
Terzo gruppo	Il PRGR dichiara importante l'adozione di valutazioni LCA per la pianificazione nel medio-lungo periodo e utilizza risultati o considerazioni derivanti da studi di LCA già pubblicati Mancano però dettagli sugli studi LCA e non si fa riferimento ad informazioni e dati specifici del territorio
Quarto gruppo	Il PRGR non contiene alcun riferimento all'LCA

3. Risultati

Si sono analizzati complessivamente 20 PRGR e 2 piani territoriali (per la Regione Trentino-Alto Adige, sono stati infatti analizzati i piani delle Province autonome di Trento e di Bolzano). Per tutti, è stato possibile stabilire il grado di utilizzo dell'LCA, classificandoli poi rispettivamente al gruppo di appartenenza come da figura 1 e tabella 1.

I risultati complessivi classificano le regioni italiane come in figura 2: 4 regioni sono state classificate nel gruppo 1 e altre 4 nel gruppo 2, il Molise e la Provincia Autonoma di Bolzano sono stati classificati nel gruppo 3 mentre tutte le altre regioni assieme alla Provincia autonoma di Trento nel gruppo 4.



Figura 2: mappa delle regioni ottenuta dall'analisi dei PRGR secondo i criteri stabiliti (si veda la tabella 1 per la legenda dei colori)

3.1. Primo gruppo - PRGR supportati da analisi LCA complete e sito-specifiche

In 4 regioni i PRGR sono stati esplicitamente elaborati sulla base di studi di LCA completi. Appartengono a questo gruppo: Emilia-Romagna (Regione Emilia-Romagna, 2016), Friuli-Venezia Giulia (Regione Friuli-Venezia Giulia, 2012), Lombardia (Regione Lombardia, 2014) e Umbria (Regione Umbria, 2015).

Per tutte le suddette regioni, il PRGR riporta i riferimenti espliciti allo studio LCA condotto, che è anche reso facilmente disponibile e tra gli scopi dello studio LCA è esplicitamente dichiarata l'intenzione di utilizzare i risultati per la pianificazione regionale della gestione dei rifiuti.

Un altro elemento che caratterizza i PRGR di queste regioni è l'utilizzo di informazioni riferite al territorio e temporalmente aggiornate, derivanti anche dagli studi di LCA appositamente condotti. Infatti, lo studio di LCA utilizzato per elaborare questi PRGR mostra le seguenti caratteristiche: (i) come ambito considera la gestione di rifiuti urbani prodotti e raccolti sul territorio regionale in un certo periodo di riferimento; (ii) come sistema di prodotto e dati in input si riferisce alle caratteristiche specifiche del territorio; (iii) nella valutazione degli impatti fa riferimento a diversi scenari di produzione e gestione dei rifiuti, sulla base di previsioni sito-specifiche. Inoltre, tali studi di LCA seguono esplicitamente i requisiti degli standard ISO 14040 e ISO 14044. In particolare, descrivono in modo dettagliato tutte le fasi dello studio, definendo con cura l'ambito di applicazione e giustificando ampiamente eventuali allocazioni ed esclusioni, contengono informazioni relative al software, alle banche dati e alla metodologia di valutazione degli impatti utilizzati e discutono i risultati con opportune analisi di sensibilità.

I PRGR di queste regioni utilizzano quindi con efficacia la metodologia LCA grazie al fatto che gli studi di LCA a supporto sono stati condotti in modo consistente e coerente, rispetto alla letteratura scientifica e alle condizioni specifiche del territorio, e le informazioni riportate sono di facile consultazione e possono essere comprese anche da persone non esperte di LCA. I risultati di LCA sono il fondamento della pianificazione e risultano potenzialmente utili anche per successivi monitoraggi.

3.2. Secondo Gruppo - PRGR con studi LCA semplificati

Sono 4 le regioni che dispongono di PRGR in cui la metodologia LCA è utilizzata in modo semplificato per ottenere informazioni sugli impatti ambientali associati a diversi scenari e diversi trattamenti: si tratta della Basilicata (Regione Basilicata, 2016), del Piemonte (Regione Piemonte, 2019), della Puglia (Regione Puglia, 2013) e della Toscana (Regione Toscana, 2014). Gli studi di LCA utilizzati in questi PRGR presentano alcune semplificazioni rispetto a quanto previsto dagli standard di riferimento: (i) le fasi della metodologia sono seguite in modo generico e le assunzioni non sono sempre giustificate; (ii) gli scenari di produzione e trattamento considerati e i dati utilizzati non sono direttamente riconducibili al territorio; (iii) le informazioni relative al tipo di software scelto, al metodo di caratterizzazione e alle categorie di impatto sono incomplete.

Il PRGR della regione Toscana include una stima delle emissioni di gas serra a livello regionale con scenari previsionali specifici del territorio ma facendo riferimento a dati di letteratura. I risultati comprendono le emissioni evitate dal recupero di rifiuto urbano trattato con recupero energetico e le emissioni dal trattamento di rifiuti in discarica.

La regione Basilicata utilizza l'LCA per calcolare il potenziale di riscaldamento globale in kg CO₂eq, tramite dei fattori di emissione assunti da dati di letteratura. I risultati costituiscono

un indicatore di monitoraggio dinamico per confrontare diversi scenari di piano e il loro andamento negli anni.

Il PRGR della regione Piemonte utilizza l'LCA in modo semplificato, con alcuni dettagli sito-specifici, come l'unità funzionale, e molte informazioni generiche, come le categorie di impatto e i database di riferimento; inoltre non vengono approfonditi alcuni passaggi chiave dello studio LCA, come la scelta di un metodo di caratterizzazione e l'analisi di sensibilità.

Lo studio LCA utilizzato nel PRGR della regione Puglia è semplificato sia per ambito di analisi che per livello di approfondimento delle informazioni. L'attenzione è rivolta principalmente agli impatti della filiera del recupero della frazione organica; inoltre, i dati utilizzati non sono sito-specifici e non sono chiaramente specificate le banche dati consultate. Vengono confrontati gli impatti di diversi scenari, ma considerando solo il potenziale di riscaldamento globale.

3.3. Terzo gruppo - PRGR con riferimenti generici a studi LCA di letteratura

In 2 casi i PRGR utilizzano i risultati provenienti da altri studi tecnici o di letteratura scientifica per motivare e indirizzare alcune scelte e strategie gestionali: si tratta della Regione Molise (Regione Molise, 2015) e della Provincia Autonoma di Bolzano (Provincia autonoma di Bolzano, 2021). Il riferimento alla metodologia LCA è presente, ma non vengono utilizzati studi di LCA specifici. Il PRGR del Molise è elaborato principalmente sulla base di bilanci di massa relativi a dati regionali; nell'analisi si fa riferimento ad altri studi LCA di letteratura, dando prova di considerare che non sempre la gerarchia dei rifiuti corrisponde alla migliore ipotesi di gestione. Gli studi di LCA sono menzionati, ad esempio, al fine di valutare l'eventuale vantaggio nel riciclo di alcune frazioni quali carta e plastica o le difficoltà connesse al notevole dispendio energetico nella digestione anaerobica della frazione organica ottenuta per separazione meccanica del rifiuto residuale. Nel piano si sottolinea inoltre la possibilità di sviluppare in futuro degli studi dettagliati di LCA per gli scenari individuati, per verificarne punti di forza e di debolezza ambientale. Il PRGR della Provincia autonoma di Bolzano si rifà a uno studio di LCA prodotto in altro contesto territoriale, per valutare se i diversi materiali biodegradabili siano adatti ad essere riciclati in un impianto di biogas o se sia più vantaggioso dal punto di vista ambientale procedere all'incenerimento degli stessi.

3.4. Quarto gruppo - PRGR senza alcun riferimento a studi LCA

I PRGR delle restanti 11 regioni e Province Autonome non presentano alcun riferimento all'impiego della metodologia LCA per la definizione degli scenari di piano o per la valutazione degli impatti. L'approccio utilizzato è principalmente di tipo qualitativo con riferimento ai dettami normativi di settore e alle valutazioni da parte degli esperti coinvolti nella stesura dei piani. Gli scenari e le azioni individuate nei piani mirano all'applicazione della gerarchia dei rifiuti e alla risoluzione delle criticità presenti nello specifico contesto territoriale. Partendo dai principi ispiratori, l'approccio qualitativo prevede in genere una chiara definizione degli obiettivi con livelli incrementali di dettaglio (es. normativi, strategici, generali e specifici) tradotti in azioni con riferimento alle migliori pratiche disponibili. Per la valutazione degli effetti ambientali dello scenario di piano si fa ricorso generalmente ad un approccio matriciale di interazione qualitativa tra azioni previste e componenti ambientali (Regione Campania, 2016). Nel caso della Regione Abruzzo per la specifica categoria del rifiuto urbano indifferenziato è stata svolta una valutazione

quantitativa mediante bilancio energetico e bilancio delle emissioni di CO₂eq al fine di comparare lo scenario zero con quello di piano (Regione Abruzzo, 2018).

4. Conclusioni

Riprendendo i risultati ottenuti dalla ricerca, è possibile affermare che solamente in 8 casi la formulazione del PRGR è stata ottenuta con il supporto di studi LCA appositamente condotti: di questi, 4 utilizzano studi completi e sito-specifici, mentre 4 si riferiscono a studi semplificati, che sebbene utili presentano delle limitazioni che potrebbero compromettere la validità dei risultati. In 13 casi, invece, il PRGR non basa le scelte di pianificazione strategica su risultati ottenuti da valutazioni di ciclo vita. Per le regioni in cui è presente uno studio di LCA, è possibile affermare che i risultati dello studio hanno arricchito in modo sostanziale i relativi PRGR in termini di: definizione di obiettivo e ambito del PRGR, definizione degli scenari, computo dei flussi di rifiuti per le diverse ipotesi di trattamento e di raccolta, rappresentazione chiara dei risultati, comprensibile anche a un pubblico poco esperto. Sarà utile, in futuro, approfondire l'analisi dei PRGR che contengono studi di LCA dedicati, sia completi (primo gruppo) che semplificati/parziali (secondo gruppo), al fine di ottenere una valutazione comparativa delle scelte metodologiche e dei relativi risultati e di poter sostenere l'adeguatezza e importanza dell'applicazione della metodologia nella gestione dei rifiuti. In secondo luogo, in vista dell'aggiornamento di molti PRGR e della prossima pubblicazione del Programma Nazionale di Gestione dei Rifiuti (MiTE, 2022) potrà essere interessante ripetere l'analisi tra qualche anno, per verificare evoluzioni nell'utilizzo dell'LCA nei processi di pianificazione locale.

5. Bibliografia

- Fedele A., Rigamonti L., 2019. "L'approccio "Life Cycle Thinking" applicato alla gestione dei rifiuti: un modello a sostegno dell'Economia Circolare a garanzia della sostenibilità". *Ingegneria dell'Ambiente*, Vol. 6 n. 2/2019, 85-86. (editoriale).
- MiTE, 2022. Programma Nazionale per la Gestione dei Rifiuti, Rapporto preliminare. Ministero della Transizione Ecologica. <https://va.minambiente.it/it-IT/Oggetti/Documentazione/8199/12062>
- Presidente della Repubblica, 2006. D.Lgs. 152/2006. Norme in materia ambientale. G.U. n. 88 del 14 aprile 2006. Parte Quarta, Titolo I, Capo III, Art.199: Piani Regionali.
- Provincia autonoma di Bolzano, 2021. Delibera 1139/2021. https://ambiente.provincia.bz.it/servizi/servizi-legislazione-intersettoriale-settoriale.asp?publ_action=4&publ_article_id=436790 aggiornamento di documenti precedenti (D 285/1999, D. 2594/2005, D. 1431/2016) <https://ambiente.provincia.bz.it/rifiuti-suolo/piani-gestione-rifiuti.asp>
- Regione Abruzzo, 2018. DCR 110/8 del 02/07/ 2018, <https://www.regione.abruzzo.it/content/piano-regionale-di-gestione-integrata-dei-rifiuti-prgr>
- Regione Basilicata, 2016. Delibera di Consiglio Regionale n.568 del 30.12.2016 <https://www.regione.basilicata.it/giunta/site/giunta/department.jsp?dep=100050&area=3024032&level=1>
- Regione Calabria, 2016. DGR n. 497 del 6/12/2016, <https://portale.regione.calabria.it/website/portaltemplates/view/view.cfm?12796>

- Regione Campania, 2016. DCR n.685 del 6/12/2016, <https://www.regione.campania.it/impres/it/tematiche/magazine-ambiente/piano-regionale-di-gestione-dei-rifiuti-urbani-2016?page=1>
- Regione Emilia Romagna, 2016. Delibera di Giunta Regionale n. 67 del 3 maggio 2016. https://ambiente.regione.emilia-romagna.it/it/rifiuti/documenti/prgr_2016/prgr-adottato
- Regione Friuli-Venezia Giulia, 2012. Decreto del Presidente della Regione n. 0278/Pres del 31 dicembre 2012. https://www.regione.fvg.it/rafvfg/export/sites/default/RAFVG/ambiente-territorio/tutela-ambiente-gestione-risorse-naturali/FOGLIA2/FOGLIA8/allegati/Piano_web.pdf
- Regione Lazio, 2020. DC n. 4 del 5/08/2020, <https://www.consiglio.regione.lazio.it/consiglio-regionale/?vw=trasparenzacontenutidettaglio&id=70>
- Regione Liguria, 2015. DCR n.14 del25/03/2015,<https://www.regione.liguria.it/homepage/ambiente/rifiuti/pianificazione-rifiuti/piano-gestione-rifiuti-2015/piano-di-gestione-dei-rifiuti-e-delle-bonifiche.html>
- Regione Lombardia, 2014. Delibera di Giunta Regionale n. 1990 del 20 giugno 2014. <https://www.regione.lombardia.it/wps/wcm/connect/3c9e4fda-4c5a-4990-8628-92bd269de153/Parte+Prima+-+Programma+Regionale+di+Gestione+dei+Rifiuti.zip?MOD=AJPERES&CACHEID=ROOTWORKSPACE-3c9e4fda-4c5a-4990-8628-92bd269de153-niwc22P>
- Regione Marche, 2015. D.A.C.R. 14/04/2015 n. 128, https://www.consiglio.marche.it/banche_dati_e_documentazione/iter_degli_atti/paa/pdf/d_am98_9.pdf
- Regione Molise, 2015. DD 782/2015. <https://www.regione.molise.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/13105>
- Regione Piemonte, 2019. DD n 669/A1603A del 30 dicembre 2019. <https://www.regione.piemonte.it/web/sites/default/files/media/documenti/2020-01/Primo%20Rapporto%20di%20Monitoraggio%20Ambientale.pdf>
- Regione Puglia, 2013. D.G.R. 959 del 13/5/2013 Adozione del Piano Regionale di Gestione dei Rifiuti Urbani https://www.provincia.brindisi.it/dmdocuments/ambiente/Piano_Reg_Gest_Rifiuti/RIF_25_PRGRU_Rapporto_Ambientale.pdf
- Regione Sardegna, 2016. Deliberazione n. 69/15 del 23.12.2016,<https://portal.sardegناسira.it/strumenti-di-pianificazione3>
- Regione Sicilia, 2021. Decreto presidenziale 12 marzo 2021,https://pti.regione.sicilia.it/portal/page/portal/PIR_PORTALE/PIR_LaStrutturaRegionale/PIR_AssEnergia/PIR_Dipartimentodellacquaedeirifiuti/PIR_Areetematiche/PIR_Settorerifiutiebonifiche/PIR_PianoGestioneIntegratadeiRifiuti
- Regione Toscana, 2014. Delibera del consiglio regionale n94 del 18/11/2014 con modica Con delibera del Consiglio regionale n. 55 del 26 luglio 2017. <https://www.regione.toscana.it/-/rifiuti-e-bonifica-dei-siti-il-piano-regionale>
- Provincia autonoma di Trento, 2021. Delibera n° 2399 del 30/12/2021, http://www.appa.provincia.tn.it/pianificazione/Piano_smaltimento_rifiuti
- Regione Umbria, 2015. Delibera di Giunta Regionale n. 360 del 23 marzo 2015. <https://www.regione.umbria.it/documents/18/24995692/Piano+Regionale+di+Gestione+dei+Rifiuti/208af543-a507-4c7d-a111-8cebf94e73e4?version=1.0>
- Regione Valle d'Aosta, 2015. D.C.R.1653/XIV del 16 dicembre 2015, https://www.regione.vda.it/territorio/ambiente/rifiuti/piano_gestione_rifiuti/default_i.asp

- Regione Veneto, 2013. D.G.R. n. 264 del 05/03/2013, <https://www.regione.veneto.it/web/ambiente-e-territorio/piano-gestione-rifiuti>
- Rigamonti L., Falbo A., Grosso M., 2013. Improvement actions in waste management systems at the provincial scale based on a life cycle assessment evaluation. *Waste Management* 33 (11), 2568-2578.
- Rigamonti L., Chirone R., Ciacci L., Degli Esposti A., Ferrari A.M., Magrini C., Passarini F., Paulillo A., Pini M., Toniolo S., Fedele A., 2020. Applicazioni della metodologia LCA nel campo della gestione e del trattamento dei rifiuti. *Ingegneria dell'Ambiente* Vol. 7 n. 3/2020, 207-223.
- UNI EN ISO, 2021a. 14040:2021 - Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento
- UNI EN ISO, 2021b. 14044:2021 - Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida.

Comparing different food waste management options: a review of LCA studies

Silvia Falasco¹, Lucia Rigamonti², Paola Caputo¹

Abstract: The food waste paradox is in the centre of attention of the scientific community, institutions, and citizens. Having a sustainable management of the food wasted can lead to major benefits for economy, society, and environment. The paper focuses on various studies that used Life Cycle Assessment (LCA) to compare different food waste management methods with the aims to understand the state of the art and the effectiveness of food waste management in the framework of the European directives and regulations and to find out how research can support overcoming the current gaps. The review has concentrated on the choices of functional unit and system boundaries and on the results of the LCA studies. Generally, the food waste hierarchy is respected and landfilling overall is always the worst option. Also, the importance of the context was underlined. Some gaps were identified: a low attention to the prevention and re-use phase of the waste hierarchy – which should be instead the most preferred - and the lack of the assessment of the impacts of transportation, type of food and infrastructures. The results of this study can be useful for policymakers, to divert policies toward more sustainable and suitable management options, but also for researchers to compare innovative solutions to the ones already in use.

1. Introduction

A great amount of food waste (FW) is generated worldwide, and at the same time many people suffer from hunger. This paradox is increasingly capturing the attention of the scientific community and the institutions but also of the citizens. In this study, the term FW is considered in a broader sense, including all the food that is not consumed by humans - edible and inedible fraction (United Nations Environment Program, 2021). In this context, the management of FW is of paramount importance, since it can largely contribute to achieve sustainability if correctly approached, but it can also lead to major environmental damages if incorrectly managed (Lam et al., 2018). For this reason, it is important to understand how research can document and support in defining best practices and in overcoming criticalities in food waste management.

The European Union has proposed a framework for the management of waste. The waste hierarchy was proposed inside the Waste Framework Directive of 2008 (European Union, 2008) and updated in 2018 (European Union 2018) and it is a framework applicable to the management

¹ Politecnico di Milano - Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito

² Politecnico di Milano - Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale
E-mail: silvia.falasco@polimi.it

of waste, which states the actions that should be preferred. This hierarchy can also be applied to FW, as done by Papargyropoulou et al., 2014 (Fig. 1).

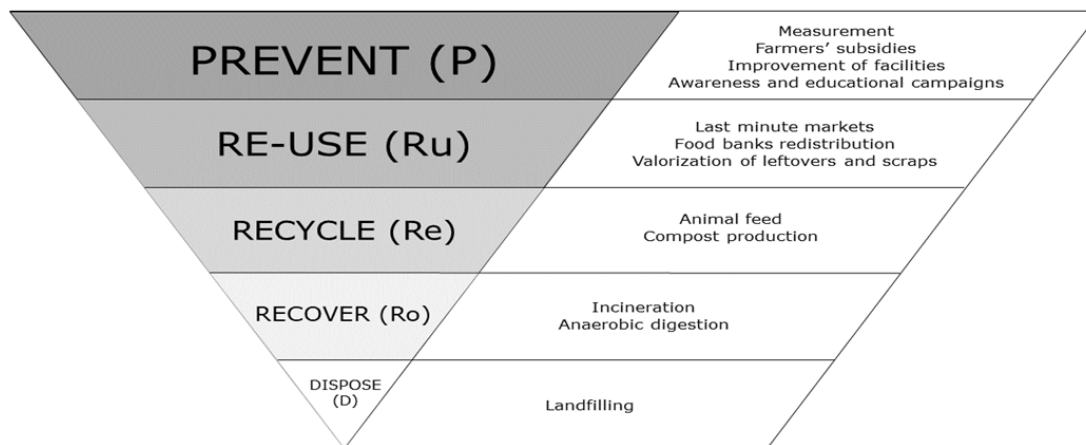


Figure 1: Representation of the waste hierarchy applied to FW (Adapted from Papargyropoulou et al., 2014)

2. Method

Literature research has been conducted using the Scopus database, with the keywords [“(LCA” OR “Life cycle assess*” OR “impact assess*” OR “environment* footprint”) AND (“food waste management” OR “food waste treatment”)]. The research was limited to final stage articles published in peer reviewed journals and written in English and returned 88 articles. The number of articles was reduced to 27 by applying four exclusion criteria: a) “It is a review” (12 excluded), b) “It does not concern FW management options” (12 excluded), c) “It does not use a LCA methodology” (15 excluded), d) “It is not a comparative study” (21 excluded). One study has then been excluded because it considers future scenarios based on forecasts. The details of the included articles can be found in Table 1. A total of 30 different waste management systems were found. To simplify the comparison, they were inserted into the FW hierarchy framework (Fig. 2).

The functional unit and the system boundaries chosen during the goal and scope phase were compared. Regarding the interpretation phase, different assumptions and results were compared. The stage of inventory and impact assessment were not analyzed in this paper.

Table 1: Studies included in this review, with information about the geographical area, the phase(s) of the waste hierarchy that have been analysed and the stage of the supply chain they have considered. (P=prevention, RU=Re-use, RE=Recycling, RO=Recovery, D=Disposal)

	Reference	Geographical area	Waste hierarchy phase	Stage of the supply chain
1	(Abu et al., 2021)	Malaysia	Re / (Re + D)	Households
2	(Ahamed et al., 2016)	Singapore	Ro	Households
3	(Albizzati et al., 2021)	EU 27+1	P, Ru, Re, Ro, D	Households
4	(Al-Rumaihi et al., 2020)	Qatar	Re / (Re + Ro)	Households
5	(Edwards et al., 2018)	Australia	Re / Ro	Households
6	(Elginoz et al., 2020)	Sweden	Re / D	Households
7	(Eriksson & Spångberg, 2017)	Sweden	Ru / Ro	Supermarket
8	(Eriksson et al., 2015)	Sweden	Ru / Re / Ro / D	Supermarket
9	(Fei et al., 2021)	China	(Re +Ro) / Ro	Households
10	(Garcia-Garcia & Rahimifard, 2019)	Great Britain	(Ru + Re) / Re	Brewery
11	(Guven et al., 2019)	Turkey	Ro / D	Households
12	(Kim et al., 2013)	South Korea	Ro	Households
13	(Kim & Kim, 2010)	South Korea	Re / D	Households
14	(Lam et al., 2018)	Hong Kong	Ro	Airport
15	(LaTurner et al., 2020)	USA	Re / Ro / D	Households
16	(Lee et al., 2007)	South Korea	Re / Ro / D	Households
17	(Liu et al., 2022)	China	Ro	Households
18	(Lundie & Peters, 2005)	Australia	Re / D	Households
19	(Manfredi & Cristobal, 2016)	EU	Re / Ro / D	Households
20	(Opatokun et al., 2017)	Australia	Ro / D	Households
21	(Padeyanda et al., 2016)	South Korea	Re	Households + small scale restaurant
22	(Salemdeeb et al., 2018)	Great Britain	Re / Ro	Waste treatment facility
23	(Salemdeeb et al., 2017)	Great Britain	Re / Ro	Households
24	(Tonini et al., 2020)	Netherland	Re / (Re + Ro) / Ro	Households
25	(Woon et al., 2021)	Malaysia	Re / Ro /D	Households
26	(Zhao & Deng, 2014)	South Korea	Re / (Re + Ro) / D	Households
27	(Zhou et al., 2018)	China	Ro / D	Households

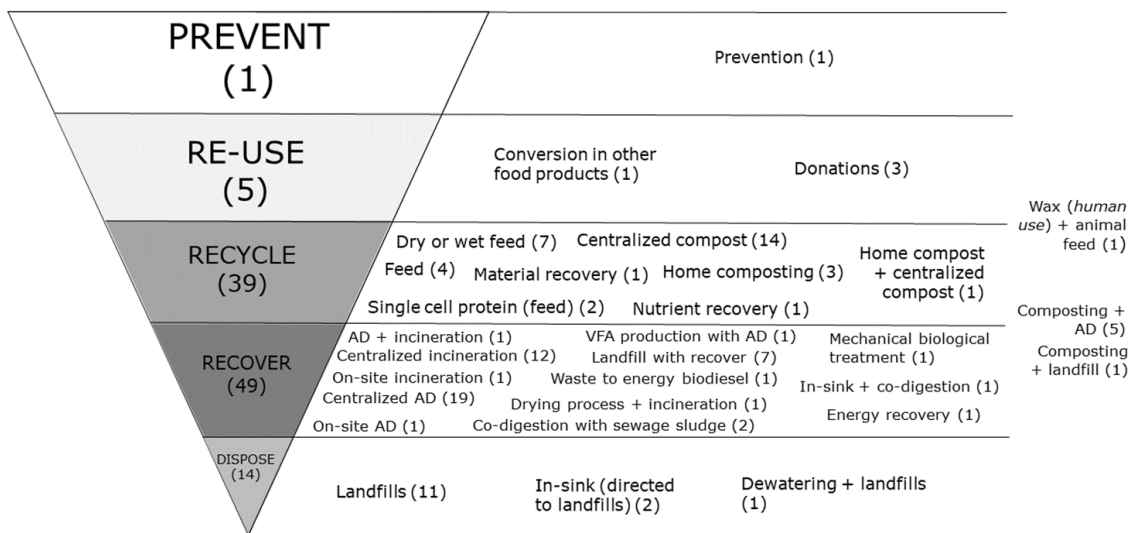


Figure 2: The different methods analysed in the different studies, divided by phase of the waste hierarchy VFA = Volatile Fatty Acids

3. Results and discussion

Published studies are based on quite different assumptions and conditions, so it is impossible to fully compare their results, as reported also by other reviews (Bernstad & Jansen, 2012 and

Omolayo et al., 2021). Liu et al., 2022 have underlined the importance of the country where the analysis is conducted. For example, the way each country procures energy, influence the impact of the management options, especially the ones more energy demanding (Liu et al., 2022). Still some patterns can be detected.

3.1. Functional unit and system boundaries

The functional unit chosen by all the studies was based on mass (1 kg, 1 ton or others) of FW. The system boundaries were set, by almost all the studies, from the collection of FW at the households to its treatment. Only few studies have considered the waste generated in distinct stages of the supply chain, but none considered the earlier phases such as processing or post-harvesting (Table 1). This tendency was confirmed also by the review of Laurent et al., 2014. Saleemdeen et al., 2018 have conducted the analysis starting from the waste management facilities, excluding all the impacts connected to collection and transportation. Some studies (Al-Rumaihi et al., 2020; Eriksson et al., 2015; Woon et al., 2021) have reported the importance of the choice of the by-products final use. For example, Woon et al., 2021, compared the possible impacts of anaerobic digestion (AD), using the produced biogas in three diverse ways: energy production, cooking gas and vehicle fuel, generating different final impacts.

3.2. The food waste hierarchy

When comparing different stages of the waste hierarchy, almost all the studies (17 out of 19) reported that generally the FW hierarchy is respected. There were two exceptions. Kim & Kim, 2010, reported that AD (Ro) and composting (Re) have similar impacts while Edwards et al., 2018, stated that AD performed better. When landfilling is analyzed (11 studies), it is reported that it is the least preferable option, as confirmed also by the review of Laurent et al., 2014. Yet, the practice of landfilling did not perform worst in every indicator. For example, Zhao & Deng, 2014, reported that composting performed worse than landfilling in terms of soil acidification (AC) and nutrient enrichment (NE), pointing that the choice of indicators is fundamental and has a significant impact on the overall results. When comparing management options that belong to the same stage of the waste hierarchy, there is no straightforward evidence that a method performs better than another. For example, inside the Ro phase, Tonini et al., 2020 reported that incineration perform better than AD while other studies (Güven et al., 2019; Kim et al., 2013; Zhou et al., 2018; Saleemdeen et al., 2018; Liu et al., 2022) have reported the opposite. This can also be due to the type of FW is being considered.

3.3. Prevention and reuse phase

The P and Ru stages were not analyzed by most of the studies, as confirmed also by Omolayo et al., 2021. In particular, only three articles (Albizzati et al., 2021; Eriksson et al., 2015; Eriksson & Spångberg, 2017) have evaluated the possible environmental impacts of donations. Eriksson et al., 2015 mentioned that from the strict environmental perspective it is not obvious that donations perform better than AD. Still not only environmental impacts should be calculated when comparing different methods. The focus on the household stage can have a role since donations at this stage are more difficult to analyze.

3.4. Infrastructures

Garcia-Garcia & Rahimifard (2019), Lundie & Peters (2005), Manfredi & Cristobal (2016) and Zhou et al. (2018) have underlined the importance of the infrastructure needed to carry out the management methods. In particular, Zhou et al., 2018 have underlined that, even if a particular infrastructure is present, the displacement of food waste toward a particular method, might result in the need of more infrastructures for that method. Few studies have considered these aspects. This can be due to a lack of data (Garcia-Garcia & Rahimifard, 2019).

3.5. Transportation

Four studies have explicitly commented the importance of transportation. In particular, Lundie & Peters, 2005 have reported a high impact of transport since the high distances from collection points to treatment facilities. Kim et al., 2013, have underlined the importance of treating FW close to where it is collected. Instead, Lam et al., 2018, stated that on-site treatment and centralized treatment have no significant differences, meaning that transportation has a minimal impact. Saleemdeen et al., 2018, stated that composting and AD require a separate collection system of food waste, resulting in higher impact caused by transportation. The importance of the transportation impacts was described also by the review of Bernstad & Jansen, 2012.

3.6. Type of food

Only Eriksson et al., 2015 and Eriksson & Spångberg, 2017 have evaluated the impact of different food categories. They stated that there can be a difference in the environmental impacts of a method, depending on the category of food considered (Eriksson et al., 2015). Also Ahamed et al., 2016 reported the importance of an adaptive strategy that combines different measure depending on the type of FW. Zhao & Deng, 2014, have underlined the importance of the type of FW treated.

4. Conclusion and recommendations

FW treatment is an extremely complex system and therefore many assumptions are needed to complete a full LCA study. Considering that the results achieved by the LCA methodology are strictly dependent on the scenario analyzed and can be more reliable if based on primary data, the data found in literature may not be applicable in a different context.

The lack of studies considering P and Ru phases can be due to difficulties in finding reliable data, to methodological problems or to the difficult definition of the term “food waste”. Moreover, it is impossible to prevent or re-use the whole FW produced. This means that P and Ru measures should be combined with other management methods, making their analysis even more complex. The Ru phase include also all those processes that allow the re-use for human consumption (European Union, 2008). Still those processes are more common at the industry level rather than in households and this could be the reason they were not investigated.

The impact of infrastructure, transportation and type of food considered is still understudied, even though these elements can constitute a big part of the final impacts. Future studies should include these elements in their analysis.

There is an agreement on the food waste hierarchy, especially towards landfilling. The EPA report on wasted food, state that in the USA, the 35.6% of food waste is landfilled; percentage that grows to 55.9% if industries' waste is excluded (EPA, 2020). Despite evidence that landfilling is the least preferable option, this method is still largely used, especially for households' food waste. The development of policies and regulation to divert FW from the landfills to other FW management methods should be encouraged.

Many studies have reported as future development, a cost analysis, which is fundamental to understand the more suitable management option. Also, social impact must be evaluated since sustainability is achieved when all its three dimensions are achieved simultaneously. Further research should therefore focus on the gaps identified and implement the assessment with a measure of social and economic sustainability too.

Even though the multiple consideration expressed before, LCA can be a helpful tool in understanding the possible impacts of different FW management systems. It can be a particularly useful tool, for researchers, to understand the characteristics of current solution and compare them to new innovative ones (Omolayo et al., 2021), and for policy makers to develop new projects or policies to reduce the impacts of food waste management.

5. Bibliography

- Abu, R., Aziz, M. A. A., Hassan, C. H. C., Noor, Z. Z., & Jalil, R. A. (2021). Life cycle assessment analyzing with gabi software for food waste management using windrow and hybrid composting technologies. *Jurnal Teknologi*, 83(6), 95–108.
- Ahamed, A., Yin, K., Ng, B. J. H., Ren, F., Chang, V. W. C., & Wang, J. Y. (2016). Life cycle assessment of the present and proposed food waste management technologies from environmental and economic impact perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 131, 607–614.
- Albizzati, P. F., Tonini, D., & Astrup, T. F. (2021). A Quantitative Sustainability Assessment of Food Waste Management in the European Union. *Environmental Science and Technology*, 55(23), 16099–16109.
- Al-Rumaihi, A., McKay, G., Mackey, H. R., & Al-Ansari, T. (2020). Environmental impact assessment of food waste management using two composting techniques. *Sustainability (Switzerland)*, 12(4).
- Bernstad, A., & Jansen, J.L.C. (2012). Review of comparative LCAs of food waste management systems - Current status and potential improvements. *Waste Management*, 32(12), 2439–2455.
- de Sadeleer, I., Brattebø, H., & Callewaert, P. (2020). Waste prevention, energy recovery or recycling
Directions for household food waste management in light of circular economy policy. *Resources, Conservation and Recycling*, 160.
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., & Burn, S. (2018). Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresource Technology*, 248, 156–173.
- Elginöz, N., Khatami, K., Owusu-Agyeman, I., & Cetecioglu, Z. (2020). Life Cycle Assessment of an Innovative Food Waste Management System. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4.

- EPA (2020). 2018 Wasted food report: Estimates of generation and management of wasted food in the United States in 2018. U.S. Environmental Protection Agency
- Eriksson, M., & Spångberg, J. (2017). Carbon footprint and energy use of food waste management options for fresh fruit and vegetables from supermarkets. *Waste Management*, 60, 786–799.
- Eriksson, M., Strid, I., & Hansson, P. A. (2015). Carbon footprint of food waste management options in the waste hierarchy - A Swedish case study. *Journal of Cleaner Production*, 93, 115–125.
- European Union. (2008). Directive 2008/98/EC on waste. European Union.
- European Union. (2018). Directive 2018/851 on waste. European Union.
- Fei, X., Jia, W., Chen, T., & Ling, Y. (2021). Life-cycle assessment of two food waste disposal processes based on anaerobic digestion in China. *Journal of Cleaner Production*, 293
- Garcia-Garcia, G., & Rahimifard, S. (2019). Life-cycle environmental impacts of barley straw valorization. *Resources, Conservation and Recycling*, 149, 1–11.
- Guyen, H., Wang, Z., & Eriksson, O. (2019). Evaluation of future food waste management alternatives in Istanbul from the life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 239.
- Kim, M. H., & Kim, J. W. (2010). Comparison through a LCA evaluation analysis of food waste disposal options from the perspective of global warming and resource recovery. *Science of the Total Environment*, 408(19), 3998–4006.
- Kim, M. H., Song, H. B., Song, Y., Jeong, I. T., & Kim, J. W. (2013). Evaluation of food waste disposal options in terms of global warming and energy recovery: Korea. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 4(1).
- Lam, C. M., Yu, I. K. M., Medel, F., Tsang, D. C. W., Hsu, S. C., & Poon, C. S. (2018). Life-cycle cost-benefit analysis on sustainable food waste management: The case of Hong Kong International Airport. *Journal of Cleaner Production*, 187, 751–762.
- LaTurner, Z. W., Bennett, G. N., San, K. Y., & Stadler, L. B. (2020). Single cell protein production from food waste using purple non-sulfur bacteria shows economically viable protein products have higher environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 276.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573–588.
- Lee, S. H., Choi, K. I., Osako, M., & Dong, J. I. (2007). Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea. *Science of the Total Environment*, 387(1–3), 42–53.
- Liu, M., Ogunmoroti, A., Liu, W., Li, M., Bi, M., Liu, W., & Cui, Z. (2022). Assessment and projection of environmental impacts of food waste treatment in China from life cycle perspectives. *Science of the Total Environment*, 807
- Lundie, S., & Peters, G. M. (2005). Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 275–286.

- Manfredi, S., & Cristobal, J. (2016). Towards more sustainable management of European food waste: Methodological approach and numerical application. *Waste Management and Research*, 34(9), 957–968.
- Omolayo, Y., Feingold, B. J., Neff, R. A., & Romeiko, X. X. (2021). Life cycle assessment of food loss and waste in the food supply chain. *Resources, Conservation and Recycling*, 164.
- Opatokun, S. A., Lopez-Sabiron, A. M., Ferreira, G., & Strezov, V. (2017). Life cycle analysis of energy production from food waste through anaerobic digestion, pyrolysis, and integrated energy system. *Sustainability (Switzerland)*, 9(10).
- Padeyanda, Y., Jang, Y. C., Ko, Y., & Yi, S. (2016). Evaluation of environmental impacts of food waste management by material flow analysis (MFA) and life cycle assessment (LCA). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(3), 493–508.
- Papargyropoulou, E., Lozano, R., K. Steinberger, J., Wright, N., & Ujang, Z. bin. (2014). The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. *Journal of Cleaner Production*, 76, 106–115.
- Salemdeeb, R., Bin Daina, M., Reynolds, C., & Al-Tabbaa, A. (2018). An environmental evaluation of food waste downstream management options: A hybrid LCA approach. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 7(3), 217-229
- Salemdeeb, R., zu Ermgassen, E. K. H. J., Kim, M. H., Balmford, A., & Al-Tabbaa, A. (2017). Environmental and health impacts of using food waste as animal feed: a comparative analysis of food waste management options. *Journal of Cleaner Production*, 140, 871–880.
- Tonini, D., Wandl, A., Meister, K., Unceta, P. M., Taelman, S. E., Sanjuan-Delmás, D., Dewulf, J., & Huygens, D. (2020). Quantitative sustainability assessment of household food waste management in the Amsterdam Metropolitan Area. *Resources, Conservation and Recycling*, 160.
- United Nations Environment Programme. (2021). Food Waste Index Report.
- Woon, K. S., Phuang, Z. X., Lin, Z., & Lee, C. T. (2021). A novel food waste management framework combining optical sorting system and anaerobic digestion: A case study in Malaysia. *Energy*, 232.
- Zhao, Y., & Deng, W. (2014). Environmental impacts of different food waste resource technologies and the effects of energy mix. *Resources, Conservation and Recycling*, 92, 214–221.
- Zhou, Z., Tang, Y., Dong, J., Chi, Y., Ni, M., Li, N., & Zhang, Y. (2018). Environmental performance evolution of municipal solid waste management by life cycle assessment in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, 227, 23-33.

Aspetti critici nello sviluppo di LCA dettagliate finalizzate alla certificazione EPD: il caso di prodotti in acciaio zincato

Monica Lavagna¹, Anna Dalla Valle¹, Serena Giorgi¹, Andrea Campioli¹

Abstract: Studi LCA dettagliati finalizzati alla certificazione EPD richiedono l'uso di dati primari, ma spesso risulta difficile reperire informazioni dai fornitori e per i processi esterni allo stabilimento produttivo si ricorre a dati da banche dati. Il paper mette in evidenza le difficoltà riscontrate durante la modellazione e la scelta di dati ambientali, portando come esempio il caso di prodotti in acciaio zincato. In particolare, vengono evidenziate: le principali criticità relative alla variabilità dei dati ambientali reperibili da diverse banche dati; le lacune informative relative alla quantificazione del contenuto di riciclato; le difficoltà di reperimento di dati ambientali riguardanti i diversi processi di zincatura; le peculiarità di modellazione del fine vita. L'uso di dati secondari può comportare un allontanamento dall'obiettivo di rappresentatività del dato espresso nelle EPD, soprattutto per prodotti costituiti prevalentemente da materiali provenienti da filiere esterne non ben documentate.

1. Introduzione

Le certificazioni EPD (Environmental Product Declaration) costituiscono un importante strumento per accedere a un'informazione ambientale "primaria", riferita a specifici prodotti di specifici stabilimenti produttivi. L'uso di tali informazioni è oggi particolarmente importante nel settore delle costruzioni (ma non solo) sia nella fase di progettazione (per selezionare il prodotto meno impattante) sia nella fase di costruzione/gara d'appalto per l'acquisto di prodotti (per selezionare il fornitore con i prodotti a minor impatto). In questa direzione si stanno muovendo sia i CAM (Criteri Ambientali Minimi) nel GPP (Green Public Procurement) sia alcune richieste in specifiche gare di progettazione o di appalto, sia pubbliche che private. Dunque tale informazione ambientale va a incidere sulla competitività dei prodotti, non semplicemente nel confronto tra prodotti costituiti da materiali alternativi, ma anche tra prodotti costituiti dallo stesso materiale e con caratteristiche simili, rendendo vincente il processo di produzione (e la relativa filiera) che consente un minor impatto ambientale.

Per quanto gli studi LCA finalizzati alla realizzazione di EPD mirino alla raccolta di dati primari, spesso accade che il dato primario raccolto in relazione alla quantità di materiale o energia consumato in stabilimento (foreground system) sia poi associato a dati ambientali di inventario (LCI) contenuti in banche dati (background system), dunque dati secondari.

Frequentemente accade che il produttore che vuole ottenere la certificazione EPD sia il soggetto finale della filiera di produzione, che compie magari poche lavorazioni sul prodotto (es.

¹ Politecnico di Milano, Dipart ABC Architecture, Built environment and Construction engineering
Email: monica.lavagna@polimi.it

sagomatura, verniciatura, assemblaggio), ma ha l'interesse di avere un prodotto certificato perché si occupa della commercializzazione del prodotto.

L'uso di dati secondari anche nel caso in cui il prodotto in analisi sia costituito prevalentemente da un materiale prodotto al di fuori dello stabilimento, porta dunque ad avere una raccolta di dati primari su poche lavorazioni marginali finali e ad avvalersi di dati secondari sui processi di produzione più importanti, che determinano anche la quota più rilevante degli impatti ambientali.

Il paper si propone quindi di mettere in evidenza le difficoltà riscontrate nell'analisi LCA, finalizzata allo sviluppo di una certificazione EPD, nel caso particolare di prodotti in acciaio zincato, in cui lo stabilimento finale effettua solo lavorazioni di sagomatura e assemblaggio. Data la complessità che caratterizza i flussi materiali della catena del valore di prodotti in acciaio zincato, molteplici sono le lacune informative relative al processo produttivo, alle percentuali di riciclato, ai processi di zincatura, per cui emerge la necessità di effettuare assunzioni e di ricorrere a banche dati. Di seguito vengono pertanto presentati e discussi i principali aspetti di criticità rilevati nella modellizzazione LCA di tali prodotti.

2. Variabilità del profilo ambientale da banche dati diverse

I prodotti in acciaio zincato presentano una complessa catena produttiva, in quanto sono soggetti a una serie di processi, trasformazioni e trattamenti dislocati in diversi stabilimenti a seconda delle lavorazioni richieste. Attività principale, nonché più impattante, avviene sicuramente nelle acciaierie, dove l'acciaio viene prodotto tramite forni fusori ad alte temperature, attivi costantemente tutto l'anno. Qui emerge il primo aspetto critico, ossia il fatto che nonostante la crescente attenzione in materia di sostenibilità ambientale, le acciaierie non sono generalmente dotate di EPD di prodotto da cui attingere dati primari. Inoltre, le aziende che lavorano prodotti in acciaio si riforniscono comunemente di semilavorati provenienti da svariate acciaierie, a seconda della disponibilità (fornitura non costante), accrescendo ulteriormente le difficoltà di elaborazione di un inventario rappresentativo. Per tale motivo, per quantificare gli impatti ambientali sono necessarie assunzioni nei dati, avvalendosi di dati secondari per tutti i processi upstream (background system), relativi alla produzione dei semilavorati (per es. coils in acciaio).

Il database LCI Ecoinvent offre due dataset specifici per il materiale acciaio, a seconda del processo produttivo: il processo 100% BOF (Basic Oxygen Furnace), indicato come primario in quanto produce acciaio "vergine"; e il processo 100% EAF (Electric Arc Furnace), definito come secondario in quanto utilizzato per riciclare rottami di acciaio. Il database GaBi, invece, riporta il profilo ambientale di una lamiera d'acciaio (steel sheet) 100% BOF e di profili d'acciaio fabbricati tramite un mix dei due processi (30% BOF e 70% EAF). Tuttavia, confrontando i dataset a parità di unità funzionale (1 kg di acciaio 100% BOF) reperiti da Ecoinvent e GaBi, è possibile notare una notevole disparità nei valori di impatto (Tab. 1). Il dataset GaBi si dimostra infatti estremamente vantaggioso per tutte le categorie di impatto ambientale, eccetto per gli indicatori ADPF (Abiotic depletion fossil fuels) e GWP (Global Warming Potential), che risultano favorevoli nel dataset Ecoinvent. Ciò implica che, a seconda del dataset utilizzato per la modellizzazione dell'acciaio, si considerano benefici/svantaggi sotto il profilo ambientale, penalizzando significativamente i prodotti elaborati a partire dal dataset Ecoinvent dell'acciaio.

Tabella 1: confronto dataset acciaio BOF e EAF: Ecoinvent e GaBi

Impatti ambientali		Ecoinvent		GaBi
Indicatore	Unità	1 kg 100% BOF Steel, unalloyed*	1 kg 100% EAF Steel, low- alloyed**	1 kg 100% BOF Steel Sheet
ADPE <i>Abiotic depletion</i>	[kg Sb eq]	7,98E-06	6,43E-06	1,24E-07
ADPF <i>Abiotic depletion (fossil)</i>	[MJ]	1,71E+01	5,22E+00	1,95E+01
GWP <i>Global warming</i>	[kgCO ₂ eq]	1,73E+00	3,83E-01	2,20E+00
ODP <i>Ozone layer depletion</i>	[kgCFC- 11eq]	9,27E-08	4,73E-08	3,41E-15
POCP <i>Photochemical oxidation</i>	[kgC ₂ H ₄ eq]	1,28E-03	1,43E-04	6,51E-04
AP <i>Acidification</i>	[kgSO ₂ eq]	6,47E-03	1,89E-03	4,64E-03
EP <i>Eutrophication</i>	[kgPO ₄ ³⁻ eq]	3,55E-03	1,10E-03	4,49E-04

* Steel, unalloyed {RER}| steel production, converter, unalloyed | Cut-off, U

** Steel, low-alloyed {RER}| steel production, electric, low-alloyed | Cut-off, U

3. Criticità nella modellazione delle percentuali di riciclato

Altra questione particolarmente importante da sollevare per lo sviluppo di valutazioni LCA di prodotti in acciaio zincato concerne il contenuto di riciclato, aspetto assai delicato anche alla luce del crescente interesse che riveste in materia di GPP e CAM. Infatti, le acciaierie, e di conseguenza i diversi fornitori, non dispongono oggi di sistemi di tracciabilità tali da permettere la quantificazione dello specifico contenuto di riciclato, in quanto variabile in base alla disponibilità di rottame presente sul mercato. Per colmare tale lacuna è possibile assumere valori statistici, in mancanza di dati peculiari legati allo specifico contesto di applicazione, deducibili ad esempio dal processo di produzione medio europeo. Secondo la media europea (EUROFER, 2020), il 60% dell'acciaio corrisponde alla produzione di acciaio da altoforno, a ciclo integrale BOF, e il 40% alla produzione alla produzione di acciaio da forno elettrico, EAF.

Tali percentuali non rispecchiano però quelle presenti ad oggi nei database LCI. Come prima anticipato, Ecoinvent distingue semplicemente il processo 100% BOF e 100% EAF, mentre GaBi, oltre ad offrire il dataset 100% BOF, presenta il profilo ambientale di 1 kg di profili in acciaio prodotti al 30% via BOF e al 70% via EAF. Allargando la ricerca, l'associazione di categoria per l'industria siderurgica (World Steel Association) specifica gli impatti ambientali di profilati in

acciaio secondo il mix 36% BOF e 64% EAF (WSA, 2019). Primo elemento di criticità è quindi il fatto che tali percentuali non corrispondono con la media europea. Seconda criticità è il fatto che, come già evidenziato nel paragrafo precedente, si rileva l'esistenza di notevoli discrepanze nei risultati a seconda della banca dati di riferimento, indipendentemente dai processi considerati. Combinando infatti i dataset BOF e EAF di Ecoinvent in accordo con le percentuali considerate rispettivamente da GaBi e dalla World Steel Association, emergono variazioni significative negli impatti associati (Tab. 2). Ad esclusione degli indicatori ADFE e GWP, il dataset GaBi si conferma essere il più vantaggioso sotto il profilo ambientale, seguito da Ecoinvent e da ultimo quello della World Steel Association. Selezionando un dataset piuttosto che un altro, l'esperto LCA rischia pertanto di favorire/penalizzare la valutazione degli impatti, indipendentemente dagli impatti effettivi del processo analizzato.

Tabella 2: confronto dataset acciaio mix BOF-EAF: Ecoinvent, GaBi e World Steel Association (WSA)

Impatti ambientali		Ecoinvent	GaBi	Ecoinvent	WSA
Indicatore	Unità	1 kg 30% BOF 70% EAF Elaborazione	1 kg 30% BOF 70% EAF Steel profiles	1 kg 36% BOF 64% EAF Elaborazione	1 kg 36% BOF 64% EAF Steel sections
ADPE	[kg Sb eq]	6,90E-06	1,76E-07	6,99E-06	---
ADPF	[MJ]	8,79E+00	1,04E+01	9,50E+00	---
GWP	[kgCO ₂ eq]	7,87E-01	1,06E+00	8,68E-01	1,60E+00
ODP	[kgCFC-11eq]	6,09E-08	1,42E-14	6,36E-08	---
POCP	[kgC ₂ H ₄ eq]	4,84E-04	3,65E-04	5,53E-04	7,00E-04
AP	[kgSO ₂ eq]	3,26E-03	2,02E-03	3,54E-03	3,70E-03
EP	[kgPO ₄ ³⁻ eq]	1,83E-03	2,28E-04	1,98E-03	3,30E-04

Non bisogna poi sottovalutare il fatto che i dataset oggi disponibili specificano esclusivamente i processi di produzione dell'acciaio, senza esplicitare la percentuale di riciclato, richiedendo successive elaborazioni dei dati in questione. Per definire la percentuale di riciclato è infatti necessario esaminare nel dettaglio i dati di inventario input-output dei dataset sull'acciaio considerati, al fine di individuare la quota di rottami in acciaio. Ipotizzando per il calcolo dell'impatto dell'acciaio di assumere i dataset Ecoinvent, si nota come l'inventario del processo BOF considera un contenuto di riciclato pari al 19%, raggiungendo invece una quota del 100% nel caso di processo EAF (Tab. 3).

Tabella 3: calcolo contenuto di riciclato dei dataset Ecoinvent

BOF - Blast Oxigen Furnace			EAF - Electric Arc Furnace		
Steel, unalloyed {RER} steel production, converter, unalloyed Cut-off, U			Steel, low-alloyed {RER} steel production, electric, low-alloyed Cut-off, U		
	[kg]	%		[kg]	%
Iron ore	0,022	2%	Iron scrap	1,105	100%
Iron scrap	0,2125	19%	Anode	0,003	
Pig iron	0,9	79%	Hard coal	0,014	
Dolomite	0,00275		Oxigen	0,05073	
Ferronickel	0,006		Quicklime	0,055	
Oxigen	0,07145		Refractory	0,0135	
Quicklime	0,0425				
Total iron	1,1345	100%	Total iron	1,105	100%

Considerando poi che secondo l'assunzione da media europea, l'acciaio viene prodotto per il 60% da processo BOF e per il 40% da processo EAF, è possibile asserire che il contenuto di riciclato dell'acciaio considerato per la valutazione sia pari al 51,24%. Il rottame in acciaio in input espresso in kg per unità funzionale costituisce l'indicatore SM (Use of secondary materials) dichiarato all'interno della certificazione EPD, con il quale si attesta nello specifico il contenuto di riciclato del prodotto in esame.

4. Mancanza e obsolescenza di dati sulla zincatura

Oltre alla variabilità del profilo ambientale da fonti diverse e alla difficoltà di modellare le percentuali di riciclato, è da sottolineare l'ulteriore difficoltà di reperimento di dati relativi alla sola zincatura di prodotti in acciaio zincato.

Esistono infatti differenti processi possibili per zincare profili in acciaio, tra cui la zincatura Sendzimir o elettrolitica e la zincatura a caldo. La prima, normata dalla UNI EN 10142:2002, avviene direttamente in acciaieria durante la produzione dei *coil* in acciaio e prevede un primo trattamento di sgrassatura dell'acciaio per l'eliminazione delle impurità superficiali, successivamente il decapaggio in acido cloridrico per l'eliminazione degli ossidi di ferro ed, infine, l'immersione dell'acciaio in una soluzione elettrolitica contenente sali di zinco; lo zinco si deposita sull'acciaio grazie alla creazione di un passaggio di corrente. Lo spessore di rivestimento di zinco Sendzimir è generalmente pari a 20 μm , con un peso di 275 g/m^2 . La zincatura a caldo, normata dalla UNI EN ISO 1461:2009, prevede, invece, l'immersione di manufatti in acciaio in un bagno di zinco fuso tenuto alla temperatura di circa 450°C. Lo spessore di zinco è pari a 55 μm , quindi molto superiore rispetto alla zincatura elettrolitica.

Nonostante la differenza dei due processi, non esistono dataset ambientali specifici. Attraverso una ricerca in diverse banche dati, studi LCA ed EPD di settore, è stato possibile selezionare diversi dataset (Tab. 4), che riportano differenti spessori di zinco, o addirittura non lo dichiarano,

ed espressi per unità funzionali diverse, a kg di prodotto di acciaio zincato, a m² di zincatura o m² di foglio di acciaio zincato.

Tabella 4: Dataset disponibili relativi alla zincatura, da diverse fonti

Fonte	Dataset	UF	Zincatura
GaBi	Steel sheet HDG; BF route, 5.72 kg/m ²	1 m ²	n/a
	Steel sheet HDG, BF route	1 kg	20 µm
Ecoinvent	Zinc coat, coils {RER} zinc coating, coils	1 m ²	20-45 µm
	Zinc coat, pieces {RER} zinc coating, pieces	1 m ²	130 µm
	Zinc coat, pieces, adjustment per micro-m {RER}	1 m ²	1 µm
WSA	Steel hot dip galvanised EU 2020 worldsteel	1 m ² , 8mm	85 µm
EPD	EGGA EU Steel Association, BF route	1 kg	n/a

Si nota che sia *GaBi*, sia *World Steel Association*, sia la EPD dell'associazione *EGGA* (European General Galvanizers Association) forniscono dati aggregati sull'acciaio zincato, impedendo che la zincatura possa essere modellata come processo separatamente dall'acciaio (anche perché non si conoscono le quantità considerate). In particolare, la banca dati *GaBi* non riporta un dataset relativo alla sola zincatura, ma solo dati relativi all'acciaio zincato, comprendendo quindi sia gli impatti dell'acciaio sia quelli della zincatura. Inoltre, è possibile trovare esclusivamente profili ambientali di acciai zincati tramite processo di zincatura a caldo (*Hot Deep Galvanized*), nei quali lo spessore di zinco non è dichiarato, oppure risulta essere pari a 20 µm.

La banca dati *Ecoinvent*, invece, fornisce i valori della zincatura separatamente dall'acciaio, applicabili su diversi prodotti in acciaio (*coils* o *pieces*). Il dataset di *Ecoinvent* sono espressi per 1 m² di zincatura con un range compreso tra 20 e 45 µm e pari a 130 µm. Inoltre *Ecoinvent* riporta un dataset di “*adjustment*” che permette di aggiungere al dataset “*Zinc coat, coils*” (che assume una zincatura “media”) gli impatti relativi all'aggiunta di 1 µm di zincatura, al m² di prodotto (tale dataset non può essere utilizzato per sottrarre spessore alla zincatura). Attraverso i dati *Ecoinvent* è possibile quindi modellare i diversi spessori di zincatura, senza però differenziare i processi produttivi. Tuttavia, partendo da un dataset relativo ad un intervallo medio di spessore (20-45 µm), non è possibile ottenere il preciso valore di impatto di prodotti con diversi spessori specifici di zincatura (20 µm e 55 µm), tra i quali si vuole effettuare un confronto ambientale.

Al tal fine è, quindi, necessario modificare il dataset di zincatura *Ecoinvent*, intervenendo sui dati di inventario input-output sottesi alla valutazione LCA del dataset stesso. Partendo dai dati di input-output del dataset *Ecoinvent* relativo ad “*adjustment per micro-m*” è possibile dedurre il peso dello zinco al m², pari a 0,0154 kg/m² per µm. Tale quantità è stata moltiplicata per i µm di ciascun tipo di zincatura, ovvero x 20 nel caso della zincatura Sendzimir e x 55 nel caso della zincatura a caldo. Conoscendo quindi la quantità di zinco al m² per i due prodotti (Sendzimir e Zincato a caldo), è stato possibile modificare il peso imputato nell'inventario input-output del dataset relativo al range 20-45 µm, sostituendo il preciso peso dello zinco, ed ottenendo quindi due dataset differenti per i prodotti Sendzimir e i prodotti Zincati a caldo.

5. Modellazione del riciclo a fine vita

L'ultimo aggiornamento della EN 15804:2019, standard che regola le EPD, stabilisce come obbligatoria la dichiarazione delle fasi C1-C4 e del modulo D (oltre ai già obbligatori moduli A1-A3) del ciclo di vita.

Nelle EPD, grazie all'indicatore MFR (*Materials for recycling*) è possibile dichiarare la quantità di materiale conferita a riciclo a fine vita; per prodotti in acciaio generalmente nei moduli A1-A3 viene considerata la quantità di sfridi generata dal processo di produzione e nel modulo C3 viene considerata la quantità totale del prodotto giunto a fine vita e conferito interamente ai centri di riciclaggio.

Per esprimere il beneficio del riciclo dell'acciaio, nel Modulo D, è necessario però porre molta attenzione per evitare doppi conteggi del beneficio di riciclaggio. Un prodotto in acciaio generalmente ha in sé un contenuto di riciclato, costituito dai rottami ferrosi immessi nel processo di produzione dell'acciaio. Inoltre, a fine vita, lo stesso prodotto in acciaio può essere interamente riciclato.

In una valutazione LCA, considerando un approccio *cut-off*, è ritenuto non corretto quantificare nel modulo D il beneficio del riciclaggio della quota parte di rottami utilizzati in fase di produzione (contenuto di riciclato del prodotto), in quanto tale beneficio è già stato attribuito al ciclo di vita di provenienza del rottame stesso ed è già premiale nel ciclo di vita del prodotto analizzato (altrimenti sarebbe un doppio conteggio di tale beneficio).

Dalla quantità totale di acciaio conferita al centro di riciclaggio a fine vita (*Steel scrap EoL volume*) è necessario sottrarre la quota parte di contenuto di riciclato in input (*Steel scrap input volume*), al fine di escluderla dal calcolo dei benefici del Modulo D. Conseguentemente è possibile quantificare la quantità di acciaio al netto del contenuto di riciclato (*Net steel Scrap*), ovvero solo la quota parte dell'acciaio vergine in input. Il *Net steel Scrap* è quindi la sola quantità di acciaio che influisce sul beneficio ambientale dato dal riciclo del prodotto in acciaio, in sostituzione della produzione di nuovo acciaio vergine. È necessario, inoltre, considerare che durante il processo di riciclaggio è inevitabile una perdita di materiale, generalmente posta pari al 5% nelle EPD di prodotto in acciaio disponibili; tale percentuale va quindi sottratta al *Net steel Scrap*.

Ponendo l'esempio di un prodotto in acciaio di 3 kg e un contenuto di riciclato in input pari a 51,24% (cfr. par. 3), si ricava che la quantità di acciaio da considerare per il calcolo dei benefici ambientali è pari a 1,39 kg (tab. 5).

Tabella 5: Esempio di calcolo della quota parte di acciaio End of Life influente sul beneficio del modulo D

Steel scrap input volume	(51,24% contenuto di riciclato)	1,54	kg
Steel scrap EoL volume	(peso totale prodotto in acciaio)	3,00	kg
Net steel scrap volume	(-5% perdita durante riciclaggio)	1,39	kg

Per la valutazione del beneficio ambientale derivato dal riciclaggio a fine vita (modulo D) di prodotti in acciaio occorre calcolare l'impatto evitato (espresso con segno negativo) della produzione di un nuovo acciaio vergine, sommando allo stesso l'impatto (positivo) causato dal processo di riciclaggio. Per il calcolo degli impatti è possibile utilizzare i dataset *Ecoinvent* relativi al processo BOF e al processo EAF. La formula del conteggio per il beneficio a fine vita è dunque la seguente:

$$\text{Impatti modulo D} = - (\text{tot kg Net Steel Scrap} * \text{impatto produzione BOF}) + (\text{tot kg Net Steel Scrap} * \text{impatto riciclaggio EAF})$$

6. Conclusioni

All'interno di un mercato competitivo, in cui la Dichiarazione Ambientale di Prodotto (EPD), sta rivestendo un crescente interesse, in quanto richiamata sia da strumenti volontari per la valutazione ambientale di edificio, come i protocolli ambientali *Green Building Rating System*, sia da strumenti cogenti, come i Criteri Ambientali Minimi (D.Lgs. 50/2016 e s.m.i.), è necessario evitare la diffidenza sulle potenzialità della metodologia LCA da parte dei produttori, quali proprietari e promotori delle dichiarazioni EPD. Purtroppo le differenze dipendenti da assunzioni e modellazioni dei dati e dall'uso di dati LCI provenienti da fonti differenti spesso destabilizzano i produttori che non capiscono la ragione della differenza di dati ambientali tra EPD di prodotti simili di diversi *competitor*.

Le criticità messe in luce dal paper sottolineano quindi l'urgenza di allineamenti di dati ambientali nelle banche dati, che dovrebbero esprimere effettivi dati "medi", e la necessità di avere dati "scorporabili" nei diversi processi (es. zincatura), al fine di consentire una modellazione più flessibile, e metadati più chiari, che permettano di chiarire meglio le caratteristiche del dataset.

Anche le assunzioni metodologiche nell'ambito della valutazione LCA, derivate dalla mancanza di dati, costituiscono possibili variabili fuorvianti, che causano diversità tra profili ambientali di prodotti simili dichiarati in EPD differenti. La diversità dei profili ambientali espressi nelle EPD dovrebbe essere generata da "effettive" variazioni produttive, e non dalle caratteristiche dello studio LCA (assunzioni, fonte dei dati, ecc.).

Un ulteriore elemento qualificante a cui educare il mercato è una maggiore responsabilizzazione di tutta la filiera nella raccolta di informazioni ambientali. Le EPD dovrebbero essere espressione di dati primari di tutta la filiera e non solo del *core process* dello stabilimento che commissiona la certificazione e lo studio LCA. Questo aspetto rivela diverse criticità non solo per la difficoltà di certificare con EPD l'intera filiera di approvvigionamento, ma per l'occasionalità di certi rapporti di fornitura: molte filiere, in particolare quelle che si basano sul riciclo, non hanno approvvigionamenti stabili, per cui diventa difficile definire un contenuto di riciclato "medio" e un impatto di filiera rappresentativo (se i fornitori continuano a cambiare).

L'armonizzazione delle banche dati e delle assunzioni sottese agli studi LCA costituisce un processo essenziale per rendere maggiormente credibile la metodologia e garantire una corretta competitività sul mercato.

7. Bibliografia

- AIZ – Associazione Italiana Zincatura, 2021. Linee Guida del CSLP per PNRR e PNC. Come l'acciaio zincato a caldo contribuisce alla sostenibilità ambientale delle opere, in: Rivista internazionale Zincatura a caldo.
- BIR – Bureau of International Recycling, 2020. World Steel Recycling in Figures 2015-2019. Steel Scrap: a Raw Material for Steelmaking. 11th edition.
- EGGA – European General Galvanizer Association, 2021. Galvanized steel and sustainable construction: solution for a circular economy.
- EUROFER – European Steel Association, 2020. What is steel and how is steel made? Overview of the steel production process.
- WSA – World Steel Association, 2019. Life Cycle Inventory study. 2019 data release.

Analisi LCA di un processo di estrusione per il riciclo di imballaggi in plastica

Angela Daniela La Rosa¹, Margherita Zanichelli¹, Anna Maria Ferrari²

Abstract: Viene applicato il metodo LCA semplificato al fine di mostrare il beneficio ambientale risultante da recupero e riutilizzo di uno scarto di lavorazione. Vengono analizzati i dati di un'azienda norvegese il cui processo è in grado di lavorare, mediante estrusore e dopo adeguati pre-trattamenti, dei film post-consumer per imballaggio in PE. Viene così prodotto un rigranulato dal quale è possibile ottenere ulteriori film per imballaggio. Dal processo suddetto risulta un 2% di scarto di lavorazione che, considerate le sue caratteristiche chimiche, fisiche e meccaniche, ha le potenzialità per essere riutilizzato e rivalorizzato. Il presente LCA valuta gli impatti ambientali evitati in uno scenario di riciclo di tale scarto, operando un confronto con uno scenario di discarica o incenerimento.

1. Introduzione

Norfolier GreenTec AS (NOR) è un'azienda situata a Follal (Innlandet, Norvegia) che si occupa della produzione di rigranulato di plastica e materiale plastico per sacchetti, sfruttando imballaggi da post-consumo; tali materiali vengono raccolti dal settore agricolo, dall'industria e dal commercio al dettaglio. A partire da tali film si ottiene un rigranulato di ottima qualità destinato a molteplici impieghi.

Una volta ottenuto il prodotto finale rigranulato, parte di esso viene venduto e parte trasportato all'altra sede NOR presso Notodden, dove viene ulteriormente trasformato in film in PE destinato alla produzione di sacchetti per rifiuti, poi venduti dalla stessa NOR. Altri possibili usi sono la realizzazione di tubature o piastre di copertura stradale. Questo secondo processo non viene preso in considerazione dal presente elaborato, in quanto ci si concentra solamente sul prodotto di scarto della produzione di rigranulato.

L'azienda attualmente ricicla circa 22.000 t all'anno di film da imballaggio in plastica, che altrimenti finirebbero in discarica o andrebbero ad incenerimento.

Il conferimento in discarica, in particolare, non risulta per nulla sostenibile: l'occupazione di suolo sarebbe ingente e non si avrebbe nessun recupero di materiale o di energia; il deposito, sebbene adeguatamente controllato, produrrebbe comunque particolato ed emissioni odorigene in atmosfera, oltre che percolato e rilascio di contaminanti nel suolo.

L'incenerimento è preferibile, grazie al processo di combustione del rifiuto e al conseguente recupero energetico che ne deriverebbe. Inoltre si avrebbe una riduzione volumetrica del rifiuto e

¹ Department of Manufacturing and Civil Engineering, Norwegian University of Science and Technology, Teknologivegen 22, 2815, Gjøvik (Norvegia)

² Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria, Università di Modena e Reggio Emilia, via G. Amendola 41-43, 42122 RE (Italia)

Email: angela.d.l.rosa@ntnu.no

una diminuzione della sua quantità da smaltire successivamente (sottoforma di bottom ashes o fly ashes da combustione e depurazione fumi). Nonostante questi vantaggi, il processo complessivo dell'incenerimento non è comunque circolare, pertanto non sostenibile nel lungo periodo, a causa del suo contributo in termini di emissioni di CO₂ e all'impiego di combustibili fossili per la produzione di plastica vergine. Si tratterebbe infatti di dover produrre nuova plastica per sostituire quella che è stata incenerita, in un modello che risulterebbe pertanto lineare e non circolare.

L'alternativa di riciclo poposta da NOR è invece maggiormente compatibile con le necessità di tutela ambientale e di circolarità. D'altra parte, nonostante NOR attualmente recuperi con successo gli imballaggi, durante la produzione dà inevitabilmente origine a sottoprodotti, inviati ad incenerimento e per lo smaltimento dei quali è necessario pagare.

Tale sottoprodotto viene generato durante il processo di estrusione, da parte dell'estrusore stesso. Lo scarto tal quale (non trattato) non può essere sfruttato all'interno del medesimo ciclo produttivo di NOR, in quanto diminuirebbe qualità e produttività. A causa della sua disomogeneità e delle impurità in esso contenute, questo materiale andrebbe infatti ad intaccare l'ottimale composizione del PE di lavorazione, ottenuto mediante una articolata linea di pre-trattamento. Grazie alla sua pulizia e alla sua regolarità dimensionale, il PE porta ad un prodotto di estrusione di alto valore: reintrodurre un by-product dalle possibilità di lavorazione più limitate e chimicamente più disomogeneo limiterebbe la possibilità di ottenere film sufficientemente sottili e prestanti in seguito.

La valutazione del ciclo di vita (LCA, Life Cycle Assessment) effettuata e discussa in questo manoscritto mira a valutare l'impatto ambientale del processo attuale, compresi lo scenario di discarica o incenerimento per il trattamento degli scarti di lavorazione e lo scenario di possibile riciclo in circuito chiuso (closed loop) di tali residui plastici.

L'azienda utilizzerà i risultati LCA per valutare l'attuale impatto ambientale del ciclo produttivo complessivo e dello scarto in particolare, così da poterlo ridurre attraverso una parallela ricerca tecnologica sulle potenzialità di questo rifiuto. Verranno infatti studiati possibili impieghi alternativi del sottoprodotto, usufruendo anche di una sua caratterizzazione chimica e meccanica.

2. Il processo di lavorazione

2.1. Il pre trattamento: triturazione, lavaggio e asciugatura

Il materiale conferito allo stabilimento NOR di Folldal è costituito al 100% da film riciclati per packaging in polietilene, in particolare LDPE e LLDPE, provenienti per un 50% dal settore agricolo e per la restante parte dal settore industriale, oltre che in minori quantità da attività commerciali. Tale materiale di riciclo viene per questo classificato come "post consumer": viene infatti raccolto dalla compagnia Grønt Punkt Norge presso agricoltori e altri utenti (i consumers), e conferito a NOR affinché venga rivalorizzato. Non si tratta dunque di un by-product risultante dalla lavorazione interna di NOR reimmesso poi nel medesimo ciclo produttivo. La compagnia deve pagare al fine di ricevere questo materiale in ingresso, ma il costo è comunque inferiore rispetto a quello del polietilene vergine.

Una volta ricevuto, il materiale viene pretrattato mediante triturazione, lavaggio meccanico ed essiccazione. Sono presenti tre linee di triturazione e altrettante di lavaggio ed essiccamento. La presenza di tre linee differenti consente di avere una grande flessibilità di produzione, per far

fronte ai differenti carichi e alle differenti qualità e composizioni della plastica in ingresso. In tal modo è garantita una buona produzione in continuo.

La triturazione permette di ridurre le dimensioni e rendere il materiale più omogeneo, oltre che di miscelare il polietilene di provenienza agricola da quello industriale, per ottenere una proporzione ottimale tra LDPE e LLDPE.

Si effettua poi il lavaggio con acqua, senza l'impiego di prodotti chimici; viene utilizzata acqua prelevata dal vicino fiume, la quale viene poi reimpiegata per utilizzi interni alla fabbrica e immessa in una vasca esterna. Qui si verifica la sedimentazione dei residui rimasti in sospensione, per far riconfluire infine l'acqua al medesimo fiume. Non si tratta quindi di un consumo ma solamente di un utilizzo, senza impatto rilevante in termini ambientali.

L'acqua viene regolarmente analizzata da un laboratorio così da verificare il rispetto dei limiti di emissione per gli scarichi. Dato che il processo di lavaggio prevede solamente passaggi fisici, come la centrifugazione e la frizione, gli inquinanti principali contenuti nell'acqua di scarto sono essenzialmente sabbia, polvere, materiali inerti, residui di fieno, dunque il rischio della presenza di composti o elementi pericolosi (come metalli pesanti) è limitato.

In futuro, potrebbe essere utile indirizzare una ricerca chimica specifica per quantificare il contenuto di microplastiche in queste acque, dal momento che provengono da trattamento di PE. Questa fonte di contaminazione idrica sta infatti diventando un tema sempre più urgente in quanto questo tipo di particelle può provenire da un larghissimo numero di attività, sia industriali che domestiche.

La successiva asciugatura permette infine di ridurre il contenuto di acqua rimasto.

Durante questi processi si verifica una perdita complessiva di materiale tra il 25% ed il 35%, il quale viene destinato ad incenerimento. Nei calcoli successivi verrà considerata una media del 30%.

2.2. Estrusione

Questa successiva lavorazione avviene in continuo ad una temperatura intorno ai 230°C, su due linee e con estrusori di diametro 160 mm e 180 mm.

Il prodotto finale, il rigranulato in PE, si presenta sotto tre tipologie: GreenStar, ClearStar e FlexStar (Figura 1). Si differenziano per la colorazione, rispettivamente trasparente, bianca e grigio-nera, in base alle caratteristiche dei film da cui vengono ricavate. Ogni tipologia verrà poi lavorata separatamente per ottenere film plastici differenti. Il controllo finale del prodotto è solamente visivo; eventuali difetti vengono rilevati dal successivo stabilimento di Notodden, dove il rigranulato verrà rilavorato in film.

Ognuno dei tre rigranulati genera anche un residuo, a sua volta di tre tipologie (Figure 2 e 3).



Figura 1: Le tre tipologie di rigranulato, ClearStar, GreenStar e FlexStar

Questo scarto viene generato in parallelo con il rigranulato in quanto respinto dall'estrusore stesso all'altezza del filtro. La macchina ne riconosce le caratteristiche di impurezza e disomogeneità e lo elimina, in quanto costituisce un ostacolo al suo funzionamento. La sua composizione vede un mix disomogeneo di miscele di fusione polimeriche non lavorabili alla temperatura di estrusione programmata. Tale residuo costituisce circa l'1,5-2% del prodotto finale.

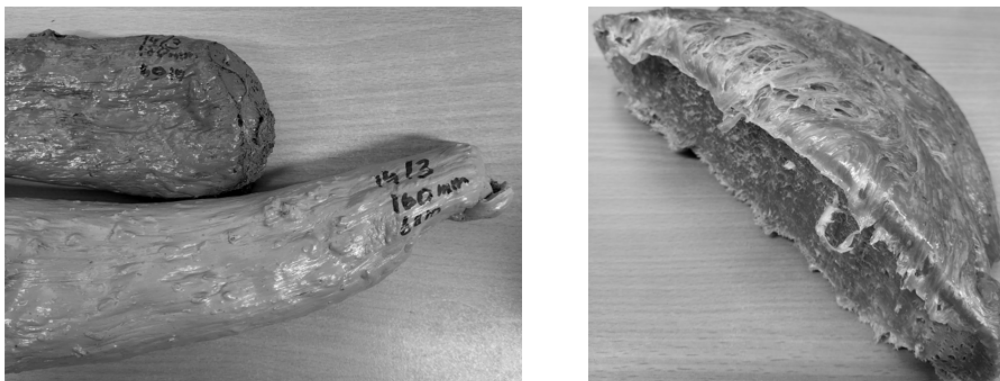


Figure 2 e 3: Alcuni esempi di scarto di lavorazione

Per l'azienda lo scarto non ha ad oggi alcun impiego; come precedentemente spiegato, non è possibile reinserire il materiale a monte del medesimo processo di lavorazione per motivi di qualità ed efficienza. Una parte dello scarto viene attualmente venduta, e con essa è possibile realizzare coperture stradali e altri manufatti che non presentino spessori troppo sottili, non conseguibili con una materia prima così impura.

3. La metodologia LCA

La metodologia LCA segue una procedura standardizzata che comprende l'intero ciclo di vita del processo/prodotto/servizio in analisi, dall'estrazione della materia prima fino allo smaltimento ("from cradle to grave").

Il risultato di tale analisi è la valutazione dell'impatto ambientale, in ogni sua fase, sulla base di diverse categorie d'impatto (per esempio consumo di suolo e riscaldamento globale potenziale) che diano un quadro quanto più esaustivo ed oggettivo possibile dei risvolti ambientali di materiali, risorse e processi coinvolti.

Il riferimento normativo internazionale per implementare gli studi LCA è costituito dalle normative ISO della serie 14040-14044: ISO 14040 (2006) e ISO 14044:2018 (2018). Esse stabiliscono come sviluppare le fasi di una LCA: il goal & scope; l'inventario; la valutazione degli impatti e l'interpretazione dei risultati.

Lo studio LCA viene condotto mediante l'uso del software Simapro 9.1 e della banca dati Ecoinvent v3.

3.1. Goal & Scope

L'obiettivo dell'azienda NOR e della presente analisi LCA è una valutazione di impatto dell'intero processo di lavorazione che si concentri in particolare sullo scarto. Non si ricerca quindi un'ottimizzazione dell'attuale prodotto finale o del ciclo produttivo. Essendo consapevole delle potenzialità di tale materiale, l'azienda necessita di una sua analisi non solo chimico-fisica e

meccanica, ma anche del suo impatto. In tal modo sarà possibile confrontare il risultato attuale con quello derivante dall'analisi di impatto del futuro prodotto, ricavato dallo scarto mediante le nuove soluzioni sperimentate. Si sviluppano pertanto vari scenari per lo scarto (discarica/incenerimento e riciclo), trattandolo rispettivamente come rifiuto e come sottoprodotto.

Lo scope prevede come unità funzionale l'attività del processo di riciclo dell'azienda nell'arco di un anno e come reference flow 1 kg di PE rigranulato, sulla base della quale si segue l'intero flusso di lavorazioni e si arriva ai flussi in uscita di rigranulato e residuo, proporzionali a tale unità di input.

I confini del sistema sono stati stabiliti a partire dal conferimento della materia plastica allo stabilimento fino alla fuoriuscita del prodotto e dello scarto dallo stabilimento stesso. Il sistema è quindi «from gate to gate», ovvero sono inclusi solamente i processi interni alla fabbrica. Non vengono considerati i contributi del trasporto da/verso la fabbrica, oltre che i precedenti cicli di vita dei film plastici in ingresso e i successivi processi a cui il prodotto finale o lo scarto verranno sottoposti.

3.2. Analisi d'inventario (LCI)

Di seguito si riporta l'inventario dei dati forniti da NOR. Essi sono riferiti ad un anno, considerando che la produzione è continua, 24/7, per tutto l'anno. L'unità temporale di un giorno viene quindi considerata di 24 ore e un anno viene considerato di 365 giorni.

I dati impiegati sono stati forniti dall'azienda NOR ed affiancati da valori della library «Ecoinvent 3 – allocation, cut-off by classification – system».

Tale analisi è ad uso esclusivamente interno dell'azienda e delle figure competenti responsabili della ricerca di soluzioni alternative più sostenibili per lo scarto di lavorazione.

Tabella 1: Inventario

FLUSSI	QUANTITA'	DESCRIZIONE
PE post consumo	INPUT 22000 t OUTPUT 70% * 22000 t = 15400 t	25% - 35% della plastica è stata rimossa in fase di lavaggio/essiccazione.
Acqua	INPUT 120 m ³ /h * 24*365 = 1051200 m ³ OUTPUT 1051200 m ³	Viene prelevata dal vicino fiume e alla fine totalmente reimpressa nel medesimo fiume.
Estrusione	INPUT 15400 t OUTPUT A 15400 – 912,5 = 14487,5 t OUTPUT B 2,5 t/d * 365 = 912,5 t	A = rigranulato B = scarto
Elettricità	INPUT 15 GWh	Consumo totale per pretrattamento ed estrusione.

3.3. Analisi di valutazione di impatto (LCIA)

La presente analisi LCA viene condotta mediante il metodo CML-IA baseline. Secondo tale approccio l'analisi svolta si ferma al midpoint, ovvero alla caratterizzazione degli impatti, escludendo la normalizzazione e la pesatura dei risultati. Il processo è definito «problem oriented» e non «damage oriented», ponendo l'attenzione sull'impatto dei processi piuttosto che sulle ricadute in termini di danno su popolazione, biodiversità e risorse.

Le categorie di impatto analizzate sono dieci, tra le quali maggiore attenzione è stata posta sul Global Warming Potential (GWP) con orizzonte spaziale di 100 anni. La sua unità di misura sono i kg CO₂ eq.

Sono state sviluppate le due alternative, in un contesto di scarto come rifiuto e in un'ottica di riciclo ovvero di scarto come coprodotto.

- Il primo scenario vede lo scarto come «Waste polyethylene {NO}». Nella rete del processo illustrata di seguito (Figura 4) si nota come il contributo maggiore in termini di GWP sia da attribuire alla plastica in ingresso. L'altro valore importante corrisponde allo smaltimento finale del rifiuto, mentre il contributo dell'elettricità (di cui si dispone solo di un dato aggregato) risulta marginale.

Per 1 kg di rigranulato finale il corrispondente ammontare di materiale in input è leggermente maggiore a causa dei by-products generati durante la produzione:

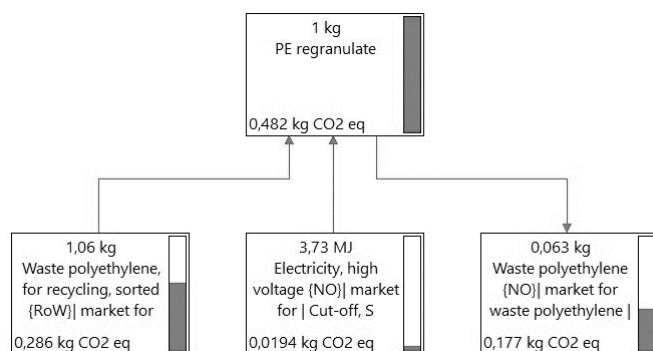


Figura 4: Network del processo per lo scenario di smaltimento dello scarto. La fase di analisi è quella di caratterizzazione e la categoria di impatto è il GWP 100yr

Dal grafico sottostante (Figura 5) si osserva inoltre come i valori maggiori di impatto per la quasi totalità delle categorie sono da attribuire al PE in ingresso (da post-consumo), mentre l'impatto dello scarto destinato a discarica viene individuato prevalentemente per le categorie GW, ecotossicità per l'uomo e per l'ambiente acquatico. Si nota anche qui come sia limitato il contributo dell'energia elettrica:

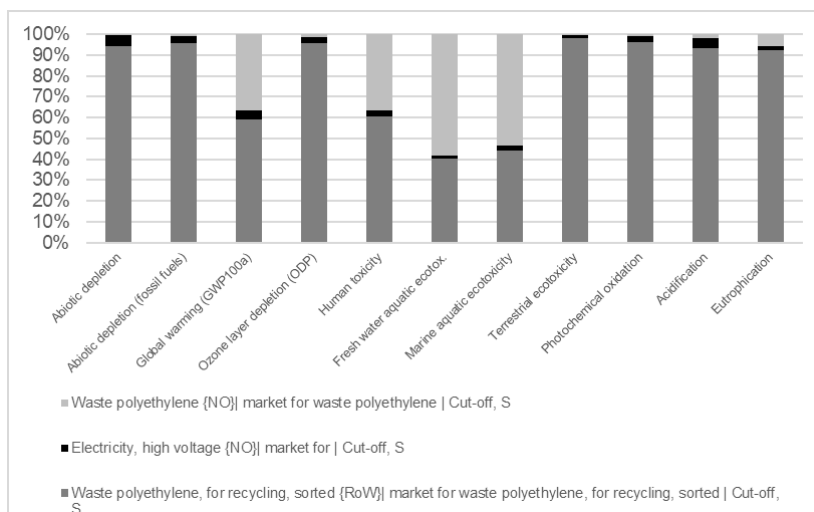


Figura 5: Impatto relativo di processi, energia e materia, divisi per categoria di impatto

Tabella 2. Categorie d'impatto per lo scenario di smaltimento

Categoria d'impatto	Unità	Totale	Waste PE, for recycling	Electricity	Waste polyethylene
Abiotic depletion	kg Sb eq	2,1E-06	2,0E-06	1,2E-07	8,3E-09
Abiotic depletion (fossil fuels)	MJ	3,9E+00	3,8E+00	1,4E-01	3,1E-02
Global warming (GWP 100yr)	kg CO ₂ eq	4,8E-01	2,9E-01	1,9E-02	1,8E-01
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11	2,3E-08	2,2E-08	6,6E-10	3,1E-10
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	5,8E-01	3,5E-01	1,8E-02	2,1E-01
Fresh water aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	9,5E-01	3,8E-01	1,3E-02	5,6E-01
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1,0E+03	4,6E+02	2,2E+01	5,5E+02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1,9E-03	1,8E-03	3,0E-05	7,1E-06
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	9,1E-05	8,8E-05	2,7E-06	7,1E-07
Acidification	kg SO ₂ eq	1,0E-03	9,6E-04	5,1E-05	2,0E-05
Eutrophication	kg PO ₄ ³⁻ eq	1,9E-03	1,8E-03	3,1E-05	1,2E-04

- Il secondo scenario considera il riciclo. In tal caso l'impatto in termini di kg CO₂ eq del prodotto finale è minore del primo scenario, 0,305 contro 0,482 kg CO₂ eq (Figura 6), partendo dalle medesime quantità e dai medesimi impatti di materiale in input ed elettricità impiegata. La medesima quantità di scarto provoca ora un impatto negativo (-0,0956 kg CO₂ eq), poiché reimpiegandolo esso non costituisce più rifiuto, riducendo così l'impatto ambientale del processo complessivo:

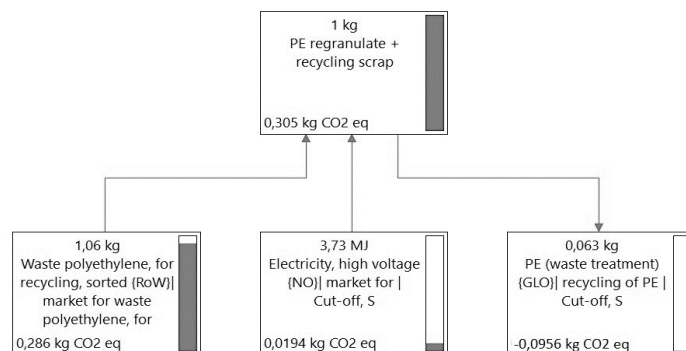


Figura 6: Network del processo con scenario di riciclo dello scarto. La fase di analisi è quella di caratterizzazione e la categoria di impatto è il GWP 100yr

Il grafico (Figura 7) ci mostra inoltre in quali categorie d'impatto il contributo negativo del riciclo si manifesti: si riducono in particolare lo sfruttamento dei combustibili fossili e il GWP, grazie alla rivalorizzazione di materiale plastico che può andare a sostituire la produzione di materiale plastico vergine, risparmiando in sfruttamento di combustibili fossili e petrolio. Come nel caso precedente, è la materia plastica in ingresso ad avere l'impatto maggiore in gran parte delle categorie, in particolare in quelle che riguardano i vari tipi di tossicità (verso uomo e ambiente).

La tabella 3 riporta poi i valori degli impatti evitati con il riciclo:

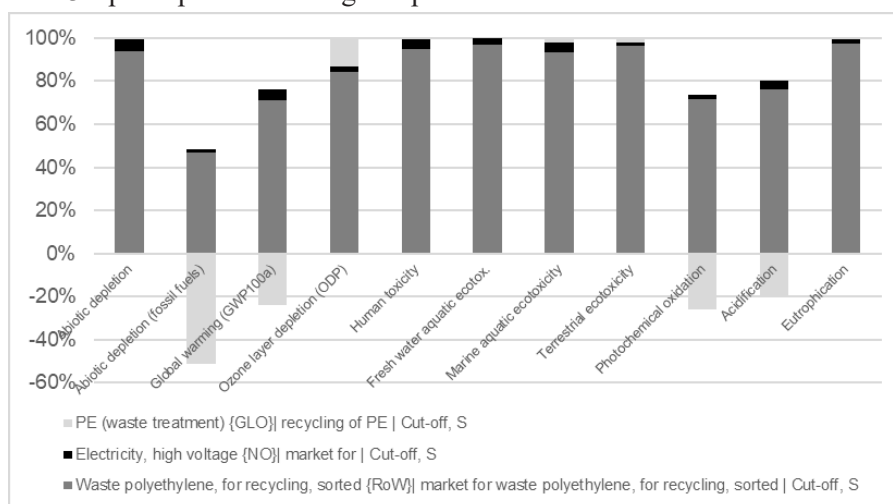


Figura 7: Impatto relativo di processi, energia e materia, divisi per categoria di impatto

Tabella 3. Categorie d'impatto per lo scenario di riciclo

Categoria d'impatto	Unità	Totale	Waste PE, for recycling	Electricity	PE (waste treatment)
Abiotic depletion	kg Sb eq	2,1E-06	2,0E-06	1,2E-7	8,6E-09
Abiotic depletion (fossil fuels)	MJ	3,9E+00	3,8E+00	1,4E-01	-4,1E+00
Global warming (GWP 100yr)	kg CO ₂ eq	3,1E-01	2,9E-01	1,9E-02	-9,6E-02
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11	2,3E-08	2,2E-08	6,6E-10	3,4E-09
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	3,7E-01	3,5E-01	1,8E-02	2,1E-03
Fresh water aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,0E-01	3,8E-01	1,3E-02	-3,9E-05
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,8E+02	4,6E+02	2,2E+01	9,7E+00
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1,9E-03	1,8E-03	3,0E-05	4,3E-05
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	9,0E-05	8,8E-05	2,7E-06	-3,2E-05
Acidification	kg SO ₂ eq	1,0E-03	9,6E-04	5,1E-05	-2,5E-04
Eutrophication	kg PO ₄ ³⁻ eq	1,8E-03	1,8E-03	3,1E-05	-1,4E-05

3.4. Limitazioni del modello e sue possibili future integrazioni

Il presente LCA si è basato sulla raccolta e l'impiego dei due possibili tipi di dato in queste analisi: i foreground data e i background data.

I primi corrispondono alle informazioni direttamente fornite dall'azienda, riguardanti il consumo di materie prime, elettricità e acqua. E' sempre auspicabile, come in questo caso, che siano tutti riferiti ad un unico periodo di tempo (ad esempio un anno), così da poterli utilizzare insieme senza incongruenze. Sono i dati più affidabili poiché riferiti al caso specifico in analisi, e dovrebbero costituire la maggior parte delle informazioni elaborate nello studio.

I secondi rappresentano invece dati più generici reperibili nei database, in questo caso la library Ecoinvent. Data la loro natura approssimata, dovrebbero essere impiegati solo in sostituzione di foreground data non reperibili o non approssimabili, colmando così i vuoti di informazioni che renderebbero l'analisi meno accurata. A differenza dei dati dell'azienda, questi non riguardano le specifiche quantità di energia/materiali, quanto piuttosto la loro tipologia, ad esempio la fonte di elettricità, il tipo di plastica in ingresso e la tipologia di scarto plastico finale. Sono basati su una grande quantità di dati, raccolti ed elaborati da esperti, da cui ottenere delle medie pesate utilizzabili in maniera flessibile nei casi studio più disparati.

L'LCA presentato in questo elaborato è il risultato di pochi dati complessivi, andando quindi a rappresentare solamente uno screening della attuale situazione produttiva dell'azienda.

Il motivo principale risiede nel fatto che il goal dell'azienda non è valutare il processo in sé, ma porre l'attenzione solo sullo scarto finale. Questo ha reso la reperibilità dei dati più complessa e ha orientato lo studio ad un maggiore sforzo sulla caratterizzazione chimica e le sperimentazioni di alternative per la rivalorizzazione dello scarto.

Gli esigui foreground data hanno portato ad optare per una forte semplificazione del processo complessivo, senza considerare la divisione tra pre-trattamenti ed estrusione. Le quantità di elettricità sono un dato aggregato, così come quelle di acqua impiegata per i vari lavaggi, e sulla base delle informazioni a disposizione non è stato possibile dividere gli ammonti totali né sulle linee parallele di lavorazione, né sulle varie fasi in successione, né sui differenti macchinari. Per il medesimo motivo non è stata dunque schematizzata una ulteriore divisione del processo in triturazione, lavaggio, asciugatura ed estrusione.

Per quanto concerne il materiale in ingresso, ne si conoscono i macrosettori di provenienza (agricoltura ed industria) ma senza informazioni ulteriori, quali i tipi di industria o le lavorazioni a cui hanno preso parte. Questi dati permetterebbero di ipotizzare la tipologia di contaminazione iniziale di questa plastica, in base al materiale di cui hanno precedentemente costituito il packaging. In secondo luogo sarebbero utili a scegliere una più specifica voce, nell'inventario Ecoinvent, che li rappresenti. Si è optato perciò per una tipologia generica di polietilene di scarto, appartenente all'area geografica «RoW» (Rest of the World): si parla quindi di un dato mondiale che non considera l'Europa (in quanto la Norvegia non ne fa parte) e dunque poco circoscritto. Per elettricità ed acqua è stato invece possibile impiegare un dato riferito allo specifico contesto norvegese («NO»).

Infine, anche per la scelta degli output si sono effettuate delle approssimazioni.

Nello scenario di smaltimento si è scelto un PE di scarto riferito alla situazione norvegese, ma (come descritto nella library) esso è il risultato di un mix di tecnologie su scala nazionale: il 7% dello smaltimento è effettuato in discarica, il 92% con incenerimento e l'1% con altri metodi. Non si valutano quindi scenari separati per discarica ed incenerimento, e questo non mette in luce il recupero energetico dell'incenerimento e il conseguente impatto ridotto.

Nello scenario di riciclo l'output è «PE (waste treatment) (GLO), recycling of PE»: non è un dato puntuale e non si riferisce ad alcun metodo di riciclo specifico. Il database stesso specifica come questa voce sia da impiegare solo nel caso in cui il processo di riciclo non sia parte fondamentale dell'LCA, in quanto si tratta di un processo vuoto a cui bisogna affiancare le quantità di elettricità e PE vergine evitati al fine di valutarne la precisa entità dell'impatto evitato.

Questo LCA non include l'elaborazione delle fasi di uso e fine vita del futuro oggetto prodotto con lo scarto, in quanto esso sarà parte di un'analisi successiva basata sui risultati delle ricerche sperimentali attualmente in corso. Per il momento l'assessment si limita a confrontare due output di natura diversa, un waste e un materiale da rivalorizzare, e questo permette di evidenziare il contributo negativo all'impatto del secondo. Si ha un ordine di grandezza, una prima indicazione di come, lavorando questo materiale di output, si avrà un beneficio; il valore matematico preciso di tale beneficio sarà oggetto delle fasi successive degli studi.

4. Conclusioni

I risultati ottenuti mostrano come complessivamente sia indubbio l'ottenimento di impatti evitati (negativi) con il riciclo dello scarto di lavorazione rispetto al semplice smaltimento. L'azienda è molto motivata ad agire e a trovare soluzioni innovative che le consentano di riutilizzare lo scarto, mostrando particolare attenzione verso i temi della sostenibilità e dell'economia circolare. La schematizzazione del processo produttivo è estremamente semplificata a causa di dati aggregati e poco puntuali, e non si è trattato con dettaglio lo scenario di incenerimento e discarica separandoli e confrontandoli tra loro. Inoltre lo scenario di riciclo è indefinito in quanto non si può basare su dati concreti ma fermarsi là dove stanno ora iniziando le sperimentazioni pratiche di rivalorizzazione dello scarto. Questo assessment è solo preliminare, tuttavia fornisce un'ulteriore motivazione per l'azienda e per i tecnici, affinché si investa nel riciclo dello scarto e si possa portare avanti una proficua ricerca. Uno screening LCA non sfocia in risultati matematicamente attendibili, ma se già con esso si palesa il futuro beneficio sull'ambiente, sicuramente le future sperimentazioni ne gioveranno traducendosi in un prodotto di riciclo finale dall'impatto ancora minore.

5. Bibliografia

Ecoinvent v3.5: <https://www.ecoinvent.org/database/database.html>

ISO, 2006. UNI EN ISO 14040. Environmental Management, Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organization for Standardization, Ginevra

ISO, 2018. UNI EN ISO 14044:2018. *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements And Guidelines*. International Organization for Standardization, Ginevra (ISO).

Verso la circolarità della plastica: analisi di scenari di fine vita di pellicole flessibili in LDPE

Valeria Arosio¹, Gaia Cimbro¹, Alessandro Salvi¹, Giovanni Dotelli¹

Abstract: La transizione verso un modello economico circolare sta diventando una priorità nei settori di impiego della plastica, al fine di ridurre l'utilizzo di risorse non rinnovabili, la produzione di rifiuti e i conseguenti carichi ambientali. Il settore dei film flessibili in LDPE, tuttavia, si basa ancora su materiali vergini per l'86%. Questa linearità è da imputarsi in larga parte all'inefficienza dei processi di raccolta, riciclo e selezione. Un aumento del tasso di riciclo fino al 50%, in linea con gli obiettivi europei, permetterebbe di aumentare il contenuto di materiale riciclato nei film flessibili in LDPE dal 14% al 36% (PRE, 2019). Il presente studio analizza i potenziali effetti, in termini di riduzione degli impatti sul cambiamento climatico, di un aumento della circolarità del settore confrontando quattro scenari caratterizzati da differenti efficienze di raccolta, selezione e riciclo. I risultati mostrano che il raggiungimento di un tasso di riciclo del 50% comporterebbe una potenziale riduzione dei carichi ambientali fino al 38% rispetto alla situazione attuale.

1. Introduzione

Ogni anno circa 8.5-9 Mt di film flessibili in polietilene a bassa e bassissima densità (LDPE e LLDPE) vengono immessi sul mercato europeo. Attualmente, solo poco più di 1.2 Mt (circa 14%) di questi derivano da materiale riciclato (PRE, 2019).

Lo scarso contenuto di materiale riciclato nei film flessibili in LDPE è da collegarsi al basso tasso di raccolta, selezione e riciclo di questi prodotti.

È stato stimato che l'efficienza del processo di raccolta dei film in LDPE è pari al 46%, mentre quella del processo di selezione raggiunge il 50%. Questo significa che circa il 23% dei film flessibili in LDPE immessi sul mercato sono avviati a riciclo. Questa percentuale rappresenta una media tra il tasso registrato per il settore commerciale (30%), quello del settore domestico (17%) e quello relativo al settore agricolo (38%). Nel 2018 su 8.5-9 Mt di film flessibile in PE immesso al consumo, 1.8 Mt sono state avviate a riciclo. L'efficienza del processo di riciclo, così come quella delle fasi precedenti, varia a seconda del settore considerato: nel caso di rifiuti commerciali è possibile raggiungere un'efficienza dell'80% grazie al basso livello di contaminazione; nel caso di rifiuti domestici si riduce al 50%, a causa della presenza di pellicole costituite da altri polimeri; l'efficienza media di riciclo delle pellicole impiegate nel settore agricolo si attesta attorno al 45-50%. Delle risultanti 1.8 Mt, solo 1.2-1.3 Mt sono adatte all'impiego in nuovi film flessibili, mentre le rimanenti 500 kT vengono impiegate in altre applicazioni, come arredamento, pannelli, componenti dei sistemi di irrigazione (PRE, 2019).

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta"
Email: valeria.arosio@polimi.it

La quantità di film in polietilene riciclato immesso sul mercato è sufficiente a soddisfare solo il 14% della domanda (PRE, 2019), questo significa che da un lato il restante 86% della richiesta deve essere soddisfatto con materiale vergine e, dall'altro, che l'86% dei film in polietilene a bassa densità prodotti ogni anno viene smaltito causando ulteriori carichi ambientali. Concentrandosi sulle pellicole flessibili in LDPE per uso non alimentare, la quantità immessa sul mercato ammonta a circa 3.6 Mt; tuttavia, pur applicando il tasso di riciclo del settore commerciale, il più efficiente, si può stimare una quantità di film riciclato pari a 0.86 Mt, di queste meno della metà sono riciclate a ciclo chiuso in altri film, mentre la maggior parte sono utilizzate in applicazioni di minor pregio, ad esempio sacchi per l'immondizia (PRE, 2019).

Il piano d'azione dell'UE per l'economia circolare mette in evidenza come la transizione verso un modello economico circolare stia diventando una priorità nei settori di impiego della plastica, al fine di ridurre l'utilizzo di risorse non rinnovabili, la produzione di rifiuti e i conseguenti carichi ambientali (EU Commission, 2018). Gli attuali tassi di riciclo dei film flessibili in LDPE mostrano il forte margine di miglioramento di questo settore. La direttiva sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio (PPWD) dell'Unione Europea, revisionata nel 2018, pone come obiettivo il raggiungimento di un tasso di riciclo degli imballaggi plastici del 50% entro il 2025 (EU Commission, 2018). Secondo le stime pubblicate da PRE, il miglioramento dell'efficienza di raccolta, selezione e riciclo permetterebbe, ad esempio, di aumentare il contenuto di riciclato delle pellicole flessibili in LDPE per uso non alimentare dal 12% al 40% e quello dei sacchetti per l'immondizia dal 68% al 90% (PRE, 2019).

La transizione a un'economia circolare richiede anche di orientare le analisi di sostenibilità in un'ottica che trascenda il singolo ciclo di vita dei prodotti e che consideri come i materiali riciclati siano impiegati nei cicli di vita successivi.

L'obiettivo del presente studio è quello di analizzare l'effetto che un aumento dei tassi di raccolta, selezione e riciclo delle pellicole flessibili in LDPE potrebbe avere in termini di riduzione del potenziale di riscaldamento climatico rispetto al sistema attuale. Da un punto di vista metodologico, lo studio mira ad applicare lo strumento dell'analisi del ciclo di vita (LCA) in un'ottica di circolarità, spostando il focus dell'analisi dal rifiuto ai prodotti che possono essere prodotti mediante il suo riciclo.

2. Materiali e metodi

Nel presente studio sono stati confrontati diversi scenari, caratterizzati da differenti efficienze dei processi di raccolta, selezione e riciclo dei film flessibili in LDPE per uso non alimentare. Nello specifico, sono stati considerati quattro scenari in cui l'LDPE in uscita dal processo di riciclo viene riutilizzato a ciclo chiuso per produrre film flessibili in LDPE di qualità comparabile a quella di partenza (pellicole per uso non alimentare) e di qualità inferiore (sacchi per l'immondizia):

- Scenario BAU (Business As Usual), rappresenta la situazione attuale. In questo scenario sono state applicate le efficienze di processo riportate da PRE per i film flessibili utilizzati nel settore commerciale, nel quale le pellicole per uso non alimentare sono maggiormente impiegate: tasso di raccolta e selezione del 30% ed efficienza del processo di riciclo dell'80% (PRE, 2019). Allo stato attuale, il contenuto di materiale riciclato (PCR, post-consumer recycled content) è pari al 12% nei film flessibili e al 68% nei sacchi per l'immondizia (PRE, 2019).
- Scenario D (downgrading), nel quale si è ipotizzato che l'efficienza di raccolta e selezione dei film flessibili in LDPE per uso non alimentare venga incrementata al 35% e che l'ulte-

riore LDPE riciclato disponibile sia impiegato nella produzione di sacchi per l'immondizia, aumentandone il PCR fino all'89%.

- Scenario CC (ciclo chiuso), anche in questo scenario si considera che la percentuale di film flessibili avviati a riciclo raggiunga il 35% dell'immesso al consumo. In questo caso si assume però che l'LDPE aggiuntivo recuperato abbia una qualità tale da poter essere impiegato nella produzione di nuovi film flessibili, permettendo di raggiungere un PCR del 16%.
- Scenario BC (Best Case), rappresenta il caso migliore, in cui il tasso di riciclo delle pellicole estensibili in LDPE raggiunge il 50% grazie a un miglioramento congiunto dell'efficienza di raccolta e selezione, posta al 60%, e dell'efficienza del processo di riciclo stesso, che si suppone raggiungere il 90%. L'LDPE riciclato reso così disponibile permetterebbe di aumentare sia il contenuto di materiale riciclato nelle pellicole estensibili per uso non alimentare che quello dei sacchi per l'immondizia, i quali raggiungerebbero rispettivamente il 40% e il 90%.

È importante notare che la quantità di film estensibili e di sacchi per l'immondizia prodotta resta invariata nei diversi scenari, i quali si differenziano invece per il contenuto di riciclato.

L'unità funzionale (UF) è stata posta pari a 920 kg di film estensibile in LDPE e 191 kg di sacchi per l'immondizia. Essa rappresenta la quantità di prodotti ottenuti a partire dal materiale recuperato a fine vita da 1 tonnellata di film flessibile in LDPE.

Applicando gli attuali tassi di raccolta del settore commerciale, la quantità di film riciclato risulta pari a 240 kg. Sulla base della situazione di mercato (PRE, 2019) e applicando alcune ipotesi semplificative, si è assunto che il 46% di questo sia riciclato a ciclo chiuso nella produzione di film flessibile ad uso non alimentare, mentre il restante 54% è utilizzato in borse di plastica monouso (per semplicità, nel presente studio si sono considerati unicamente sacchi per l'immondizia).

L'UF così definita è stata calcolata tramite l'equazione 1.

$$q_i = \frac{r_{tot} \cdot f_i}{PCR_i} \quad (1)$$

Dove:

- q_i = quantità di prodotti di tipo i inclusa nell'UF [kg];
- r_{tot} = quantità di film flessibile in LDPE riciclato disponibile [kg], pari a 240 kg nello scenario attuale;
- f_i = frazione di film flessibile in LDPE riciclato che viene impiegata nella produzione del prodotto i [%];
- PCR_i = contenuto di materiale riciclato nel prodotto i nello scenario attuale, pari al 12% nei film e al 68% nei sacchi per l'immondizia;

L'UF è stata mantenuta fissa per tutti gli scenari considerati, al fine di permettere il confronto tra di essi e, soprattutto, di considerare invariata la domanda totale di prodotti dei diversi settori. In altre parole, si vuole considerare il fatto che l'aumento di LDPE secondario sul mercato non causerebbe un aumento della produzione di pellicole o di sacchi per l'immondizia, dato che questa è dettata dalla domanda di mercato più che dalla disponibilità di materie prime, bensì incrementerebbe la percentuale di materiale riciclato all'interno di questi prodotti.

Applicando i tassi di raccolta, selezione e riciclo propri di ciascuno scenario a un flusso di 1 tonnellata di film flessibile in LDPE a fine vita sono state calcolate le seguenti quantità di mate-

riale riciclato ($m_{\text{riciclato}}$): 240 kg nello scenario BAU, 280 kg negli scenari CC e D e 540 kg nello scenario BC.

La quantità di LDPE vergine (m_{verGINE}) utilizzata per la produzione di una UF nei quattro scenari è stata calcolata mediante l'equazione 2.

$$m_{\text{verGINE}} = q_{\text{film}} \cdot (1 - PCR_{\text{film}}) + q_{\text{sacchi}} \cdot (1 - PCR_{\text{sacchi}}) \quad (2)$$

Dove:

- q_{film} e q_{sacchi} sono rispettivamente la quantità di film estensibile (920 kg) e la quantità di sacchetti per l'immondizia (191 kg) inclusi in una UF calcolate mediante l'eq. 1, le quali restano invariante in tutti gli scenari.
- PCR_{film} e PCR_{sacchi} è la percentuale di LDPE secondario incluso nei film e nei sacchi per l'immondizia nello scenario analizzato.

Le caratteristiche e i flussi di riferimento di ciascuno scenario sono riportati in *Tabella 1*.

Tabella 1 Caratteristiche e flussi di riferimento nei quattro scenari analizzati: BAU (business as usual), D (downgrading), CC (ciclo chiuso) e BC (best case).

Scenario	Tasso di raccolta e selezione	Tasso di riciclo	PCR film	PCR sacchi	LDPE sul mercato giunto a fine vita	LDPE raccolto e selezionato	LDPE riciclato	LDPE riciclato in film	LDPE riciclato in sacchi	LDPE vergine
	%	%	%	%	ton	kg	kg	kg	kg	kg
BAU	30	80	12	68	1	300	240	110	130	870
D	35	80	12	89	1	350	280	110	170	830
CC	35	80	16	68	1	350	280	150	130	830
BC	60	90	40	90	1	600	540	368	172	570

I confini del sistema analizzato (Figura 1) comprendono i seguenti processi: raccolta, selezione e riciclo dei film estensibili in LDPE per uso non alimentare a fine vita; produzione dell'LDPE vergine; trasporto delle materie prime all'impianto produttivo; fabbricazione del film flessibile e dei sacchetti per l'immondizia; fine vita dei prodotti. Per quanto riguarda quest'ultimo, si è assunto che i sacchetti per la spazzatura vengano inceneriti insieme al rifiuto in essi contenuto a fine vita e che i film flessibili vengano raccolti e selezionati con le efficienze proprie dello scenario considerato; si è inoltre tenuto conto del fatto che l'LDPE in uscita dal processo di riciclo può essere impiegato in nuovi prodotti conteggiando gli impatti evitati per la produzione di LDPE vergine. Il materiale perso per inefficienza del processo di raccolta, pari al 54% è avviato a termovalorizzazione per il 53% e a discarica per il 47%, mentre il materiale perso durante la selezione e il riciclo è interamente avviato a incenerimento (Nessi et al., 2020). Il recupero energetico derivante dal processo di termovalorizzazione è stato incluso nell'analisi, si è assunta un'efficienza elettrica lorda del 13.7% ed un'efficienza termica lorda del 31.8 (Nessi et al., 2019).

Per la creazione dell'inventario dei processi di raccolta e selezione dei film estensibili in LDPE si è fatto riferimento al report di (Nessi et al., 2019), il quale considera un mix tecnologico basato sullo studio effettuato da Rigamonti et al. per il nord Italia (Rigamonti et al., 2013). Si è adottata l'ipotesi semplificativa che tutti gli scenari presentino il medesimo modello di raccolta e trasporto dei rifiuti. Il trasporto dei granuli in LDPE vergine all'impianto di produzione è stato modellato analogamente a quanto fatto da (Nessi et al., 2019). Per tutti gli altri processi e per i dati di background si è utilizzato il database ecoinvent 3.8. L'approccio adottato è di tipo "attributional". I dati sono stati elaborati tramite il software SimaPro 9.3. L'analisi si è focalizzata sull'impatto sul cambiamento climatico. Il potenziale di riscaldamento globale in un intervallo temporale di 100 anni (GWP100) è stato calcolato mediante il metodo IPCC 2021 che applica i più recenti fattori di caratterizzazione calcolati dall'IPCC (IPCC, 2021).

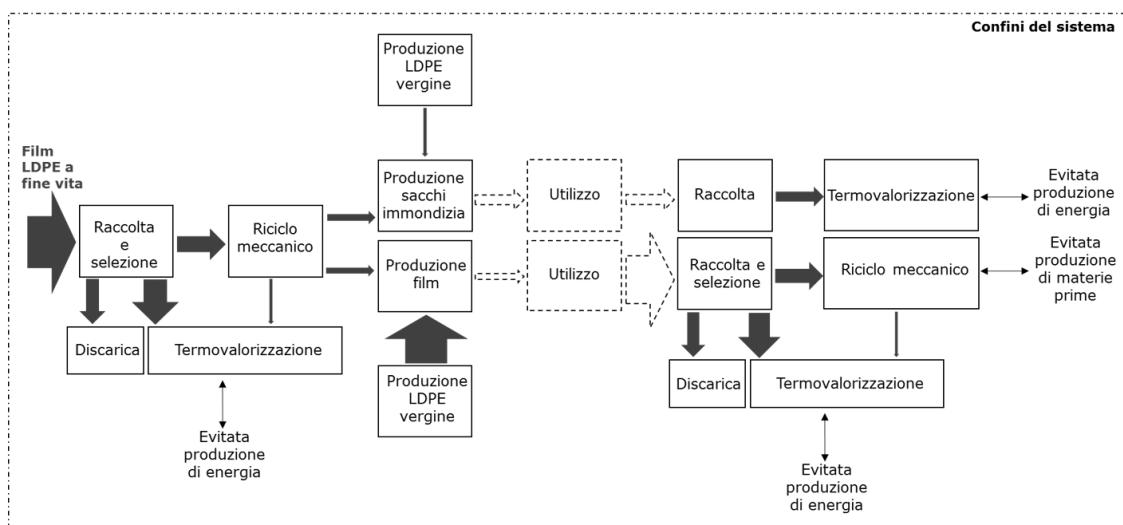


Figura 1 Unità di processo incluse nei confini del sistema analizzato. Le linee tratteggiate indicano le fasi non incluse nell'analisi. Le dimensioni delle frecce rappresentano le proporzioni dei flussi di LDPE nello scenario attuale (BAU).

3. Risultati e discussione

I risultati dell'analisi degli impatti nei quattro scenari considerati sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2 Potenziale di riscaldamento globale (GWP) di una UF nei quattro scenari analizzati: BAU (business as usual, D (downgrading), CC (ciclo chiuso) e BC (best case). Il contributo della termovalorizzazione dei sacchi e dagli scarti è calcolato come differenza tra gli impatti dell'incenerimento e gli impatti evitati grazie al recupero energetico.

Scenario	Raccolta	Selezione	Riciclo	Smaltimento scarti raccolta, selezione, riciclo	Trasporto	Produzione LDPE vergine	Produzione film e sacchi	Termovalorizzazione sacchi	Evitata produzione di LDPE	Totale
	[kg CO ₂ eq.]									
BAU	15	22	131	849	39	1698	430	570	-431	3323
D	15	22	153	782	39	1620	430	570	-502	3128
CC	15	22	153	782	39	1620	430	570	-502	3128
BC	23	33	262	535	39	1113	430	570	-969	2036

Dall'analisi degli impatti risulta che, nello scenario attuale (BAU), il GWP della somma dei processi di raccolta e trattamento di una tonnellata di film flessibile in LDPE, della fabbricazione dei prodotti ottenuti dall'LDPE secondario (920 kg di film estensibile per uso non alimentare e 191 kg di sacchi per l'immondizia) e del loro successivo smaltimento o riciclo ammonta a 3383 kg di CO₂ eq. L'impatto è causato principalmente dalla produzione di LDPE vergine (43%) e allo smaltimento tramite conferimento in discarica e termovalorizzazione dell'LDPE perso durante le fasi di raccolta, selezione e riciclo, il quale, pur considerando i benefici derivanti dal recupero energetico, risulta responsabile del 23% del GWP totale. I processi di raccolta, selezione e riciclo a inizio e a fine vita dei prodotti considerati rappresentano complessivamente il 4% dell'impatto totale del sistema.

Nell'ipotesi in cui l'efficienza del processo di raccolta e selezione aumenti del 17%, raggiungendo il 35% (scenari D e CC), si otterrebbe una diminuzione del GWP di circa 195 kg di CO₂ eq. per tonnellata di film flessibili. Riscalando l'analisi sul totale di film flessibili in LDPE per uso non alimentare immessi sul mercato annualmente, pari a 3.6 Mt, l'impatto sul cambiamento climatico diminuirebbe, in prima analisi, di circa 702 Mt di CO₂ eq. Tale riduzione è principalmente dovuta alla minore richiesta di LDPE vergine per la produzione dei film e dei sacchi (36%) e ai maggiori impatti evitati grazie al loro riciclo a fine vita (33%). Il restante 31% è dovuto alla diminuzione degli scarti dei processi di raccolta, selezione e riciclo da smaltire tramite incenerimento e conferimento a discarica.

Nello scenario BC, in cui il 50% dei film flessibili in LDPE immessi sul mercato vengono riciclati, l'impatto del sistema analizzato diminuisce del 39%, corrispondente a più di 1280 kg di CO₂ eq. per tonnellata di film flessibile a fine vita. Riscalando i risultati linearmente sull'intero immesso al mercato, si ottiene una riduzione del GWP di più di 4.6 Gt di CO₂ eq. rispetto allo stato attuale (scenario BAU).

Gli impatti risultano indipendenti dal fatto che l'ulteriore LDPE riciclato disponibile sia impiegato nella produzione di altri film flessibili per uso non alimentare o sacchi per l'immondizia, infatti negli scenari D e CC si ottengono i medesimi risultati. Questo è dovuto al fatto che la domanda totale di LDPE risulta invariata, perciò spostare l'impiego di materie prime seconde in un settore piuttosto che in un altro non modifica la richiesta totale di materie prime vergine e, di conseguenza, l'impatto totale del sistema.

4. Conclusioni

Nel presente studio si sono indagati i potenziali effetti sul cambiamento di un aumento del tasso di riciclo dei film flessibili in LDPE per uso non alimentare. A questo fine, lo scenario attuale è stato confrontato con tre scenari caratterizzati da una maggiore efficienza di raccolta, selezione e riciclo. L'analisi si è focalizzata sui prodotti fabbricati con l'LDPE secondario derivante dai film flessibili riciclati. L'unità funzionale, costituita da 920 kg di film estensibile in LDPE per uso non alimentare e 191 kg di sacchi per l'immondizia, è stata mantenuta costante in tutti gli scenari, in quanto si è assunto che la quantità di prodotti fabbricati sia determinata dalle richieste di mercato e che queste restino invariate. Il contenuto di materiale riciclato, invece, aumenta grazie alla maggiore disponibilità di LDPE secondario che si registra negli scenari con un tasso di riciclo più elevato. I primi due scenari migliorativi analizzati sono caratterizzati da un aumento del 17% del tasso di raccolta e selezione. Nel primo dei due scenari il materiale aggiuntivo recuperato ha una qualità inferiore rispetto a quello di partenza e, pertanto, è interamente riciclato in sacchi dell'immondizia; nel secondo scenario, invece, si ipotizza che sia possibile far confluire la maggior disponibilità di LDPE secondario nella produzione di nuovi film estensibili per uso non alimentare. I risultati evidenziano una potenziale riduzione delle emissioni del 6% rispetto al "Business as Usual". Gli impatti risultano indipendenti dal settore d'impiego dell'LDPE riciclato poiché la domanda totale di LDPE resta costante.

Il terzo scenario migliorativo analizzato è caratterizzato da un tasso di recupero dell'LDPE del 50%, in linea con gli obiettivi europei, e mostra una potenziale diminuzione delle emissioni del 39% rispetto allo stato attuale.

I risultati dello studio evidenziano quindi come chiudere il ciclo dei film flessibili in LDPE, migliorando i tassi di raccolta, selezione e riciclo, permetta una sostanziale diminuzione degli impatti sul cambiamento climatico. Dallo studio emerge anche che, a causa dell'elevata richiesta di film in LDPE e del fatto che alcune applicazioni non permettono il recupero del materiale a fine vita (in questa analisi si è scelto l'LDPE a titolo esemplificativo), la richiesta di LDPE vergine e i relativi carichi ambientali restano elevati in tutti gli scenari.

Questo studio costituisce un'analisi preliminare, la quale dovrà essere approfondita mediante una valutazione dei miglioramenti tecnologici e delle variazioni dei processi di raccolta, selezione e riciclo da mettere in atto al fine di raggiungere le efficienze di processo ipotizzate negli scenari ivi analizzati. Sarebbe inoltre interessante introdurre un approccio di tipo "consequential" al fine di meglio analizzare le conseguenze di queste variazioni tecnologiche.

5. Bibliografia

EU Commission, 2018. Directive (EU) 2018/852 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste (Text with EEA relevance).

EU Commission, Directorate - General for Communication, 2020. Circular economy action plan – for a cleaner and more competitive Europe. Publications Office.

IPCC, 2021. AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis.

Nessi, S, Sinkko, T, Bulgheroni, C, Garcia-Gutierrez, P, Giuntoli, J, Konti, A, SanyeMenguall, E, Tonini, D, Pant, R, Marelli, L, 2020. Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of Alternative Feedstock for Plastics Production - Part 2. European Commission. Ispra.

PRE, 2019. Flexible film market in Europe - State of play - Production, collection and recycling data. Plastic Recyclers Europe. Bruxelles.

Rigamonti, L, Falbo, A, Grosso, M, 2013. Improvement actions in waste management systems at the provincial scale based on a life cycle assessment evaluation. Waste Management. 33(11), 2568-2578.

SESSIONE POSTER III

Ecosystem services through the lens of Life Cycle Methodologies: state-of-art of their application in the agriculture field

Cristian Soldati¹, Giacomo Falcone¹, Nathalie Iofrida¹, Emanuele Spada¹, Giovanni Gulisano¹, Anna Irene De Luca¹

Abstract: Ecosystem services (ESs) are benefits that people can obtain from ecosystems. Agri-food ESs are related to human practices and therefore can also become an ecosystem dis-service. For this reason, it is increasingly important to evaluate them from a holistic point of view, considering environmental, economic, and social effects correlated to their status alterations. A review of different case studies which applied life cycle methodologies to assess ESs was performed with the Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA) protocol. Results highlighted which were the main topics, the methodological issues in evaluating ESs and especially how life cycle methods have been implemented. Future life cycle analyses of ESs could explore more in depth the cultural and supporting services.

1. Introduction

Human welfare is closely related to ecosystem services (ESs). These are important functions that every ecosystem performs, and from which humans can take benefits, e.g., food production or climate regulation. Although their importance, they are being increasingly threatened in the last decades. According to Shepherd et al. 2016, ESs suffer many negative or ambiguous trends, e.g. soil erosion, biodiversity loss, and many others. The drivers of these phenomena can be identified as: indirect drivers, such as demographic, economic, socio-political, cultural and religion-related, science and technology drivers; and direct drivers, such as habitat changes (linked to land use and land use change), climate change, pollution, overexploitation, and invasive alien species ((MA, 2005; TEEB, 2018).

The most established and internationally recognized classification of ESs (Figure 1) further distinguishes them into 4 groups as follows (MA, 2005):

- Provisioning (P), referring to the products that people can obtain from the ecosystems (e.g., food, fibres, fuel, biochemical);
- Regulation (R), referring to the benefits that people obtain from regulation of other services (e.g., climate regulation, erosion regulation, pollination);
- Cultural (C), referring to non-material benefits that people obtain (e.g., cultural diversity, knowledge systems, social relations);

¹ Department of Agriculture (AGRARIA), University Mediterranea of Reggio Calabria (Italy)
Email: cristian.soldati@unirc.it

- Supporting (S), referring to the supporting functions for the other services (e.g., soil formation, photosynthesis, primary production, nutrient cycling).

Agriculture plays an important role in ESs supply because it concerns the provision of food, fibres and fuel, and affects the regulation of nutrient cycle, the climate regulation and pollination (Dale and Polasky 2007; Zhang et al. 2007; Power 2010). Nevertheless, it is also widely demonstrated that it can involve biodiversity loss, water pollution, and carbon sink.

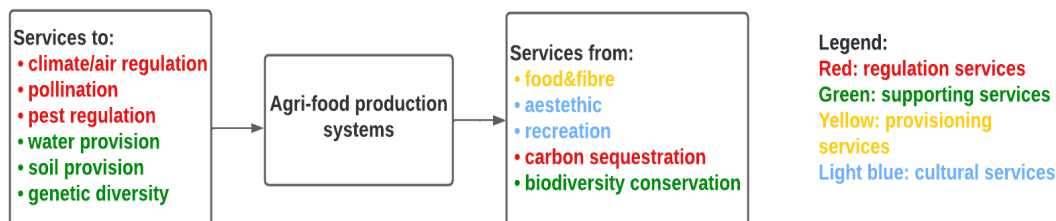


Figure 1- ESs in agri-food production systems (our elaboration based on Swinton et al., 2007).

ESs in agriculture strongly depend on which kind of practices are being implemented. For example, even if conventional agriculture is fundamental to provide food to the increasing world population, it is characterized by a significant use of fertilizers, pesticides, and other external inputs to maximize the production of food, fibres, and fuel (Reganold and Wachter 2016; Smith et al. 2019). Conversely, organic agriculture uses the ESs themselves as supplier of inputs, in particular, taking advantage from the biological cycles, but also with an extensive use of soil, as well as of other natural resources required (Smith et al. 2019).

In this context, it is very important to analyse ESs both from an environmental, economic and social point of view because they are directly linked to human well-being and ecosystem quality in terms of disservices. Life cycle methodologies, such as Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Costing (LCC) and Social LCA can help to find critical aspects and key factors to drive policy makers' decisions. Among them, LCA is standardized by specific ISO norms and widely used by practitioners to analyse many systems, also the most complex ones.

For these reasons, the present review aims to give an overview of the evaluation of ESs using life cycle methodologies in complex contexts such as agroecosystems.

2. Materials and methods

In order to provide a comprehensive vision on how life cycle tools are applied in ESs topic, a literature research using the Scopus database was carried out. Then, the Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA) statement (Moher et al. 2009) was used as a formal systematic review guideline for data collection, providing a standard peer accepted methodology, to contribute to the quality assurance of the revision process and its replicability. The review protocol is presented in Figure 2, which outlines the search strategy, the article selection criteria, the data extraction, and the data analysis procedure.

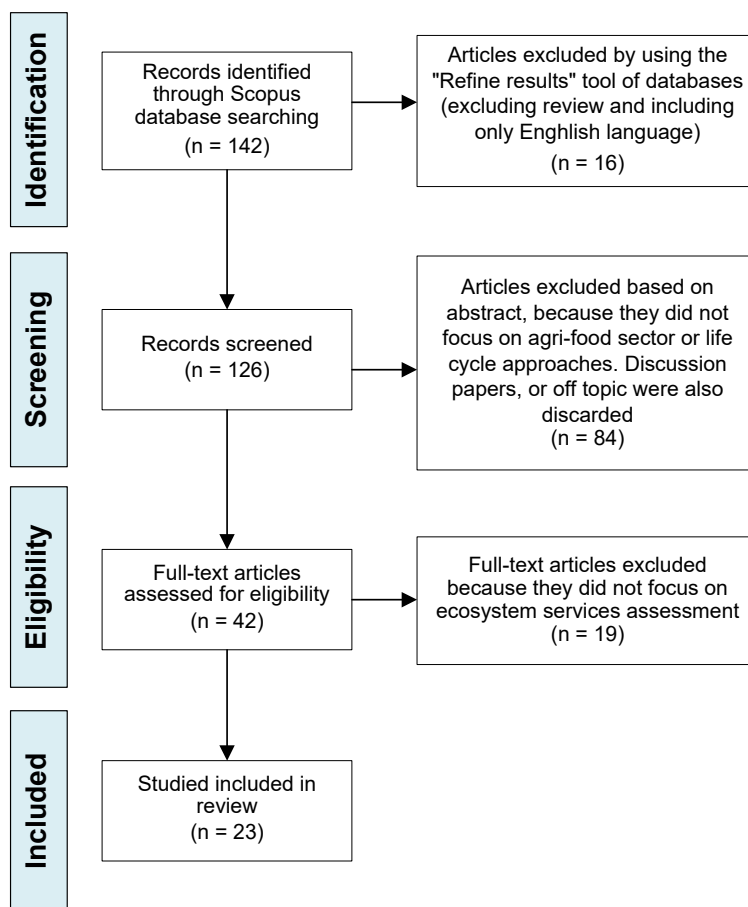


Figure 2- Methodological steps of the literature search process using PRISMA flow diagram (source: our elaboration based on (Moher et al. 2009)).

In the “identification” step of the PRISMA flow diagram, a set of keywords was selected based on the research question, therefore searching for all documents that analysed ESs with the life cycle methodologies, in agri-food contexts. The literature search was performed in the Scopus database, through the combination of main keywords and using Boolean operators (AND/OR). The query string used for the research was:

(TITLE-ABS-KEY (ecosystem AND services) AND TITLE-ABS-KEY (agr*) AND TITLE-ABS-KEY (life AND cycle AND assessment) OR TITLE-ABS-KEY (life AND cycle AND costing) OR TITLE-ABS-KEY (social AND life AND cycle AND assessment) OR TITLE-ABS-KEY (lca) OR TITLE-ABS-KEY (lcc) OR TITLE-ABS-KEY (social AND lca) OR TITLE-ABS-KEY (slca))

The database was consulted in February 2022 with no time restriction. A preliminary search on the Scopus database led to 142 articles. A first selection was made by using the “Refine Results” tool to exclude reviews and include only the English language articles. A second screening was performed based on the content of abstracts, excluding studies that did not focus on the agri-food sector or life cycle approaches, or ESs. In doing so, 42 articles were deemed to be eligible after an in-depth reading and full-text analysis. From these, 23 articles have been found to be effectively adherent to the theme of ESs, therefore the results reported below will refer to them.

3. Results and discussion

As showed in Table 1, most of the studies analysed are performed in Europe (EU) (13 articles), followed by South America (SA), North America (NA), Asia (AS) and Africa (AF). Two articles are in the category “other” (OTH): one is realized through a comparison in Europe, North America, and South America and the other one has not specified the location.

Most of the articles are focused on the agriculture field with 16 studies, followed by livestock (4), agroforestry (2), energy (1) and food processing (1).

Almost all of the studies analysed took into account the provisioning and regulation services of ecosystems (MA, 2005), respectively 24 and 23 articles. Provisioning is related to outputs of every study that are almost all products and for the category of regulation there is a lot of ESs such as biodiversity, climate regulation, soil erosion regulation because they are related to the most common impact categories. A few studies consider the other two categories, the cultural and supporting aspects. In particular, when the service refers to ‘land’, ‘land use’ or ‘soil quality’, it could be counted twice, as “regulation” and “support”, because land use provides both regulation services such as soil fertilization and climate regulation through Soil Organic Carbon, but also support services because, without land, the development of other services would not be possible.

From a methodological point of view, almost all studies performed an environmental LCA. Only one study (Brandão et al. 2010) considers the analysis both from the environmental and economical point of view (LCA+conventional LCC).

LCA studies were classified according to the functional units (FU) applied, falling into 4 categories: mass-related (i.e., kg), energy-related (i.e., GJ), land-based (i.e., ha) and cost-based (monetary units, i.e., \$ or €). Most of the studies use a mass-based FU (13 studies), followed by land-based (10), energy-based (4) and cost-related ones (1).

Concerning the system boundaries, the cradle-to-gate system boundary is used 18 times, followed by gate-to-gate (4) and cradle-to-grave (2). Concerning the Life Cycle inventory and the typology of data used, we classified these latter into 4 categories: primary data, secondary data from literature, secondary data from database and tertiary data¹. Secondary data from literature are the predominant category (18), followed by secondary data by databases (15), tertiary data (12) and primary data (7).

Concerning the impact assessment, several authors applied the Recipe method, which has several and detailed categories suitable for ESs assessment such as agricultural land occupation, urban land occupation, and natural land transformation. Other methods applied are CML method and ILCD method. Many authors consider only a few categories of impact such as Global Warming Potential, Eutrophication Potential and Acidification Potential. Marton et al. 2016 used a combination of categories from different methods and models to analyse environmental issues caused by emissions into the ecosphere, land use and resource use.

¹ “Tertiary data” refers to data that are not included in the other categories, such as calculation data or data obtained from ad hoc modelling.

Table 1- Papers retrieved from the literature review.

Paper	Place	Field					Functional unit	System boundary	Type of data	Impact Assessment
			P	R	C	S				
Cecchin et al. 2021	NA	Agriculture	ü	ü			land-based + cost-based	cradle to gate	(1) (2) (3) (4)	IPCC, TRACI, RUSLE2, model
Souza et al. 2021	SA	Agriculture	ü	ü			energy-related	cradle to gate	(4)	Recipe Midpoint H
Martinelli et al. 2019	SA	Agroforestry	ü	ü			land-related	cradle to gate	(1) (2) (3) (4)	IPCC
Arzoumanidis et al. 2019	EU	Agriculture	ü	ü			mass-related	cradle to grave	(1) (3)	Recipe Midpoint H
Jeswani et al. 2018	EU	Food	ü	ü			mass-related	cradle to grave	(1) (3) (4)	LANCA
Liang et al. 2018	AS	Agriculture	ü	ü			mass-based + land-based	cradle to gate	(1) (2) (4)	IPCC, models
Baumert et al. 2018	AF	Agriculture	ü	ü			land-based + energy-based	well to tank	(2) (3) (4)	Based on Biograce
Hessle et al. 2017	EU	Livestock	ü	ü		ü	mass-related	cradle to gate	(2) (3)	ILCD handbook
Berti et al. 2017	NA	Agriculture	ü	ü			land-related	cradle to gate	(2) (3)	CML
Lathuilière et al. 2017	SA	Agriculture	ü	ü			mass-related	gate to gate	(2) (4)	UNEP/SETAC
Styles et al. 2016	EU	Bioenergy	ü	ü			energy-related	cradle to gate	(2) (3)	CML
Marton et al. 2016	EU	Livestock	ü	ü			land-related	cradle to gate	(2) (4)	EDIP, CML, IPCC2013, models
Salvador et al. 2016	EU	Livestock	ü	ü			mass-based + land-based	cradle to gate	(1) (2) (3) (4)	CML
Berti et al. 2016	NA	Agriculture	ü	ü			land-related	cradle to gate	(2) (3)	CML
Piastrellini et al. 2015	SA	Agriculture	ü	ü			mass-related	gate to gate	(2) (4)	UNEP/SETAC
Helin et al. 2014	EU	Agroforestry	ü	ü		ü	energy-related	gate to gate	(2) (4)	UNEP/SETAC
Muñoz et al. 2014	OTH	Agriculture	ü	ü			mass-related	cradle to gate	(2) (3)	Recipe 2008, UNEP/SETAC
Milà i Canals et al. 2013	EU	Agriculture	ü	ü			mass-related	cradle to gate	(2) (3)	UNEP/SETAC
Núñez et al. 2013	EU	Agriculture	ü	ü			land-related	gate to gate	(4)	models
Ripoll-Bosch et al. 2013	EU	Livestock	ü		ü		mass-related	cradle to gate	(1) (2) (3)	IPCC 2006
Baral et al. 2012	OTH	Agriculture	ü	ü			mass-related	well to tank	(2) (3)	metrics
Brandão et al. 2010	EU	Agriculture	ü	ü			land-related	cradle to gate	(2)	IPCC
Pizzigallo et al. 2008	EU	Agriculture	ü	ü			mass-related	cradle to grave	(2)	emergy

Legend for the last column: (1) are primary data, (2) are secondary data by literature, (3) are secondary data by database, (4) are tertiary data.

Some articles (Milà i Canals et al. 2013; Muñoz et al. 2014; Helin et al. 2014; Piastrellini et al. 2015; Lathuillière et al. 2017; Jeswani et al. 2018) analysed ESs topics without standard impact categories and methods usually applied in LCA, using methods such as LANCA or a group of categories recommended by UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Koellner et al. 2013). Both of methods include methods to account impacts on biodiversity and ESs from land use and land-use change for example. Furthermore, one study used emergy analysis (Pizzigallo et al. 2008) to assess ecosystem service and another a group of ecosystem services (i.e. pollination or carbon sequestration) using Eco-LCA (Baral et al. 2012).

4. Conclusions

This review represents a first overview of life cycle methodologies applied to ESs studies in the agricultural sector. The ESs most analysed were “provisioning” and “regulation” services, even though there is an interest in “cultural” and “supporting” services. Identifying from the studies analysed the relationships between indicators and ecosystem services was a difficult task because ESs are connected one other. More detailed classifications, such as the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) can help to overcome this problem identifying more precisely the ecosystem services through coding; it would allow the double-counting problem, which could occur for example in the evaluation of soil quality that can be considered both “regulation” and “supporting” service.

In general, Life Cycle approaches are applied following the current advice about the functional unit, system boundaries and life cycle inventory.

Regarding impact categories, the commonly Life Cycle Impact Assessment Methods are used also for the assessment of ESs thanks to their easily estimation through LCA softwares. They can analyse different pressure of ecosystem service caused mainly by land use and land-use change. Of particular interest is the UNEP/SETAC methodology because, it allows to assess different aspects of ESs, in particular “regulation” services, such as Biotic Primary Production (BPP), Climate Regulation Potential (CRP), Erosion Regulation Potential (ERP), Biodiversity Damage Potential (BDP).

Future researches will focus on the assessment of cultural and supporting services because, at the actual state, they are neglected with a few studies. Similarly, it is also desirable an implementation of economic and social aspects for the same reason abovementioned: there are only a few studies that use these methodologies. These new inclusions can be useful to understand how alterations of ecosystem services impact not only in environmental terms but also in economic and social terms.

5. References

- Arzoumanidis I, Raggi A, Petti L (2019) Life Cycle Assessment of Honey: Considering the Pollination Service. *Adm Sci* 9:. <https://doi.org/10.3390/admsci9010027>
- Baral A, Bakshi BR, Smith RL (2012) Assessing Resource Intensity and Renewability of Cellulosic Ethanol Technologies Using Eco-LCA. *Environ Sci Technol* 46:2436–2444. <https://doi.org/10.1021/es2025615>
- Baumert S, Khamzina A, Vlek PLG (2018) Greenhouse gas and energy balance of Jatropha biofuel production systems of Burkina Faso. *Energy Sustain Dev* 42:14–23. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2017.09.007>
- Berti M, Johnson B, Ripplinger D, Gesch R, Aponte A (2017) Environmental impact assessment of double- and relay-cropping with winter camelina in the northern Great Plains, USA. *Agric Syst* 156:1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.05.012>
- Berti MT, Aponte A, Johnson B, Ripplinger D (2016) ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY OF DOUBLE AND RELAY CROPPING OF FOOD, FEED, AND FUEL CROPS IN THE NORTHERN GREAT PLAINS, USA. 5
- Brandão M, Clift R, Canals LM i, Basson L (2010) A Life-Cycle Approach to Characterising Environmental and Economic Impacts of Multifunctional Land-Use Systems: An Integrated Assessment in the UK. *Sustainability* 2:. <https://doi.org/10.3390/su2123747>
- Cecchin A, Pourhashem G, Gesch RW, Lenssen AW, Mohammed YA, Patel S, Berti MT (2021) Environmental trade-offs of relay-cropping winter cover crops with soybean in a maize-soybean cropping system. *Agric Syst* 189:103062. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103062>
- Dale VH, Polasky S (2007) Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Spec Sect - Ecosyst Serv Agric* 64:286–296. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.009>
- Helin T, Holma A, Soimakallio S (2014) Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *Int J Life Cycle Assess* 19:770–785. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Hessle A, Bertilsson J, Stenberg B, Kumm KI, Sonesson U (2017) Combining environmentally and economically sustainable dairy and beef production in Sweden. *Agric Syst* 156:105–114. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.004>
- Jeswani HK, Hellweg S, Azapagic A (2018) Accounting for land use, biodiversity and ecosystem services in life cycle assessment: Impacts of breakfast cereals. *Sci Total Environ* 645:51–59. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.088>
- Koellner T, de Baan L, Beck T, Brandão M, Civit B, Margni M, Milà i Canals L, Saad R, Souza DM, Müller-Wenk R (2013) UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 18:1188–1202. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>
- Lathuilière MJ, Miranda EJ, Bulle C, Couto EG, Johnson MS (2017) Land occupation and transformation impacts of soybean production in Southern Amazonia, Brazil. *J Clean Prod* 149:680–689. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.120>

- Liang L, Lal R, Ridoutt BG, Zhao G, Du Z, Li L, Feng D, Wang L, Peng P, Hang S, Wu W (2018) Multi-indicator assessment of a water-saving agricultural engineering project in North Beijing, China. *Agric Water Manag* 200:34–46. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.01.007>
- MA (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis; a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC
- Martinelli G do C, Schlindwein MM, Padovan MP, Vogel E, Ruviato CF (2019) Environmental performance of agroforestry systems in the Cerrado biome, Brazil. *World Dev* 122:339–348. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.06.003>
- Marton SMRR, Lüscher G, Corson MS, Kreuzer M, Gaillard G (2016) Collaboration between Mountain and Lowland Farms Decreases Environmental Impacts of Dairy Production: The Case of Swiss Contract Rearing. *Front Environ Sci* 4:. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00074>
- Milà i Canals L, Rigarlsford G, Sim S (2013) Land use impact assessment of margarine. *Int J Life Cycle Assess* 18:1265–1277. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0380-4>
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman DG (2009) Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *BMJ* 339:. <https://doi.org/10.1136/bmj.b2535>
- Muñoz I, Flury K, Jungbluth N, Rigarlsford G, Milà i Canals L (2014) Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *Int J Life Cycle Assess* 19:109–119. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Núñez M, Antón A, Muñoz P, Rieradevall J (2013) Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops in Spain. *Int J Life Cycle Assess* 18:755–767. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0525-5>
- Piastrellini R, Civit BM, Arena AP (2015) Influence of Agricultural Practices on Biotic Production Potential and Climate Regulation Potential. A Case Study for Life Cycle Assessment of Soybean (*Glycine max*) in Argentina. *Sustainability* 7:. <https://doi.org/10.3390/su7044386>
- Pizzigallo ACI, Granai C, Borsa S (2008) The joint use of LCA and emergy evaluation for the analysis of two Italian wine farms. *J Environ Manage* 86:396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.04.020>
- Power AG (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 365:2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Reganold JP, Wachter JM (2016) Organic agriculture in the twenty-first century. *Nat Plants* 2:15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Ripoll-Bosch R, de Boer IJM, Bernués A, Vellinga TV (2013) Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agric Syst* 116:60–68. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2012.11.002>
- Salvador S, Corazzin M, Piasentier E, Bovolenta S (2016) Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *J Clean Prod* 124:94–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.001>

- Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R (2010) Organic agriculture and ecosystem services. *Environ Sci Policy* 13:1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.11.002>
- Shepherd E, Milner-Gulland EJ, Knight AT, Ling MA, Darrah S, van Soesbergen A, Burgess ND (2016) Status and Trends in Global Ecosystem Services and Natural Capital: Assessing Progress Toward Aichi Biodiversity Target 14. *Conserv Lett* 9:429–437. <https://doi.org/10.1111/conl.12320>
- Smith OM, Cohen AL, Rieser CJ, Davis AG, Taylor JM, Adesanya AW, Jones MS, Meier AR, Reganold JP, Orpet RJ, Northfield TD, Crowder DW (2019) Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Front Sustain Food Syst* 3:. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Souza NRD, Bruno KMB, Henzler DS, Petrielli GP, Sampaio ILM, Hernandez TAD (2021) INFLUENCE OF YIELD GAP AND STRAW RECOVERY RATES ON ECOSYSTEM SERVICES ASSOCIATED WITH SUGARCANE ELECTRICITY. 7
- Styles D, Börjesson P, D’Hertefeldt T, Birkhofer K, Dauber J, Adams P, Patil S, Pagella T, Pettersson LB, Peck P, Vaneeckhaute C, Rosenqvist H (2016) Climate regulation, energy provisioning and water purification: Quantifying ecosystem service delivery of bioenergy willow grown on riparian buffer zones using life cycle assessment. *Ambio* 45:872–884. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0790-9>
- Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, Hamilton SK (2007) Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Spec Sect - Ecosyst Serv Agric* 64:245–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2018) Measuring what matters in agriculture and food systems: a synthesis of the results and recommendations of TEEB for Agriculture and Food’s Scientific and Economic Foundations report. Geneva: UN Environment
- Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Karney K, Swinton SM (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Spec Sect - Ecosyst Serv Agric* 64:253–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Inclusion of prevention activities in LCA and LCC of construction waste management: a review

Yanqing Yi¹, Alssandro Manzardo², Maria Cristina Lavagnolo¹

Abstract: Waste prevention is the measure taken before waste generation. In particular, waste prevention is the top priority and represents similar notions and implications among regions. This study reviews the literature on life cycle assessment (LCA) and life cycle cost (LCC) benefits within waste prevention activities in the construction sector and aims to verify if adopting the prevention activities is environmentally and economically sustainable. We analyze the current issues, relations, and significance of system boundaries. The tools, frameworks, and processes of LCA and LCC prevention activities are also discussed. Results show that in most studies, waste prevention measures are sustainable. Meanwhile, the results guide policymakers and stakeholders to improve construction waste reduction practices.

1. Introduction

The construction and demolition sector is one of the biggest resource-consumers but also one of the most harmful to the environment due to the immense scale of waste generation, the low efficiency of recovery, and the absence of measures for waste prevention, using up to 40% of the natural resources and releasing polluting gases into the atmosphere. Moreover, this sector is responsible for 35% of total waste generation globally. A lot of research efforts have been concentrated on assessing the sustainability of the construction and demolition sector over the last two decades since the massive production of waste materials and environmental effects. (UNEP, 2016; Simion et al., 2013). To deal with this issue, the EU Waste Framework Directive points out that prevention is the most favorable measure in the waste management hierarchy and emphasizes that it is necessary to use the life cycle thinking for the products to reduce the environmental impacts. Usually, stakeholders undertake waste prevention through several stages to reduce the generation of construction waste and lower environmental emissions (shown in Table 1). As a profitable strategy, prevention primarily implies a mindset change that considers waste generation should be reduced at source through increased efficiency, reused, and appropriate design rather than managed and disposed of for landfills (Andrews, 2015).

Several methods have an interrelation with prevention in concept. LCA theory (ISO, 2018) and footprints allow the environmental assessment of inputs, outputs, and impacts in the whole life—but are also used for environmental analysis from the cradle to the grave, in a low carbon emission perspective. Other extensively used tools related to prevention are system dynamics, building information modeling, etc. (Mei et al., 2022) developed a building information modeling that proved that compared to expert-based planning methods, the raised BIM-based model

¹Department of Civil, Environmental and Architecture Engineering, University of Padova

²Department of Industrial Engineering, University of Padova

Email: yanqing.yi@studenti.unipd.it

formulated an accurate plan and contributed to reduce 28% of the costs and prevent more waste generation. (Petra et al., 2017) investigate the barriers and prevention measures to explore the key influence factors of waste prevention activities and analyze potential reasons and solutions support for prevention activities indicated that 70% of respondents agreed waste prevention is a potentiality for reducing the environmental effects. Based on LCA, (Llatas et al., 2021) developed a model to compare the environmental impacts of the prevention with non-prevention of construction generation. Results show that the prevention scenario causes less construction waste generated.

2. Methodology

2.1. Co-word analytics

Co-word analytics is a content analysis method that primarily considers keywords used in published papers to capture scientific maps of an area. The fundamental concepts behind the keywords can be identified by analyzing the count of keywords appearing in the papers. It assists researchers indirectly in using the actual content of a paper for capturing co-occurrence relationships to build the structure. As outlined above, we conducted the literature search of publications in English from 2010 to 2022 through the databases Web of Science. This procedure aims to verify the prevention application of construction waste by using LCA and LCC methods. By utilizing co-word analytics to create a network relationship among different keywords. Sixty-five keywords are identified using the benchmark of 3 as the minimal times cited in the papers. Eventually, through VOSviewer, a network visualization for co-word analytics is presented in Figure 2. The size of a circle is proportional to the number of links connected with that keywords.

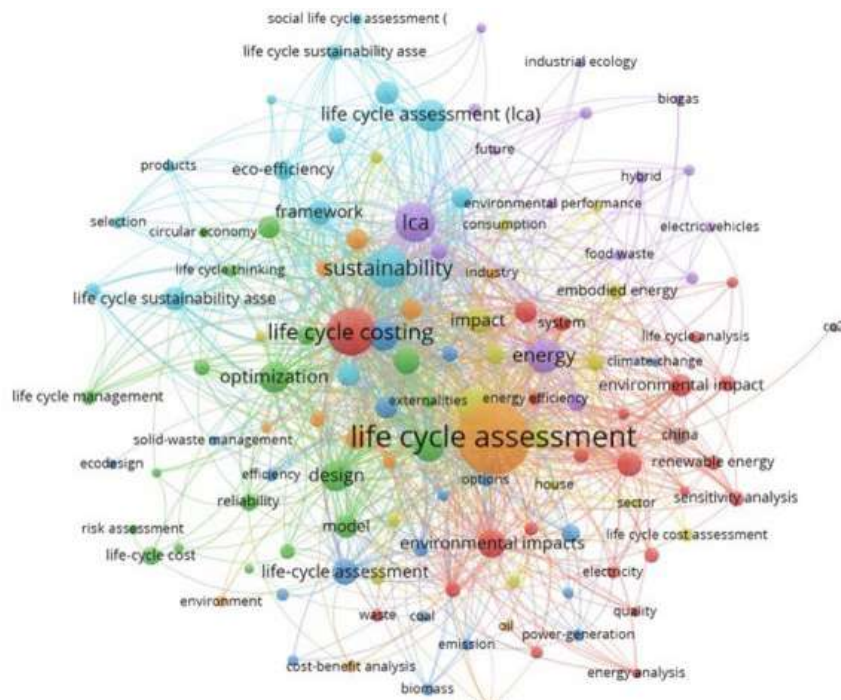


Figure 2. Network visualization for co-word analysis

2.2. Construction waste management and prevention activities

The environmental effects of construction waste include the whole life of the building process, from design to site operation, from waste generation to final disposal. These processes also have an impact on economic costs. It is complex work to evaluate the environmental impact and economic cost over the lifetime of a building since the requirement of life cycle assessment at every stage. LCA and LCC methods assess the life cycle environmental impacts and life cycle cost separately. LCA is a helpful tool for environmental assessment of construction waste management which has similar system boundaries to LCC. It will be a great advantage to analyze them together, which can replenish each other to decide. Therefore, in this study, given the advent of waste management transition in many countries worldwide, we review and organize the existing literature to explore the different activities of implementing waste prevention (reduce, reuse) for construction waste management. The structure and components of waste prevention programs are in Figure 1. The number refers to the research procedure, and the sentence following each number represents the step of the research. The waste prevention plans and programs include objectives, duration, covered waste types and sectors, quantitative and qualitative targets based on indicators, and related stakeholders. In addition, the waste generation source in the construction sector was summarized in Table 1. According to this generation source, we can take related waste reduction measures to prevent waste generation.

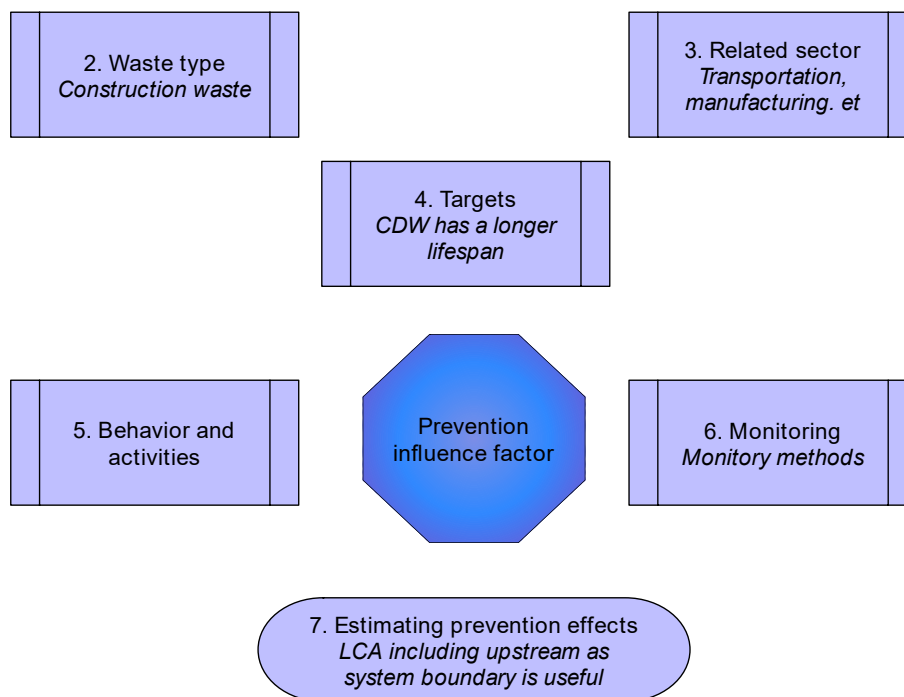


Figure 1. Structure and components of waste prevention program

Table 1. Construction waste generation source in the construction sector.

Category	Generation source
Contractual	Mistaken in contract documentation
	Contract documents incomplete at beginning of building
	Imperfect documentation
Design	Sawing consequently on the design of the surface
	The changes of design
	Designer lack of experience
	Overlook the sizes of used products
	The possibilities of different products are not familiar to designers
	Complexity, standardization
Procurement	Get rid of error
	Over-ordering, under ordering of products
	Purchase too much
	Insufficiency material delivery procedure
	Supplier's mistake
Transportation	Loss due to transportation
	Damage due to transportation
	Cracking due to transportation
On-site management and planning	Methods to lay the foundation
	On-site sorting technique
	Information about types of products that arrives too late at the contractor
Material storage	Damage or deterioration due to Inappropriate storage
	Poor storage system
Material handling	Unsuitable handling equipment
	Unpacked supply
	Discard packaging
	Using unsuitable products
Site operation	Equipment breakdown
	Lack of supervision/coordination
	Mistaken by trades person or laborer
	Incomplete planning cause the requirement of quantity unknown products
	Use of incorrect material, requiring replacement
	Poor construction techniques

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Category	Generation source
Residual	Waste from packaging
	Mixing too much of materials for wet trades since lack of related knowledge
	Off cuts from cutting materials to length
	Waste generation from the process of application
Others	Vandalism and theft
	Material out of control
	Criminal waste due to damage or theft

2.3. LCA methodological approach

LCA is a tool to quarry the environmental impacts of a product or process, from the cradle to the grave, and the whole life cycle is taken into account. Considering the natural environment, human health, and resource consumption from a life cycle perspective, LCA considers all attributes or aspects, such as natural environment, human health, and resources, and avoids problem transfer among different life cycle stages (ISO, 2006a).

2.3.1. Framework of the combined LCA/LCC analysis

From the economic perspective, LCC compares the cost benefits of these alternatives (Norris., 2001). Decision-makers need to consider both aspects when dealing with waste management. It is of great advantage that LCA's assumptions and system boundaries are identical to LCC. Therefore, the two analyses contribute to each other when deciding (Carlsson Reich., 2005). Through analysis of the current research, we found that LCA and LCC are often integrated to assess different alternatives in CDW management. They describe the flows related to the environment and the cost of a financial run through a window, making the two approaches easier. In addition, LCA and LCC share the same analysis steps: (1) Goal and scope; (2) life cycle inventory (LCI); (3) Impact assessment; (4) Results from interpretation.

2.3.2. Goal and scope definition

The unique characteristic shall be the focus on products from a life cycle perspective. Definition of the goal refers to the causes for implementing the research: the purpose; and the target groups, i.e., to whom the research results are intended to be communicated. The comprehensive scope of LCA is crucial to prevent problem-shifting (e.g., Transition from one phase of the life cycle to another, Transition from one region to another, Transition from one environmental problem to another). For LCA, The goal of the presented LCA study is to underline the environmental issue for prevention scenarios in CDW management. Accordingly, the goal of the LCC is to underline the economic indicator and the costs-benefits related to the considered alternatives from the per-

spective of all stakeholders involved. Both LCA and LCC share the common system boundaries, and they are according to the same assumptions and functional unit for each scenario.

2.3.3. Functional units

The system's function should be defined in the scope of an LCA, and the goal and scope constitute the functional unit in the research that provides a reference to input and output standardized data. Once chosen the functional unit, we should define the reference flow. Based on the same function unit, making a comparison between systems is necessary. Based on ISO 14040, the functional unit is a measure of the system's function under study. The functional unit is a quantitative measure of the offered functions' products (or services). In order to make all scenarios in LCA and LCC studies comparable, the joint function unit must be provided.

2.3.4. System boundary

The product system describes critical elements of physical systems through LCA. The unit processes were defined in the system boundary, and the product system shall be modeled in the way that input and output are elementary flows at its boundary. Though it is not necessary to take the resources into the quantification of the inputs and outputs since that will not change the research results, it is necessary to describe the models and identify the potential assumption of those choices. The confidence degree must use the criteria to set the system boundary in the study results. When defining the system boundary, several life cycle stages, unit processes, and flows were considered. The system boundary 'cradle-to-gate' was applied in this study, including the purchase of raw materials, transport to the plant, processing/upgrading of materials, and resource during manufacturing. Fig 3 shows the system boundary and framework of manufacturing. All the above stages (e.g., collection and processing of related energy and emissions) are identified as induced impacts. As shown in Figure 3.

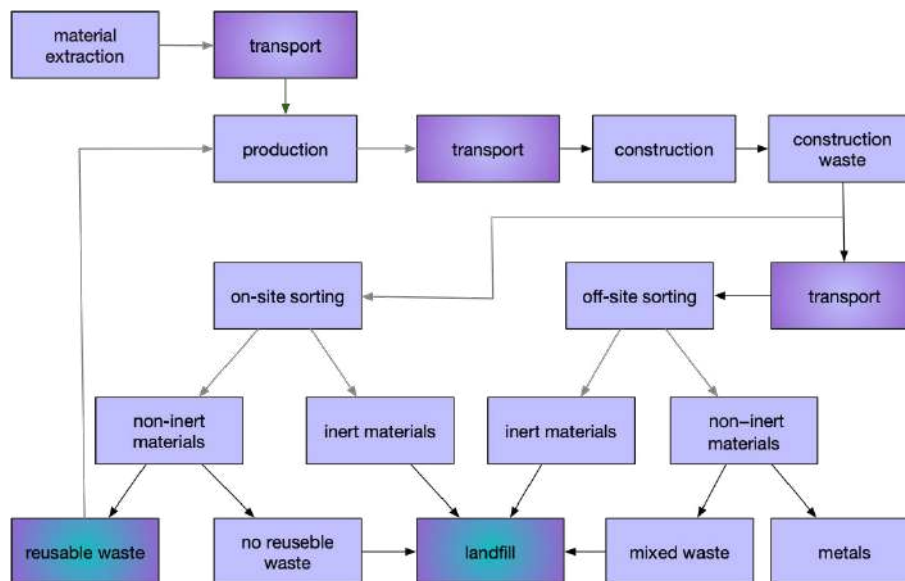


Figure 3. LCA system boundary

2.4. *The environmental and economic LCI*

Data are collected for each unit process within the life cycle inventory phase. All related inputs and outputs of energy and mass were considered in LCA, while in LCC, we considered monetary cash flow. Due to several factors, such as further technological development, price, and income. When developing an inventory table, it is significant for both LCA and LCC to consider that the physical and economic flows are changed over time and from region to region. The variability and uncertainty of biological data are often much lower than the volatility of economic data required for LCA (Hunkeler et al., 2008). When it comes to an LCC, It is encouraged to adopt local specific data according to a particular market.

3. Results and discussion

Results of the research were highlighted in this section and focus on the role of existing environmental and economic assessment tools in assessing the sustainability of waste prevention activities. Prevention effects from the life cycle perspective can enable researchers to (1) clarify the effectiveness of the waste prevention target in the policy; (2) use the LCA and LCC as a decision tool for selecting priority waste types and prevention activities, and therefore (3) encourage stakeholders' cooperation and improve the waste prevention policy supported by evidence. In this section, previous studies, including the methodological aspect, have been discussed. The reasons for construction waste generated are given in Table 1, showing the activities that cause waste are: Contractual, Design, Procurement, Transportation, On-site management and planning, Material Storage, Material handling, Site operation, Residual, and Others, suggesting that it is crucial to pay attention to the multiple life stages in the construction project and take related measures. That will contribute to the construction reduction. Some challenges in promoting waste prevention are to (1) make the definition of waste types more apparent; (2) develop standardized, consistent monitoring methods; (3) clarify the causal linkage between prevention effects and stakeholders' behavior; (4) quantify the environmental effects of reduction. Each of these aspects is essential and will be helpful in the consideration of waste prevention indicators and targets. Recent studies have quantified the waste prevention effect of some waste types and prevention behavior to overcome some methodological issues. Moreover, behaviors need further analysis. As shown in Figure 2, The circle of Life cycle assessment indicates that the appears frequency of this keyword is the most. Each color represents one aspect of the keywords. In recent years, more and more people have focused on reducing construction waste by using LCA or LCC.

4. Conclusion

This paper has reviewed the economic and environmental assessment of construction waste prevention activities, including definitions, indicators, and reduction from the life cycle perspective. Through the web of science, we enter the keywords figure out related papers, and comb the literature; The classical literature was analyzed in the introduction: Firstly, We Input relevant literature into VOSviewer software. All keywords are shown in figure 2. Secondly, We have reviewed the papers on construction waste prevention based on LCA and LCC methodology. LCA and LCC have significant meaning in construction waste management and take preventive measures before waste generation. Finally, We list some waste generation activities from these waste generation sources, and from the LCA and LCC perspective, we can take related waste prevention measures.

It was found that although various waste prevention indicators have been proposed in the EU and by international authorities, the indicators adopted in their policies, such as resource productivity, were limited by some issues, for example, lack of data availability. Construction waste was considered a higher priority waste type for waste prevention, and more and more literature using LCA and LCC to study construction waste reduction. This study reviews the literature on the cost and environmental impact of construction waste prevention. Provide an idea of the waste prevention activities in the construction project process. Policymakers and construction stakeholders can reference the outcome to identify the waste measures. Moreover, this review proposal some future research directions for sustainable development.

5. Reference *(we only list 10 references due to word limitation)*

- Andrews, D, 2015. The circular economy, design thinking and education for sustainability. *Local Econ.* 30 (3), 305e315.
- Braga A M, et al. 2017. Compared environmental and economic impact from cradle to gate of concrete with natural and recycled coarse aggregates. *J of Clean Prod.* 162, 529-543.
- Buyle, M, Braet, J, Audenaert, A, 2013. Life cycle assessment in the construction sector: a review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 26, 379e388.
- Camana D, Manzardo A, Toniolo S, et al, 2021. Assessing environmental sustainability of local waste management policies in Italy from a circular economy perspective. An overview of existing tools[J]. *Sustainable Production and Consumption.* 27, 613-629.
- Ding Z K, et al, 2018. A system dynamics-based environmental benefit assessment model of construction waste reduction management at the design and construction stages. *J of Clean Prod.* 176, 676-692.
- Esin, T, and Nilay C, 2007. A study conducted to reduce construction waste generation in Turkey. *Building and Environment.* 42. 4, 1667-1674.
- Hao J, Yuan H, Liu J, et al, 2019. A model for assessing the economic performance of construction waste reduction[J]. *J of Clean Prod.* 232, 427-440.
- Islam H, Jollands M, Setunge S, 2015. Life cycle assessment and life cycle cost implication of residential buildings—A review [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 42, 129-140.
- ISO, 2018. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO 14044:2006.
- ISO, 2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO 14040:2006, August 2006.
- Marzouk M, Azab S, 2014. Environmental and economic impact assessment of construction and demolition waste disposal using system dynamics. *Resour. Conserv. Recy.* 82, 41–49.
- Li Y, Ding R, Cui L, et al, 2019. The impact of sharing economy practices on sustainability performance in the Chinese construction industry [J]. *Resour, Conserv and Recy.* 150,104409.
- Petit-Boix A, Llorach-Massana P, Sanjuan-Delmás D, et al, 2017. Application of life cycle thinking towards sustainable cities: A review[J]. *J of Clean Prod.* 166, 939-951.

Carbon-dots: iterative Life Cycle Assessment of four production routes

Greta Bacchelli¹, Virginia Lama¹, Shani Ben Zichri², Raz Jelinek², Paola Galletti³, Serena Righi^{1,4}

Abstract: Life Cycle Assessment (LCA) is a standardized procedure that aims at evaluating the environmental impacts of products, services and processes. Thus it is beneficial to include it for early stage assessment of processes during the designing phase of projects. In this context, the project BIODOT, a bilateral consortium between Italy and Israel, employs LCA methodology also for support to the decision-making process. The project's aim is to manufacture Carbon Dots (C-Dots) enriched membranes, which are meant to be used in water remediation. In this article we present the outcomes of two LCA analyses on two sets of protocols for C-Dots production. The second set of synthesis protocols has been improved with the recommendations resulting from the first assessment and the related LCA analysis confirmed the hypothesis of the impact of solid-to-liquid precursors ratio on the environmental performance of the production pathways.

1. Introduction

Carbon Dots (C-Dots) are a very promising ensemble of nanoparticles that constitute an innovative solution for various applications, such as photocatalysis (Jouyandeh et al., 2021), molecular communication (Cali et al., 2021), metal sensing (Das et al., 2021) and many more. Noteworthy are also the environmental applications of C-Dots, that include water remediation, especially for pollutant photodegradation (Jouyandeh et al., 2021) and oil removal (Singh&Jelinek, 2020). In this context, the “BIObased and biodegradable carbon DOT-polymeric nanofibrous membranes for solar-assisted water remediation and oil spill cleanup (BIODOT)” project has been envisioned by a joint collaboration between the Alma Mater Studiorum – University of Bologna and the Ben Gurion University of the Negev in Israel with the aim of developing composite hydrophilic and hydrophobic C-Dots enriched membranes for contaminants degradation and oil-spill removal applications. Within the project activities, the evaluation of the environmental sustainability of processes and final products through Life Cycle Assessment (LCA) is also included. The related

¹ CIRSA - Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, Via Sant'Alberto 163, 48123 Ravenna, Italy

² Ben Gurion University of the Negev, Ben Gurion Ave, Beer Sheva 84105, Israel

³ CHIM - Dipartimento di Chimica “Giacomo Ciamician” Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, Via F. Selmi 2, 40126 Bologna, Italia

⁴ DIFA – Dipartimento di Fisica e Astronomia “Augusto Righi” Alma Mater Studiorum - Università di Bologna, Via Bertini Pichat 6/2, 40127 Bologna, Italia

Email: greta.bacchelli2@unibo.it

work done so far has focused on evaluating the environmental burden of C-Dots production pathways that the Israeli team implemented.

The aim of this article consists in investigating the results of iterative environmental evaluations conducted on C-Dots production, to identify potential hotspots and margins for optimization and to verify the truthfulness of the related recommendations for improvement.

2. Materials and methods

2.1. Goal and scope definition

The goal of the study consists in evaluating the environmental impacts of C-Dots synthesis routes, in view of their addition in the BIODOT composite membranes. The efforts have been channeled into the definition of the most sustainable production routes among the available options and the identification of the hotspots, in order to formulate specific recommendations for the improvement of the protocols.

The selected system boundaries are “cradle-to-gate”, therefore only the raw material extraction and production phases were taken into consideration. This decision was mainly due to the stage of the project, since it is not yet possible to clearly determine the performance of C-Dots within the composites and of the membranes as a whole.

As for the functional unit, the experimental assessment considered 1 kg of C-Dots. This value was inspired by the literature concerning LCA analysis on C-Dots production (Bacchelli et al., 2021).

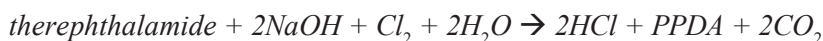
2.2. Inventory analysis

Primary data were collected from C-Dots synthesis protocols provided by the Israeli team and will be specifically explained in sub-paragraph 3.1.1. Secondary data were chosen among GaBi® version 2021.2 and Ecoinvent® version 3.7.1/3.8 datasets. Not all necessary secondary data were present in the mentioned databases, so bibliographic research was conducted to piece together the synthesis pathways of a few chemicals. This way, it has been possible to model their production routes and consider their environmental impacts, as explained in sub-paragraph (2.2.1).

2.2.1. Bibliographic research on missing chemicals

Missing secondary data resolve in two specific chemicals: para-phenylenediamine (PPDA) and octadecylamine (ODA).

The synthesis pathway of PPDA was firstly found in United States Patent 3,897,498 (Zengel, et al., 1975) and can be summarized in balanced reaction displayed below:

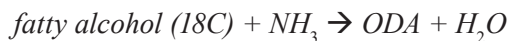


Terephthalamide was in turn absent from the databases and the related synthesis reaction was found in a paper (Soni & Singh, 2004) investigating Poly(ethylene terephthalate) (PET) waste flakes degradation:



Terephthaloyl chloride/ Terephthaloyl dichloride was present in GaBi® database, so it was possible to recreate the synthesis route for PPDA.

The synthesis reaction for ODA was reported in Kirk-Othmer's Encyclopedia of Chemical Technology and is reported below:



The datasets created for PPDA and ODA production only consider matter flows, excluding the energy consumption of the necessary equipment to carry out the reactions described above.

2.3. Impact Assessment

The impact assessment method selected for the analysis is Impacts ILCD/PEF recommendation (v1.09) and comprises of 16 impact categories: Acidification midpoint (Am), Climate Change midpoint excl. (CCmEbc) and incl. (CCmIbc) biogenic carbon, Ecotoxicity freshwater midpoint (EcoFm), Eutrophication freshwater (EuFm) marine (EuMm) and terrestrial (EuTm) midpoint, Human toxicity midpoint cancer (HTmCE) and non-cancer (HTmNCE) effects, Ionizing radiation midpoint (Irm), Land use midpoint (Lum), Ozone depletion midpoint (Odm), Particulate matter midpoint (PMm), Photochemical ozone formation midpoint (POFm), Resource depletion water (RDWm) and mineral, fossils and renewables (RMDFRm) midpoint.

3. Results and discussion.

3.1. C-Dots synthesis protocols

The first assessment regarded four C-Dots production routes carried out by the Israeli part of the team, named A, B, C and D.

As for the synthesis method, the hydrothermal approach was applied to all four routes. The pathways generally differed for precursors quality and purification methods.

Routes A, B and D showed the same process steps and solvent quality, while they differed for the solid precursors' choice. The selected purification procedure for routes A, B and D was dialysis, a process step that involves the use of Double Distilled Water (DDW) and a cellulose-based bag to cleanse the solution containing C-Dots. Conversely, route C implied a different purification method: instead of dialysis, a manual procedure with a PVDF 222 nm filter and a consequent evaporation process were carried out. This involved different electricity and water consumptions, relevant for the outcomes of the assessment.

The second round of environmental assessment was carried out on two new and improved protocols for routes C and D, following the recommendations of the former evaluation. The protocols were improved altering the solid precursors quantity, besides varying solvent quality, temperature and duration of thermal decomposition. This issue will be thoroughly explained in the following paragraph.

3.2. Inventory analysis of C-Dots synthesis routes

Table 1 displays the routes inventory data regarding solid and liquid precursors for the first assessment. The energy consumption parameters were not reported in Table 1 since they are not coherent with the protocols improvements, but they have been considered in the modelling phase.

Table 1 - C-Dots synthesis inventory

Routes	A	B	D	C
Carbon feedstock [g]	0,2 (bacterial biomass)	0,5 (bacterial biomass)	1,0 (citric acid)	0,1 (PPDA)
N-doping precursor [g]	0,2 (urea)		1,0 (ODA); 0,5 (urea)	
Solvent [mL]	10 (ethylene glycol)	10 (ethylene glycol)	15 (ethylene glycol)	10 (ethanol)
Process steps	Thermal decomposition centrifugation dialysis	Thermal decomposition centrifugation dialysis	Thermal decomposition centrifugation dialysis	Sonication thermal decomposition centrifugation manual filtration evaporation
Synthesis yield	30%*	30%*	30%*	30%*
*30% w/w respect to solid precursors				

The assumptions for the assessments are:

- Biomass is assumed as “zero burden” feedstock.
- Impacts associated with equipment production have not been considered.
- DDW turnover in dialysis is assumed to happen every 24h.

For the second evaluation, Table 2 below summarizes the applied variations on precursors quantity.

Table 2 - C-Dots protocol variations on precursors quantity

Route	C	D
Precursors variations	From 0,1 g to 0,5 g of PPDA	From 0,5 g to 1,0 g of urea

3.3. Impact assessment

The normalized outcomes of the first environmental assessment are displayed in Figure 1.

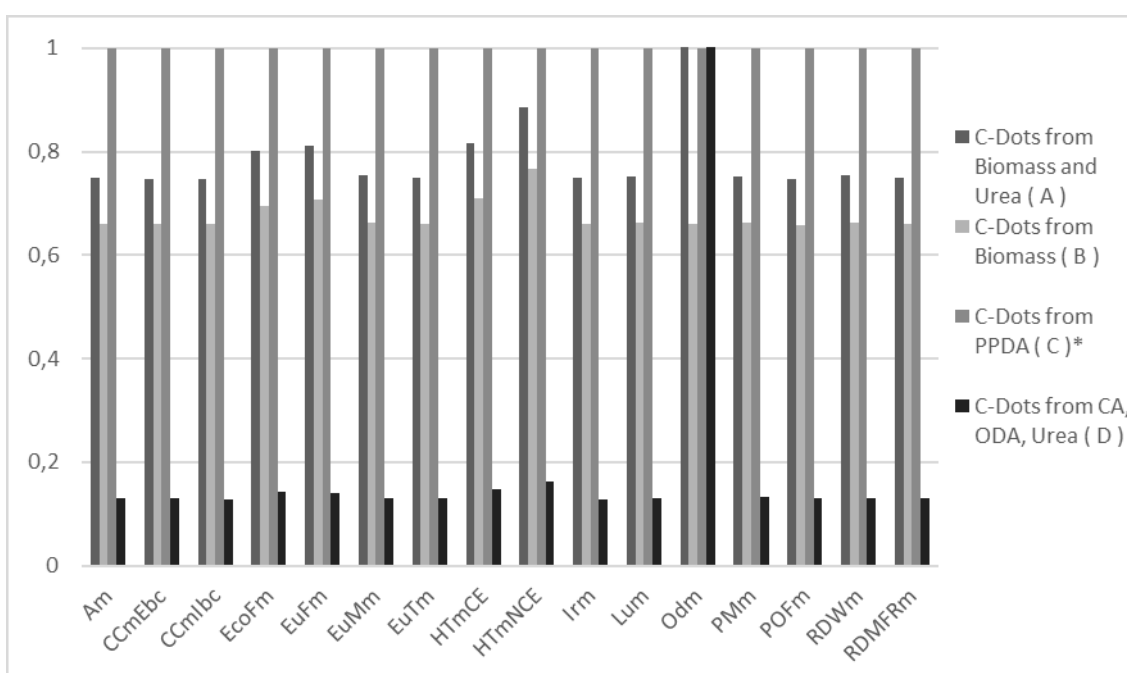


Figure 1 - Normalized impact scores of routes A, B, C and D. Normalizations are done setting the impact scores of route C equal to 1.

Ozone depletion midpoint (Odm) values for route A and route D were too high to be represented in the graph, so here they are reported in numeric value: $3,1E+01$ and $1,2E+03$, respectively. These results are attributable to the halogenated organic emissions to air related to the electricity consumption of dialysis (dichloro-1-fluoroethane) for route A and to the production of C16-18 fatty alcohols in ODA synthesis (methyl chloride) for route D.

The results of the first evaluation showed that the worst environmental performance was associated with route C, while route D provided the best performance. This trend was valid for all impact categories except Odm, where route D displayed the highest impact scores.

Afterwards, recommendations were formulated to reduce the environmental impact of the routes. In particular, we focused on route C, since it provided the worst environmental performance. One possible explanation for this outcome was found in the solid-to-liquid precursors ratio. In fact, route C presents the lowest value for the ratio, while route D shows the highest value. Therefore, we suggested that increasing the solid precursors quantity, keeping the same solvent

amount, could reduce the environmental burden of these pathways. The Israeli team subsequently implemented the protocols of routes C and D and a second LCA analysis was carried out.

The normalized results of the second assessment are reported in Figure 2 and 3, where route D's C-Dots are named "D-0,5" and the related improved C-Dots are identified as "D-1,0"; on the other hand, route C's C-Dots are called "C-0,1" and the related C-Dots from the improved protocol are called "C-0,5". In both cases, results are normalized taking the original C-Dots synthesis routes results as reference.

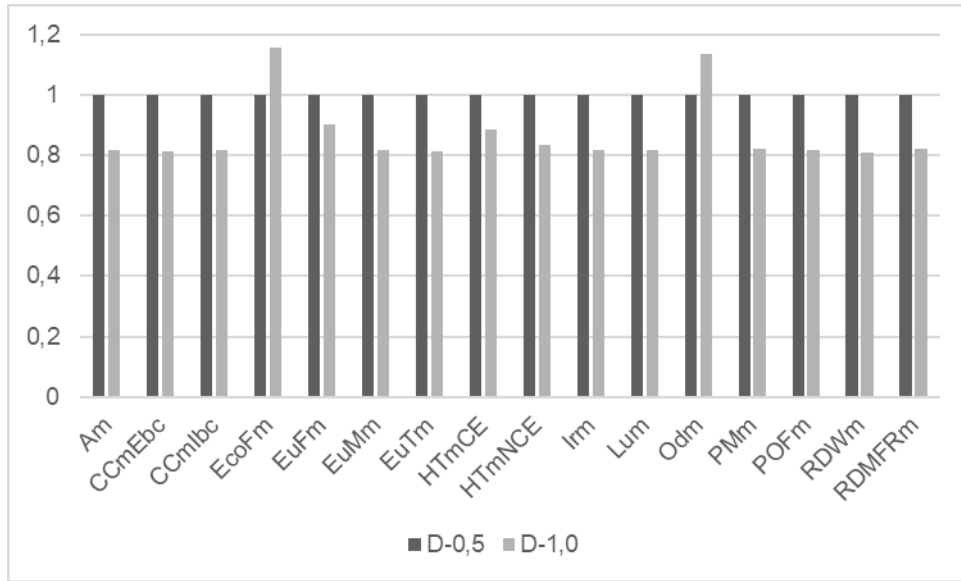


Figure 2 - Normalized impact scores for route D C-Dots and their improved version. Normalization is carried out setting the impact scores of D-0,5 equal to 1.

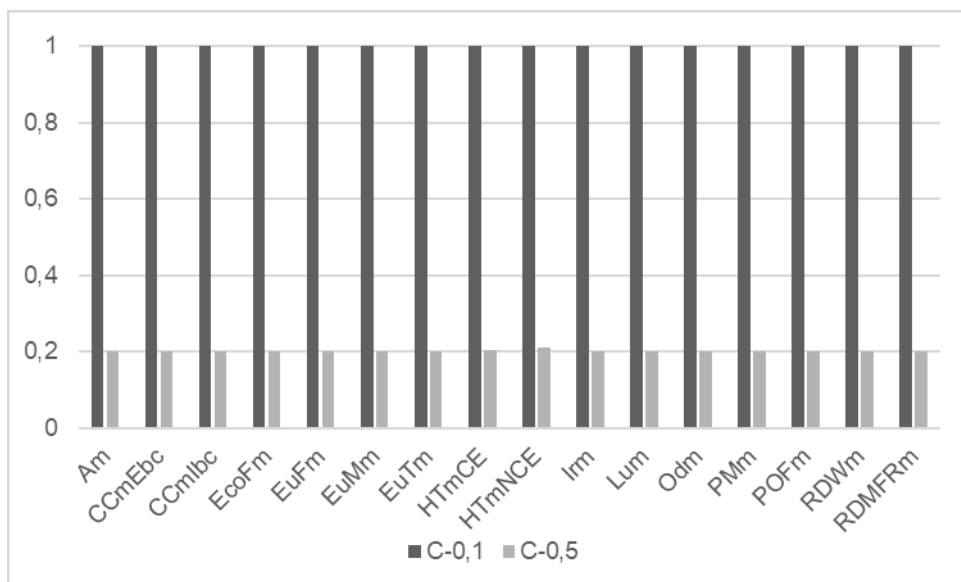


Figure 3 - Normalized impact scores for route C C-Dots and their improved version. Normalization is carried out setting the impact scores of C-0,1 equal to 1.

Finally, the impact scores of all 4 routes (A, B, C-0,5 and D-1,0) are put together, using route A values as normalizing factors. The results are reported in Figure 4 below.

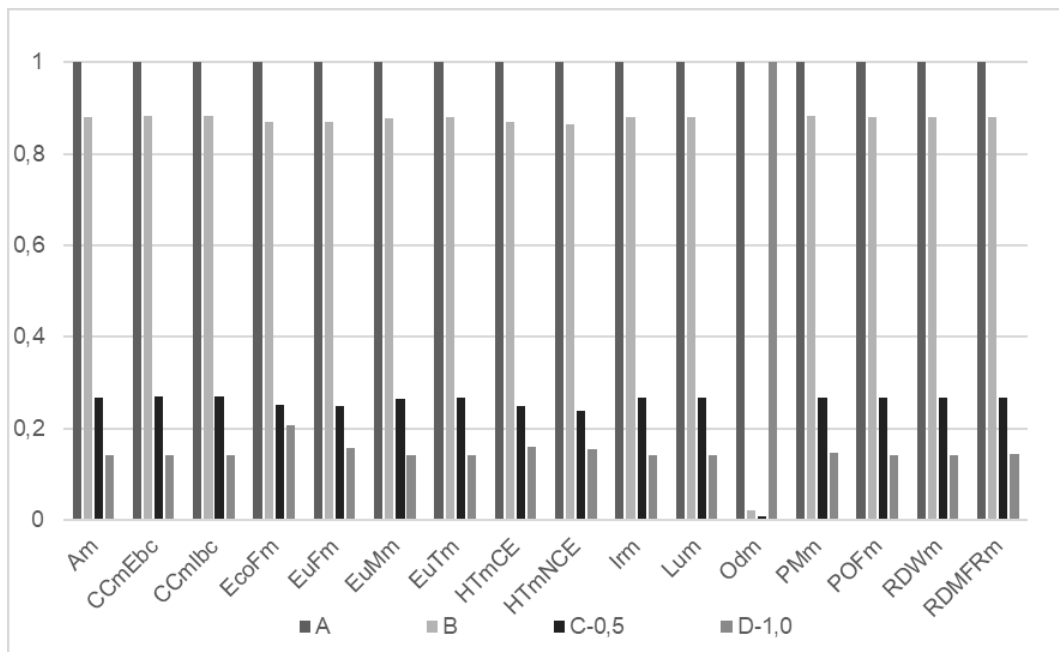


Figure 4 - Normalized impact scores for routes A, B, and the improved versions of routes C and D. Normalization is carried out setting the impact scores of route A equal to 1

Here the normalized impact score for D-1,0 in Odm is: $4,2E+01$.

3.4. Interpretation

The explanation of the outcomes of the first assessment were found in the low solid-to-liquid precursors ratio. Therefore, recommendations were formulated suggesting an increase in the solid precursors weight only (that subsequently raises the ratio), so that less solvent is used to produce the same amount of C-Dots at the laboratory scale, decreasing the related impacts. At the industrial scale, the solvent would subsequently be recovered or re-used, in order to further limit waste.

In view of that, the second assessment focused on two implemented synthesis routes, namely routes C and D. The optimized protocols were developed considering the hypothesis mentioned above, thus they presented higher solid precursors weights as previously shown in Table 3.

The outcomes of the second assessment showed that the environmental burden of the implemented routes was indeed reduced by increasing the solid precursors amount. This also alters the comparison with routes A and B, having A as the route with the highest impact, followed by route B, C-0,5 and finally D-1,0. Optimized route D maintains the title of pathway with the best environmental performance.

4. Conclusions

To sum up, the Israeli part of the BIODOT Consortium initially provided four protocols for four different C-Dots synthesis routes (A, B, C and D). An environmental assessment was carried out

to identify the most sustainable option and the route employing citric acid as a carbon feedstock (route D) provided the best environmental performance, while the route with PPDA as solid precursor (route C) was the worst environmental option. The hypothesis of the solid-to-liquid ratio of precursors and solvents was identified as a possible explanation for these outcomes and it was recommended to increase the ratio to obtain more environmentally beneficial outcomes. The subsequent LCA analysis on the improved protocols confirmed the hypothesis: raising the quantity of solid precursors maintaining the same amount of solvents provides better environmental performances, so the recommendations derived from the first assessment constituted a truthful guideline for the improvement of the second set of protocols. The obtained results have already had an impact on the protocols for the production of C-Dots, but their relevance within the overall project could be fully evaluated only once the membranes will have reached a more defined stage of development.

5. Acknowledgements

BIODOT project has received funding from the MAECI (Italian Ministry of Foreign Affairs and International Cooperation) in the framework of the activities foreseen by the Agreement on industrial, scientific and technological research and development cooperation between Italy and Israel - Scientific Track 2020.

6. Bibliography

- Bacchelli, G, Lama, V, & Righi, S, 2021. LCA on Carbon Dots: a state-of-the-art evaluation . XV Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA "Innovazione e Circolarità –Il contributo del Life Cycle Thinking nel Green Deal per la neutralità climatica", Reggio Calabria, Italia, 22-24 Set.
- Calì, F, Cantaro, V, Fichera, L, Ruffino, R, Trusso Sfrassetto, G, Li-Destri, G, Tucitto, N, 2021. Carbon Quantum Dots from Lemon Waste Enable Communication among Biodevices. *Chemosensors*, 9, 202, 1-14.
- Das, M, Thakkar, H, Patel, D, Thakore, S, 2021. Repurposing the domestic organic waste into green emissive carbon dots and carbonized adsorbent: A sustainable zero waste process for metal sensing and dye sequestration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 106312.
- Jouyandeh, M, Mousavi Khadem, SS, Habibzadeh, S, Esmaceli, A, Abida, O, Vatanpour, V, Rabiee, N, Bagherzadeh, M, Iravani, S, Saeb, MR, Varma, RS, 2021. Quantum dots for photocatalysis: synthesis and environmental applications. *Green Chemistry*, 23, 4931, 4931–4954.
- Sala, S, Reale, F, Cristobal-Garcia, J, Marelli, L, Pant, R, 2016. Life cycle assessment for the impact assessment of policies. *JRC Technical Reports*.
- Singh, S, Jelinek, R, 2020. Solar-mediated oil-spill cleanup by a carbon dot-polyurethane sponge. *Carbon*, 160, 196-203.
- Soni, RK, Singh, S, 2004. Synthesis and characterization of terephthalamides from poly(ethylene terephthalate) waste. *Journal of Applied Polymer Science*, 96, 1515-1528.
- Visek, K, 2003. Amines, Fatty, in: *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology* (Ed.).
- Zengel, HG, Bergfeld, M, 1975. US Patent n. 3,897,498.

Green ports in Italy: the Carbon Footprint of the Eastern Ligurian Seaport system

Rosalia Stella Evola¹, Enrica Vesce¹, Francesca Carrozzo², Ingrid Roncarolo²

Abstract: Ports are important infrastructures as sources of economic sustenance, especially in Europe for all countries bordering the Mediterranean Sea. On the other hand, the international and domestic maritime transport of goods and people, together with the traffic related to fishing activities, account for a significant share of the anthropogenic impact on the terrestrial ecosystem. Among the critical environmental issues, the increasing GHG emissions from the port operations jeopardise the fight against climate change. In this context, the effort in Italy to pursue sustainability in port systems is noteworthy. The objective of this contribution is to present the assessment of the carbon footprint of the Eastern Ligurian Seaport system implemented according to Ministry of the Ecological Transition guidelines. Furthermore, a section about the limits and potentialities of the monitoring process regulated by Italian legislation is added.

1. Introduction

Currently, greenhouse gases (GHG) emissions from maritime transport account for around 3% of global anthropogenic emissions (IMO, 2021). Between 2016 and 2018, GHG emissions from international and domestic maritime traffic increased by 9.6% and this share is expected to grow further (IMO, 2021) hampering the actions defined in international environmental agreements to combat climate change. In this context, European ports are increasingly committed to improving their environmental performance. Environmental management indicators, including the definition of environmental improvement targets and monitoring programs, calculated annually by the European Sea Ports Organisation (ESPO) show an overall positive trend. In particular, the ESPO 2021 report states that carbon footprint (CF) monitoring has increased by around 11% since 2013 (ESPO, 2021). In this regard, the scientific literature reports several cases of CF calculation of port systems (Carballo-Penela et al., 2012; Cloquell Ballester et al., 2013; Cloquell Ballester et al., 2020; Tokuslu, 2021). As has already been noted at the institutional level in Spain (Cloquell Ballester et al., 2020), the use of CF indicator is also gaining importance in Italy, as it has become mandatory in the framework of the pursuit of improving the energy-environmental efficiency of port systems. In fact, the Legislative Decree 169/2016 for the reorganisation of port legislation establishes 16 Port System Authorities (AdSPs) and provides that they should promote the drafting of the Energy and Environmental Planning Document (DEASP) whose purpose is to reduce the levels of GHG emissions, in line with European regulations (D. Lgs. 2016). The monitoring

¹ Department of Management, University of Turin, Corso Unione Sovietica 218 Bis, 10134 Torino, Italy

² Autorità di Sistema Portuale del Mar Ligure Orientale, Via del Molo 1, 19126 La Spezia, Italy
Email: rosaliastella.evola@unito.it

and verification tool identified by the guidelines for DEASP drafting adopted by the Ministry of Ecological Transition (MITE) is precisely the CF indicator (MITE, 2018). The CF indicator allows the AdSPs to obtain photography of the existing impact from which to define interventions and measures to be implemented and, subsequently, to monitor their effectiveness with a view to continuous updating. In this context, the present contribution aims to present, discuss and frame into the wider Italian context the results of the CF indicator calculated by the AdSP of the Eastern Ligurian Sea (AdSP MLOr) to comply with the obligations provided for by the aforementioned legislation.

2. Materials and methods for the CF assessment

The case study focuses on the AdSP MLOr which directs, coordinates and controls the port operations of La Spezia (Liguria) and Marina di Carrara (Tuscany) ports. In 2021, a recovery in commercial traffic was recorded: a total of 1.476.914 TEU were handled. Specifically, compared to 2020, the total quantity handling has increased for Marina di Carrara port by 31.6% (in total 3.462.762 t in 2021), while for La Spezia it decreased by 2,5% (in total 13.061.658 t in 2021) (AdSP MLOr, 2022).

In order to obtain the CF indicator, the AdSP MLOr has followed the indication provided by MITE, which requires it to refer to the principles and requirements indicated in the UNI ISO 14064 standard and relative protocols (MITE, 2018). Within the Guidelines for DEASP compilation, the steps for the correct development of the CF calculation are listed and detailed: (i) definition of organisational and operational boundaries, (ii) establishment of the base year, (iii) choice and application of the emission quantification methodology and (iv) uncertainty assessment.

Organisational boundaries have been defined using the functional criterion. All the activities from which emissions originate and over which the AdSP MLOr has full financial and/or operational control were therefore considered, as well as those outside its responsibility, but which are nevertheless carried out for the functioning of the port system. At an operational level, it was decided to include emissions of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) in the calculation. For the study, two scopes are considered: the first identifies the emissions originating directly from the activities included in the organizational boundaries, while the second takes into consideration the indirect emissions deriving from the electricity consumption. Table 1 summarises the organizational boundaries, operational boundaries, emission sources and energy vectors considered.

The assessment was conducted by setting 2018 as the base year, in reference to which all the necessary data were collected. For each activity included within the system boundaries, three types of activity data have been identified: (i) energy consumption (GJ), (ii) data relating to the management of transport, vehicles and equipment (km) and (iii) those relating to transport traffic (h). The emission factors were then applied to the activity data in order to estimate the quantity of each specific gas emitted. Finally, to obtain the CF value, the emissions quantified were made homogeneous using the Global Warming Potential (GWP) values. Follows the formula applied to calculate the CF in CO₂eq:

Equation 1

$$CF = \sum_i^n [(A_i \times EF_{CO_2}) \times GWP_{CO_2} + (A_i \times EF_{CH_4}) \times GWP_{CH_4} + (A_i \times EF_{N_2O}) \times GWP_{N_2O}]_i$$

where A_i indicates the i -th activity, EF and GWP respectively the emission factor (ISPRA, 2019) and the Global Warming Potential over a 100 year time horizon for each of the three gases considered (IPCC, 2014).

Table 1: Organisational and operational boundaries of the analysed system

Organisational boundaries	Emission sources	Scope	Vectors
Port System Authority Energy Terminal Turistic Terminal Commercial Terminal Marinas for Private nautical Marinas for Social nautical Port services Ship buildings industry	Fossil fuels for air conditioning of buildings Fossil fuels for operating equipment Fossil fuels for vehicles Fossil fuels for passenger transport Fossil fuels for ships in the port area Fossil fuel for ship equipment	1	Diesel Methane Gasoline Low-sulphur fuel oil
	Electricity flow is withdrawn and fed into the grid	2	Electrical energy

The total uncertainty of the CF was then calculated. For this purpose, two different components were combined: the uncertainty value related to activity data (IPCC, 2006) and the uncertainty value related to emission factors (ISPRA, 2019).

Finally, based on the planning of interventions and measures to improve energy efficiency, it was possible to estimate the avoided emissions compared to the baseline scenario without intervention.

It is pointed out that this elaboration is based on data collected and managed by the AdSP MLOr that are continuously updated in order to revise the DEASP and thus comply with current legislation. Further, for this contribution, ship buildings industry was included in the total calculation of emissions in the same way as all other activities, unlike what was done for the DEASP in which, due to the nature of the activity, it must not be included among the mandatory functions to be considered according to the guidelines of MITE. However, given the significant energy impact, the AdSP MLOr has decided to report emissions from ship buildings industry into the DEASP where it was therefore treated separately as an additional function.

3. Results and discussions

3.1. Carbon Footprint indicator

The total CF value of the port system for the year 2018 obtained by applying equation 1 is 89.156 tCO₂eq with an overall uncertainty of 3,3%. More specifically, Figure 1(a) shows for La Spezia port system higher emission levels for both scopes in absolute terms. The situation changes if emissions per unit of freight traffic are considered for the two ports respectively. In fact, in this case, it can be observed (Figure 1(b)) that the Marina di Carrara area results are more impactful at least as far as scope 1 is concerned.

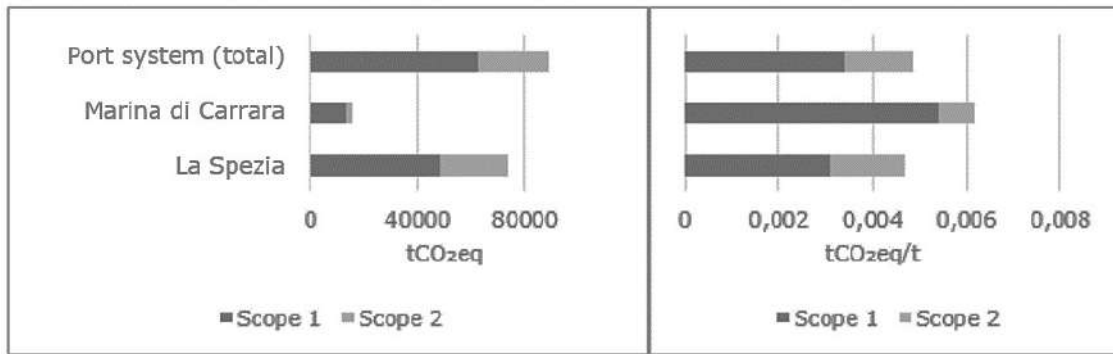


Figure 1: graph 1(a) represents the absolute quantity of emissions in tCO₂eq for the port system as a whole and individually for the two port areas divided according to scope, while the graph 1(b) represents the number of emissions in tCO₂eq per freight traffic unit also divided according to scope.

Considering the whole system, the largest contribution to CF derives from scope 1: direct emissions account for more than 82% of total emissions, while emissions in scope 2 account for 17,2%. A breakdown of scope 1 by energy vectors shows that 71% of emissions come from the consumption of low-sulphur fuel oil, followed in order of importance by diesel (26%) and methane (2%). The most important consumers of fuel oil and diesel are commercial terminals; the former is widely used for maritime handling operations and the latter for vehicles and equipment. In terms of all indirect emissions from electricity consumption, shipbuilding has the greatest impact, contributing to 40%. This is followed by energy terminals with 30%. Figure 2 gives an overview of the proportion in percentage terms of tCO₂eq by energy carrier for each activity group included within the organisational boundaries.

To summarise, the findings indicate that ship handling and the flow of vehicles and equipment characterising the activities of the different terminals represent the main hotspots. In addition, indirect emissions from the shipbuilding industry represent the largest contribution to scope 2.

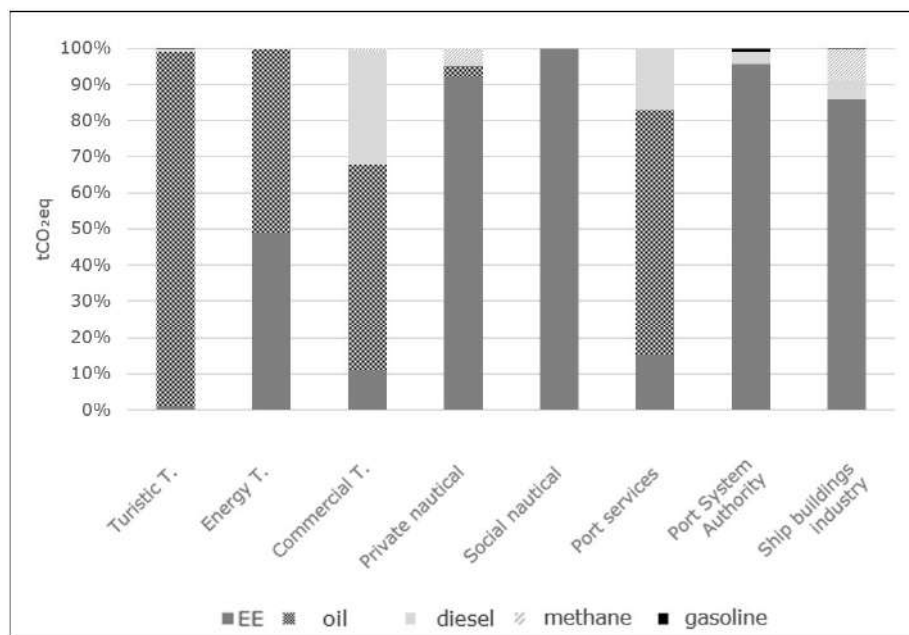


Figure 2: percentage breakdown of CF by energy vectors for each activity considered.

The indicator obtained served as a basis for guiding energy efficiency actions within the port system. With a view to continuous monitoring and improvement, it was therefore possible to forecast the emissions avoided based on the planned actions. For the coming years, as reported in the DEASP of AdSP MLOr, the Port System Authority plans to implement a total of 9 interventions and different measures. Among the planned measures, only two could have a significant impact on the fuel oil used for ship handling that emerged as the main hotspot. Specifically, the two interventions both consist of the electrification of the docks, which would lead to a substitution of fuel oil with the electricity vector. Due to the limited availability of data, for this second assessment, only the other seven planned interventions were considered, these concern the production of renewable energy through photovoltaic panels and the reduction of consumption by lighting systems through the use of more efficient technologies. In order to calculate the avoided emissions as a result of each intervention, constant emission factors were applied, the same as those used for the calculation of the CF for the year 2018.

The year 2018 was therefore considered as the base year for developing the emission reduction scenario until 2023 (Figure 3), when the last intervention included in this assessment is expected to become fully operational. It appears that these interventions can lead to an emissions reduction compared to 2018 of between 1% and 2%. This contribution may not seem significant, but it should be noted that all other benefits deriving from measures and interventions already being designed that are not included in this elaboration will have to be added to these estimates in the future.

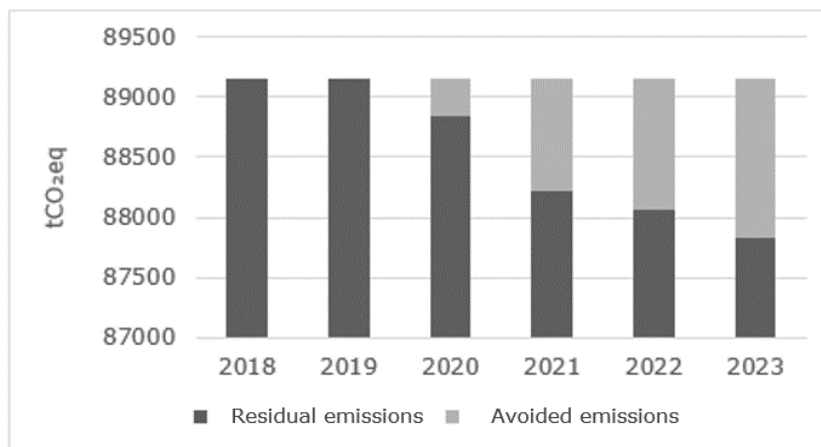


Figure 3: emission reduction scenario considering the implementation of improvement interventions.

3.2. DEASP in Italy

The reported case study focused on the experience of only one of the 16 AdSPs that were established in 2016, however, most of the other AdSPs have already elaborated, submitted to control of MITE and published the DEASP.

In order to provide an overview, Table 2 shows the CF indicators extracted from the DEASPs of each port system currently available on the website of Assoport, the Association of Italian Ports (Assoport, 2020). Certainly, these documents provide an important planning basis for the AdSPs not only to present the CF indicator but also to set improvement targets. However, the exploratory analysis of each DEASP showed that although the guidelines adopted by MITE drive

achieving homogeneity, this is difficult to achieve. Firstly, in terms of readability, the presentation of CF results does not follow a well-defined form and sometimes data necessary to retrace the calculation are not available. Another observation concerns the choice of baseline year which, as can be seen in Table 2, varies between 2016 and 2018. Moreover, not all the AdSPs use the same emission factors.

From this it follows that, if on the one hand, the activity of accounting for and monitoring GHG emissions is advantageous for the planning activity of each specific port system, on the other hand, the potential for comparison, the replicability of best practices and the construction of a common inventory at the Italian national level originating from the DEASP experience is not fully exploited.

Table 2: The CF indicators reported in DEASP of each AdSP

AdSP	tCO₂eq	Base Year
Sea of Sardinia	326.803	2019
Sea of Eastern Sicily	385.376	2019
Ionian Sea	124.098	2018
Northern Adriatic Sea	170.682	2017
Central Northern Adriatic Sea	72.200	2018
Central Tyrrhenian Sea	2714,893	2018
Northern Tyrrhenian Sea	282.554	2018
Western Ligurian Sea	469.429	2016
Eastern Ligurian Sea	89.156	2018

4. Conclusion

Life-cycle thinking methodologies for the development of improvement indicators are now an integral part of the mandatory tools used by governments. The growing concern about climate change and the availability of well-established scientific data lead the CF indicator to play a role of absolute importance destined to grow progressively.

The guidelines and the resulting documents are intended to set out a uniform but simplified path. However, the application is not immediate and the various DEASPs published by the Italian AdSPs show that assumptions and consequent actions are not always clear. Problems relating to the collection of primary data and the implementation of the calculation highlight a lack of homogeneity in the solution adopted.

It emerges that it could be advantageous to provide more training and information tools, for example, by setting up a special institutional body to accompany the AdSP in the application of these methodologies. Starting from the same common base, it would be possible to help the different realities to move among shared requirements that make improvement experiences comparable and replicable.

5. References

- Assoporti, Associazione dei Porti Italiani, 2020. Documento di pianificazione energetico ambientale del sistema portuale. Accessed 22 Mar 2022 < <http://www.assoporti.it/autoritasistemaportuale/atti-adsp-italiane/documento-di-pianificazione-energetico-ambientale-del-sistema-portuale-dpeasp/>>
- Autorità di Sistema Portuale del Mar Ligure Orientale (AdSP MLOr), 2022. Traffici. Accessed 22 Mar 2022, <<https://www.adspmarligureorientale.it/adsp-mar-ligure-orientale/traffici/>>.
- Carballo-Penela, A, Mateo-Mantecón, I, Doménech, JL, Coto-Millán, P, 2012. From the motorways of the sea to the green corridors' carbon footprint: the case of a port in Spain. *J. Environ. Plan. Manag.* 55(6), 765-782.
- Cloquell Ballester, V, Cloquell Ballester, V, Santamarina Siurana, C, Surana Vicent, M, 2013. Calculation of the Carbon Footprint in Mediterranean Ports: Results of the Climaport Project. In: Proceedings of the 17th International Congress on Project Management and Engineering, Logroño, Spain, 17–19 July 2013.
- Cloquell Ballester, V, Lo-Iacono-Ferreira, VG, Artacho-Ramírez, MÁ, Capuz-Rizo, SF, 2020. The carbon footprint of valencia port: A case study of the port authority of Valencia (Spain). *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 17(21), 8157.
- Decreto Legislativo (D.Lgs.) 4 agosto 2016, n. 169 Riorganizzazione, razionalizzazione e semplificazione della disciplina concernente le Autorità portuali di cui alla legge 28 gennaio 1994, n. 84, in attuazione dell'articolo 8, comma 1, lettera f), della legge 7 agosto 2015, n. 124.
- ESPO, 2021. ESPO Environmental Report 2021: EcoPorts in Sights 2021. Brussel: European Sea Port Organization (ESPO).
- IMO, 2021. Fourth IMO GHG Study 2020: Safe, secure and efficient shipping on clean ocean. London: International Maritime Organization (IMO).
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T Tanabe K (Eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland.
- ISPRA, 2019. Greenhouse Gas Inventory 1990-2017, National Inventory Report 2019. Roma: Italia.
- Ministero della Transizione Ecologica (MITE), 2018. Linee Guida per la redazione dei Documenti di Pianificazione Energetico Ambientale dei Sistemi Portuali DEASP. Accessed 22 Mar 2022, <https://www.mite.gov.it/sites/default/files/archivio/notizie/CLE/lg_deasppfinale.pdf>.
- Tokuslu, A, 2021. Estimating greenhouse gas emissions from ships on four ports of Georgia from 2010 to 2018. *Environ. Monit. Assess.* 193(7), 1-20.

Integration of Circular Economy metrics with Environmental Impact Assessment: methodological proposal

Federico Gallo¹, Alessandro Manzardo¹, Daniela Camana¹, Antonio Scipioni¹

Abstract: Based on literature evidences confirming Material Circularity Indicator (MCI) and Life Cycle Assessment (LCA) as reliable metrics by which measure Circular Bioeconomy and environmental impacts, respectively, and defining the current integration/combination models between circularity and environmental assessments, a specific MCI-LCA methodological model was proposed. The model's consolidated LCA framework might represent a simplification feature, making the results easier to interpretate and explain. In order to assess its applicability and effectiveness and, therefore, fill the knowledge gap about the coexistence of circularity and environmental sustainability, appropriate case studies may be selected for further investigation.

1. Introduction

Circular Economy (CE) and Bioeconomy (BE), which is one of the CE development fields, appear to be two of the most topical debated themes in recent years, due to a slew of regulations and directives enacted both at the European and worldwide levels. The effects of this scenario are expressed through a number of financial initiatives that encourage the manufacturing system to adopt CE and BE models in order to reduce its environmental impact.

Gallo et al. (2021) showed that the Material Circularity Indicator (MCI) by the Ellen MacArthur Foundation (EMF) was the most cited CE and Circular BE Indicator, whereas the environmental impact measurement tool that showed to be the most popular was the Life Cycle Assessment (LCA). These results, as well as the literature analysis performed, confirmed both MCI and LCA as effective measurement tools.

The goal of this research is to comprehend whether the mentioned tools could be applied on an integrated approach, filling the knowledge gap about the coexistence of circularity and environmental sustainability.

2. Research question and methodology

The purpose of this study is to implement an integrated model between MCI and LCA methodologies.

Firstly, an overview on metrics methodologies is reported.

¹CESQA, Department of Industrial Engineering, University of Padova, Via Marzolo 9, 35131, Padova, Italy

Email: federico.gallo.1@phd.unipd.it; alessandro.manzardo@unipd.it

Secondly, a literature analysis on recent circularity and environmental assessment models is performed outlining the integration/combination patterns.

Thirdly, based on literature findings the MCI-LCA methodological proposal is implemented. Conclusions and future steps are finally suggested.

3. Metric methodologies

3.1. Material Circularity Indicator methodology

The MCI is a tool developed by the EMF to quantify the circularity of a product's component material flows. The MCI takes a holistic approach to the product's whole life cycle, from the quantity of virgin raw material used to the amount of waste produced at the end of the use phase, while also considering the product's lifespan in comparison to the industry average. MCI has a range of values from 0 to 1, with 0 representing a totally linear product and 1 representing a completely circular product.

According to EMF (2019), both technical and biological materials can be considered circular if the following principles are respected:

1. Respecting regeneration capacity of the material by the exploited source
2. Using feedstock from reused or recycled sources
3. Keeping products in use longer (e.g., by reuse/redistribution/increase durability)
4. Reusing components or recycling materials after the use of the product
5. Making more intensive use of products (e.g. via service, sharing or performance models)
6. Returning to the environment of nutrients in bio-available form.

The MCI is an index based on four indicators (Tab. 1) that analyze product circularity in an accurate and direct manner.

Tab. 1: MCI indicators

INDICATOR	DESCRIPTION
Virgin feedstock	Calculated from the percentage of material from recycling, reuse and raw material from biological cycle (from sustainable sources) present in a product
Non-recoverable waste	Calculated from the percentage of waste that is reused, recycled, biological waste that is composted, biological waste that is incinerated with energy recovery. Non-recoverable waste is sent for disposal in landfills or incineration (with or without energy recovery)
Linear Flow Index	Percentage of material that has a linear trend in the process (incoming virgin material, outbound non-recyclable waste)
Utility Index	Product lifespan both from a point of view of time and intensity of use

MCI is flanked and integrated by optional indicators that offer a management analysis of the product both from an impact (understanding on which materials, parts or products to focus) and risk (understanding what are the potential risks in relation to management priorities) point of view.

The MCI determination is primarily performed by the Bill of Materials (BoM) concerning a list of the parts or components (and the type and amount of material they are made of) that are required to build a product.

Secondly, the MCI calculation concerns formulas applicable to product-level technical and biological cycles. Each of the following indicators must be quantified for each technical and biological component that enters the various finished products. The circularity of the product is deduced from the aggregation on a mass basis (weighted average) of each individual component of the technical and biological cycle. The first step consists in the calculation of V as the fraction of the mass M of the material/product/component that originates from virgin material, i.e. material extracted and processed directly from nature:

$$V=M(1-F_R-F_U-F_S) \quad \text{eq.1}$$

where F_R is the fraction that derives from recycled material, F_U is the fraction that derives from reused material (i.e. from production waste reused as raw materials or semi-finished products as inputs to the production process), and F_S is the fraction of a product's biological feedstock from Sustained Production which respects the regeneration capacity of the product within natural systems.

This indicator then helps to determine whether the input material/product/component is the result of a linear or circular process. Concerning the recycled fraction, the methodology enhances reuse, repair, recycling, and maintenance operations. Reuse refers instead to those materials that are reintroduced into the cycle with the same characteristics, functionality and shapes as the original product.

The second step involves the calculation of W_0 as the mass M of the material/product/component that, once used, is destined to be treated directly in landfill or sent for energy enhancement:

$$W_0=M(1-C_R-C_U-C_C-C_E) \quad \text{eq.2}$$

where C_R is the fraction sent for recycling, C_U is the fraction reused, C_C is the fraction comprising uncontaminated biological materials that are being composted, and C_E comprising biological materials from Sustained Production being used for Energy Recovery.

The third step involves the calculation of W_C as the fraction of the mass M of the material/product/component that is destined for treatment in landfills following recycling operations:

$$W_C=M(1-E_C)C_R \quad \text{eq.3}$$

where E_C represents the efficiency of recycling processes.

The linear mass W_F calculation of the material/product/component concerns the fraction of the mass M deriving from the preparation operations of the secondary raw materials following the recycling processes:

$$W_F=M((1-E_F)F_R)/E_F \quad \text{eq.4}$$

where F_R is the fraction resulting from recycling processes, while E_F corresponds to the preparation process efficiency of secondary raw materials.

The total linear W mass is determined as follows:

$$W=W_0+(W_F+W_C)/2 \quad \text{eq.5}$$

The Linear Flow Index (LFI) of the material/product/component under consideration is then defined:

$$\text{LFI}=(V+W)/(2M+(W_F-W_C)/2) \quad \text{eq.6}$$

LFI has a value between 0 and 1, where 1 means that the material/product/component is completely linear.

The method introduces an utility function $F(X)$ for enhancing two aspects: 1) the opportunity of keeping the product in the use phase as long as possible, and therefore having a longer useful life (L) thanks for example to direct reuse or the possibility of being repaired; 2) the fact of having improved performance (e.g. in the case of a packaging with better preservation characteristics of the content). The product usefulness is therefore linked to two factors: the relationship between the good lifespan L and the lifespan of market average goods L_{AVG} , and the relationship between the good intensity of use U and the intensity of use of market average goods U_{AVG} .

$$X=L/L_{\text{AVG}} * U/U_{\text{AVG}} \quad \text{eq.7}$$

The $F(X)$ Utility function is defined as follows:

$$F(X)=0,9/X \quad \text{eq.8}$$

The value 0.9 is a conventional value established in order to differentiate materials/products/components with a linearity equal to 1 but with improved performance compared to the market average product.

The final product circularity is possible by the following equation:

$$\text{MCI}=1-\text{LFI}*F(X) \quad \text{eq.9}$$

3.2. Life Cycle Assessment methodology

In the increasingly affirmed concept of “sustainable development” for which the spheres of economic, social and environmental development must be integrated together, the innovative philosophy of thought called “Life Cycle Thinking” (LCT) is born. The new idea compared to the past is to consider a product as a set of operations, input and output flows of materials and forms of energy associated with all the steps of its life cycle, from design to disposal and recovery or final disposal. It is from this new concept that the LCA methodology is developed as the main operational tool, in particular in the environmental field, which allows a complete study of the product considering all the processes connected with its entire life cycle.

The LCA methodology is an objective process of evaluation of energy and environmental loads related to a process or activity, carried out through the identification of energy and materials used and waste released into the environment. The assessment includes the entire life cycle of the process or activity, including the extraction and processing of raw materials, manufacture, transport, distribution, reuse, recycling and final disposal.

In order to have a greater uniformity of the evaluations and, consequently, more homogeneous and comparable results on the same products, the UNI EN ISO 14040-44 standards was born, which describes how to carry out a complete LCA study for any type of product; these are not product-specific rules, but contain general requirements applicable to all products, regardless of their nature.

In particular, an LCA study consists of the following phases:

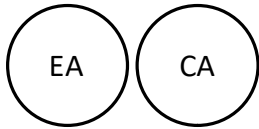
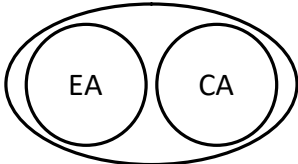
1. goal and scope definition (UNI EN ISO 14044 - §4.2); ;
2. life cycle inventory analysis (UNI EN ISO 14044 - §4.3);
3. life cycle impact assessment (UNI EN ISO 14044 - §4.4);
4. life cycle interpretation (UNI EN ISO 14044 - §4.5).

4. Results

4.1. Integration/combination models

In recent years there has been an increasing theorization about the possibility of integration/combination between environmental assessment (EA) and circularity assessment (CA). Stated that integration is defined as the process of making more elements a whole, the integration/combination models of the studies identified by Rigamonti and Mancini (2021) may be summarized as follows:

Tab. 2: Literature integration/combination models

MODEL	METHODOLOGY INTEGRATION	RESULTS INTEGRATION
<p>SEPARATE CONDUCTION</p> 	NO: EA and CA are conducted separately	NO: independent results are combined each other
<p>SINGLE TOOL SEPARATE CONDUCTION</p> 	NO: EA and CA are conducted separately	YES: independent results are combined each other and joint in a single tool

Bracquené et al., 2020, Glocic et al., 2020, Lonca et al., 2018, Schmidt et al., 2020, and Stanchev et al., 2020 applied the separate conduction model, whereas Mantalovas and Di Mino (2020) and Niero and Kalbar (2019) focused on single tool separate conduction. Apart from understanding that circularity indicators do not seem to be suitable to be used alone (Rigamonti and Mancini, 2021), both models lead to a non-univocal consensus and to evaluations not yet consolidated which suggests a potential need for further investigation in alternative models.

4.2. Material Circularity Indicator-Life Cycle Assessment methodological proposal

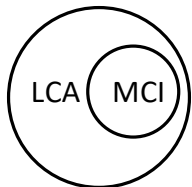
The specific context of this study aims to hypothesize an integration model between LCA and MCI as tools for assessing environmental impact and circularity, respectively.

Rigamonti and Mancini (2021)'s research concerning the integration/combination of LCA with circularity indicators emerged that 5 out of 8 recent studies applied MCI as circularity as-

assessment tool. MCI can be complemented by optional impact indicators that could be determined by an LCA approach (EMF, 2019; Rigamonti and Mancini, 2021) since MCI can be determined along all stages of the product life cycle (Helander et al., 2019; Rufi-Salis et al., 2021). Furthermore, to perform integrated environmental and circular evaluations, the LCA approach might be studied with circularity indicators, such as MCI (de Oliveira et al., 2021), provided that an integrated methodology composed of both tools should be set to the same system boundaries (Mantolovas and Di Mino, 2020). Given their comparable standards, the LCA Life Cycle Inventory and the MCI Bill of Materials might be considered a shared step of data gathering and processing (Valencia, 2017; Rufi-Salis et al., 2021; Gallo et al., 2021).

The research evidences suggest the possibility for MCI to provide extra information within a more extensive LCA evaluation. Therefore, the study’s methodological proposal seeks to implement the MCI methodology as part of the LCA one. In order to achieve this goal, the following integration model was implemented:

Tab. 3: Proposed integration model

MODEL	METHODOLOGY INTEGRATION	RESULTS INTEGRATION
MCI SUBSET OF LCA 	YES: MCI is integrated within LCA	YES: MCI output is integrated within the LCA framework

In a more applicative framework the above model could be represented as follows:

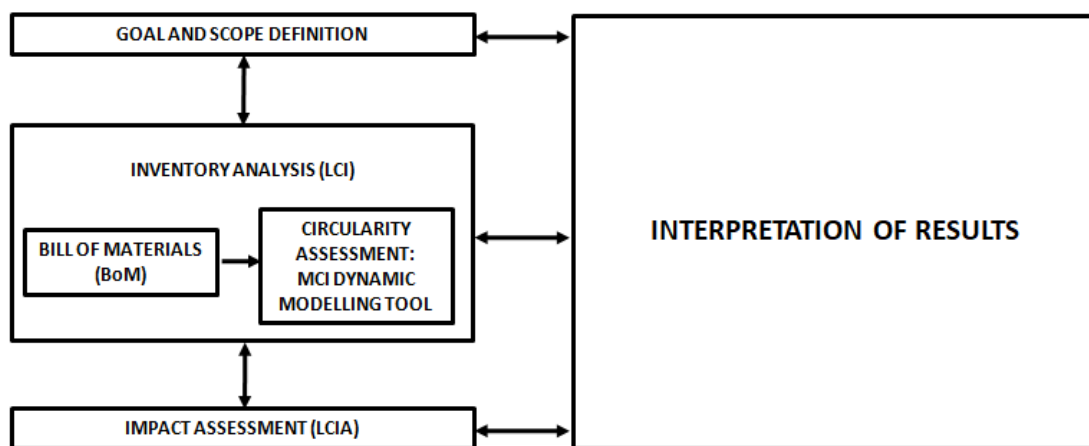


Fig. 1: MCI-LCA methodological proposal

5. Conclusions

This study aimed to comprehend whether the MCI and LCA, as Circular Bioeconomy and environmental impacts assessment tools respectively, could be applied on an integrated approach,

filling the knowledge gap about the coexistence of circularity and environmental sustainability. Based on the current literature integration/composition models, a specific MCI-LCA methodological model was proposed. Stated the complexity of performing integrated analysis, the model's consolidated LCA framework might represent a simplification feature, making the results easier to interpret and explain.

The next research step could be the detection of different case studies whose outcomes may be analyzed and contextualized within the model proposed in order to assess its applicability and effectiveness. As a consequence, appropriate conclusions may be drawn possibly suggesting ideas for improvement with the final goal to translate the results obtained into operational indications so that bodies responsible (e.g. ISO Technical Committee 323 of which EMF is a contributor) may be helped to implement CE strategies.

6. References

- Bracquen , E, Dewulf, W, Duflou, JR, 2020. Measuring the performance of more circular complex product supply chains. *Resources, Conservation & Recycling*. 154, 104608.
- de Oliveira, CT, Dantas, TET, Soares, SR, 2021. Nano and micro level circular economy indicators: Assisting decision-makers in circularity assessments. *Sustainable Production and Consumption*. 26, 455–468.
- Ellen MacArthur Foundation (EMF), 2015a. *Circularity Indicators – An Approach to Measuring Circularity – Methodology*, Ellen MacArthur Foundation and Granta Design, Chicago, USA.
- Ellen MacArthur Foundation (EMF), 2019. *Circularity Indicators – An Approach to Measuring Circularity – Methodology*. Ellen MacArthur Foundation and ANSYS Granta, Chicago, USA.
- Gallo, F, Manzardo, A, Camana, D, Scipioni, A, 2021. Circular Bioeconomy metrics and Life Cycle Assessment. Answers from literature review. *Atti del X Convegno scientifico dell'Associazione Rete Italiana LCA*, 19-27. ISBN: 9791221004564.
- Glocic, E, Young, SB, Sonnemann, G, 2020. Confronting challenges of combining and comparing material circularity indicator with life cycle assessment indicators: a case of alkaline batteries. *SETAC Europe 30th Annual Meeting - Abstract Book*.
- Helander, H, Petit-Boix, A, Leipold, S, Bringezu, S, 2019. How to monitor environmental pressures of a circular economy: an assessment of indicators. *J. Ind. Ecol.* 23, 1278–1291.
- International Organization for Standardization 14040-44, 2006. *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*.
- International Organization for Standardization /TC 323, 2021. *Standards by ISO/TC 323 Circular economy*, viewed 10 Gen 2022, <https://www.iso.org/committee/7203984/x/catalogue/p/0/u/1/w/0/d/0>.
- Lonca, G, Mugg o, R, Imbeault-T treault, H, Bernard, S, Margni, M, 2018. Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. *J. Clean. Prod.* 183, 424-435.
- Mantalovas, K, Di Mino, G, 2020. Integrating circularity in the sustainability assessment of asphalt mixtures. *Sustainability* 12, 594.

- Niero, M, Kalbar, PP, 2019. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: A proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. *Resources, Conservation & Recycling* 140, 305-312.
- Rigamonti, L, Mancini, E, 2021. Life cycle assessment and circularity indicators. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 26, 1937-1942.
- Rufi-Salis, M, Petit-Boix, A, Villalba, G, Gabarrell, X, Leipold, S, 2021. Combining LCA and circularity assessments in complex production systems: the case of urban agriculture. *Resources, Conservation & Recycling*. 166, 105359.
- Schmidt, S, Laner, D, Van Eygen, E, Stanisavljevic, N, 2020. Material efficiency to measure the environmental performance of waste management systems: a case study on PET bottle recycling in Austria, Germany and Serbia. *Waste Manage* 110, 74-86.
- Stanchev, P, Vasilaki, V, Egas, D, Colon, J, Ponsá, S, Katsou, E, 2020. Multilevel environmental assessment of the anaerobic treatment of dairy processing effluents in the context of circular economy. *J Clean Prod* 261, 121139.
- Valencia, E, 2017. 7 steps to a combined circular economy and LCA in Simapro. *PR'e Sustain*, viewed 3 Dec 2021, <https://simapro.com/2017/7-steps-to-a-combined-circular-economy-lca-study-in-simapro/>

Regionalizing LCI data for olive oil production: *food for thought*

Giovanni Mondello¹, Teresa Maria Gulotta¹, Giuseppe Saija¹, Roberta Salomone¹,
Patrizia Primerano²

Abstract: Life Cycle Assessment (LCA) is increasingly used for assessing the potential environmental impacts of agri-food products, but practitioners face many problems in solving various methodological and data availability issues. One of the main issues is due to the lack of secondary data from databases (DBs) to build appropriate Life Cycle Inventories (LCIs) representative of the geographical and technological characteristics of regional agri-food productions. In this context, this study aims to provide food for thought regarding the necessity or not of regionalised DBs in the specific context of olive oil production, particularly in Italy. A literature review of 52 articles on LCAs of olive oil has been carried out, focusing on the availability and adoption of foreground and background data in geographical boundaries. The following sentence can summarise the main findings from the literature review: “we strongly need regionalized DBs for olive oil production!”.

1. Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) is a method widely adopted by scientific and non-scientific communities for assessing the potential environmental impacts of products and processes in the agri-food sector (Bessou et al., 2013). Notarnicola et al. (2017) highlighted an increasing use of LCA to evaluate agricultural systems, over the years. LCA is considered as a not site- and time-specific method (Udo de Haes, 2006), but there is an increasing consensus, among scholars, on the need for “site-specific-data” as well as for regionalizing the Life Cycle Inventory (LCI) in LCA (e.g., Frischknecht et al., 2018) and this is particularly true for the analyses applied in the agri-food sector (Notarnicola et al., 2022; Hayashi et al., 2006). Indeed, one of the most important issues in the implementation of LCA in the agri-food sector is related to the lack of secondary data from databases (DBs) to be used for building appropriate LCIs representative of the geographical and technological characteristics of regional agri-food productions.

In particular, when foreground data are not available, the LCA practitioner requires the use of secondary data that are commonly gathered from dedicated datasets available in DBs, generally included in commercial LCA's software. The use of background data through DBs should help

¹ Department of Economics, Sustainability Lab, University of Messina,
via dei Verdi, 75 – Messina, Italy

² Department of Engineering, University of Messina, Contrada Di Dio, 98158 Sant'Agata, Messina
ME– Messina, Italy
Email: giovanni.mondello@unime.it

in accounting inputs, outputs, and related processes to be representative of the analysed system as far as possible. Nevertheless, datasets representative of the agri-food heterogeneity are still largely missing. Indeed, agri-food productions are strongly diversified due to intrinsic and extrinsic variables connected to three main factors such as technological (e.g. agricultural practices, etc.), biological (e.g. insects, pests, etc.), and environmental (climatic condition, topography, etc.) (Liliane and Charles, 2020). These variables and factors are connected to geographical boundaries, thus they may significantly vary between different countries and regions.

In this context, a literature review is carried out in order to investigate the use of background data available in DBs used as a substitute for missing foreground data in the olive oil sector. The specific context of olive oil production is used here as a representative example because olive oil is one of the most important products in the Mediterranean diet for its intrinsic organoleptic and health properties, as well as for cultural and market reasons (Martinez-Gonzalez and Martin-Calvo, 2016; Uylaşer and Yildiz, 2014; Türkekul et al., 2010). Nevertheless, olive oil is also responsible for environmental impacts that may strongly vary considering the geographical context (national or regional), and thus on the basis of the factors mentioned above. As an example, focusing on the regional Italian context, two studies proposed by Proietti et al. (2017) and Maffia et al. (2020) allow pointing out differences in the environmental impacts connected to the production of olive oil in Umbria and Campania, respectively. Indeed, the climate change impact ranges from 0.67 to 1.1 kg CO₂ equivalent (eq) in Umbria and from 1.82 to 2.77 kg CO₂ eq in Campania per 1 Litre of olive oil. Those differences are clearly seen when the results are compared to other countries (e.g. 1 Litre of olive oil produced in Greece accounts for 8.68 kg of CO₂ eq – Patsios et al., 2021).

The literature review here presented highlights the availability and adoption of foreground and background data in relation to the geographical boundaries, also with a focus on the Italian context, providing *food for thought* aimed at understanding the need or not for regionalized LCI data.

This article is part of the results of the research project “Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian LCI Database of Agri-Food Products (ILCIDAF)”.

2. Materials and methods

The literature review has been carried out by means of Scopus and Web of Science (WoS) DBs. The selected keywords were “Life Cycle Assessment” and “olive” as well as additional terms, i.e. “olive mill” and “olive oil”. In particular, the main keywords were identified among the articles’ “title, abstract, keywords” field, while the additional terms were included to refine the research in “all fields” databases’ filter. This allowed obtaining a high level of detail regarding the articles to be included and to satisfy the aim of the present study. In addition, the literature review was limited to general eligibility criteria, thus referring to scientific articles published in international scientific journals from 2015 to 2021.

Figure 1 shows the main procedures applied for identifying and collecting the sample of articles to be used among the literature review here presented. In particular, the first step (i.e. identification) allowed refining the research by excluding those articles that were not in line with the defined general eligibility criteria as well as those duplicates. The second step (i.e. screening) was carried out in order to limit the analysis to articles focused on the application of the LCA method and on case studies that include the olive oil supply chain, thus excluding methodological

studies as well as analyses with multi-products assessment, by which it was not possible to identify data directly related to the olive oil supply chain (e.g. multi-cultivation of different agricultural products). Studies in which geographical boundaries are not declared were also excluded. The last step refers to defining the final sample of articles to be included in the literature review. Starting from 250 articles identified through Scopus and WoS DBs and moving towards the refinement based on general and specific selection criteria, the final sample of case studies to be evaluated was represented by 52 articles.

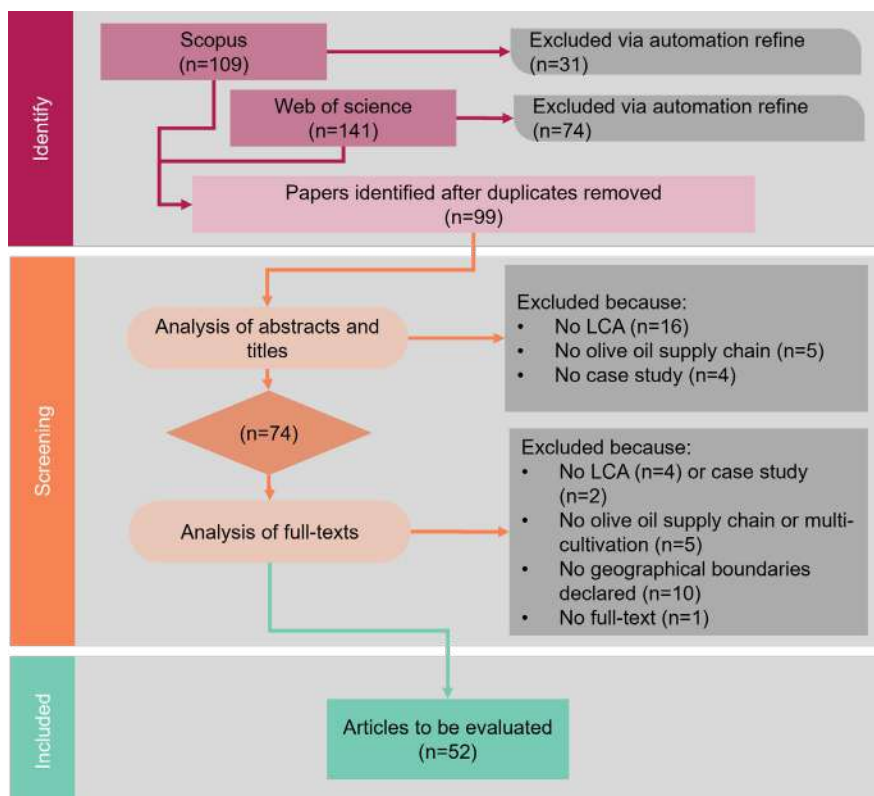


Figure 1: Selection of the articles to be evaluated through the literature review.

In order to fully satisfy the aim of the study here presented, an analysis of the inventory data and related sources (i.e. foreground and background data) identified among the selected articles in relation to the declared geographical boundaries of the study is carried out.

3. Results and discussion

The main findings obtained through the systematic analysis are reported in Figure 2. Among the 52 investigated articles, 26 (50%) includes declared geographical boundaries specifically related to Italy (e.g. Stillitano et al., 2019), while 2 (4%) refers to Italy with a multi-geographical boundaries approach, also including Spain and Greece (e.g. Russo et al., 2016). Besides, 24 studies (46%) are related to other countries (e.g. Spain, France, Greece, or Turkey) (Figure 2a).

As reported in Figure 2b, most of the case studies referring to an Italian context (75%) were carried out using primary data, mainly obtained by means of dedicated survey submitted to farmers, companies, and olive oil mills (15 articles) as well as specific methods of measurement (6 articles) for collecting primary data on diesel and electricity consumption. On the contrary, a

LCI created without including foreground data was observed in 8 studies, while only 4 analyses adopted laboratory data as primary inventory sources. The analysis also points out that primary data are not used in 37.5% of the articles in which geographical boundaries are related to other countries (e.g. France, Cyprus).

As for the Italian case studies, most of the articles related to Spain (81.9%) adopt primary data (figure 2c). Regarding the use of secondary data gathered from DBs, the analysis allows underscoring that all the 28 case studies related to Italy (figure 2d), with and without multi-geographical boundaries, use agri-food datasets from Ecoinvent (Ecoinvent, 2022) as a “stand-alone” DB (71.4% of the articles) (e.g. Maesano et al., 2021), or with other DBs, in particular Agri-foo-print DB (Blonk Consultants 2014), GaBi DB (Kupfer et al. 2020), and statistical DBs (e.g. Stilitano et al., 2019;). Furthermore, Ecoinvent is also the most adopted DB among the sample of articles in which olive oil production from other countries, thus excluding Italy, was evaluated through LCA. For example, all the investigated studies in which geographical boundaries are related to Spain adopt datasets from Ecoinvent in addition to primary data (e.g. Parascanu et al., 2018) or in the case in which foreground data are fully missing (e.g. Benavente et al., 2017). Furthermore, Espadas-Aldana et al. (2021) carried out a study in which data from both Ecoinvent and Agribalyse (ADEME, 2017) DBs were adopted for assessing, through LCA, the valorisation of olive pomace for bio composite materials in France. In this context, Agribalyse is a dedicated and regionalised DB that include datasets for French geographical boundaries. Despite all the 52 investigated articles declared the type of DBs adopted, none of the studies reported information regarding the specific datasets of the DB selected to be accounted in the LCI. This lack makes difficult both reproducing the study and, in the specific context of this research, evaluating the type of data used.

The results obtained through the overview here presented permit to confirm the already well-known high necessity of datasets from DBs for modelling the LCI in LCA applied for assessing olive oil products or agri-food as a whole. This is particularly true when the lack or partial availability of primary data obligates the practitioner to use secondary data from literature or DBs in order to build a LCI that, on the one hand, fully satisfy the goal of the study, on the other, ensure the representativeness and appropriateness for the investigated product as well as for the geographical context.

However, the review also provides *food for thought* that arises from one main question: in the specific context of LCA applied in olive oil productions, are the current available DBs really representative for specific geographical boundaries?

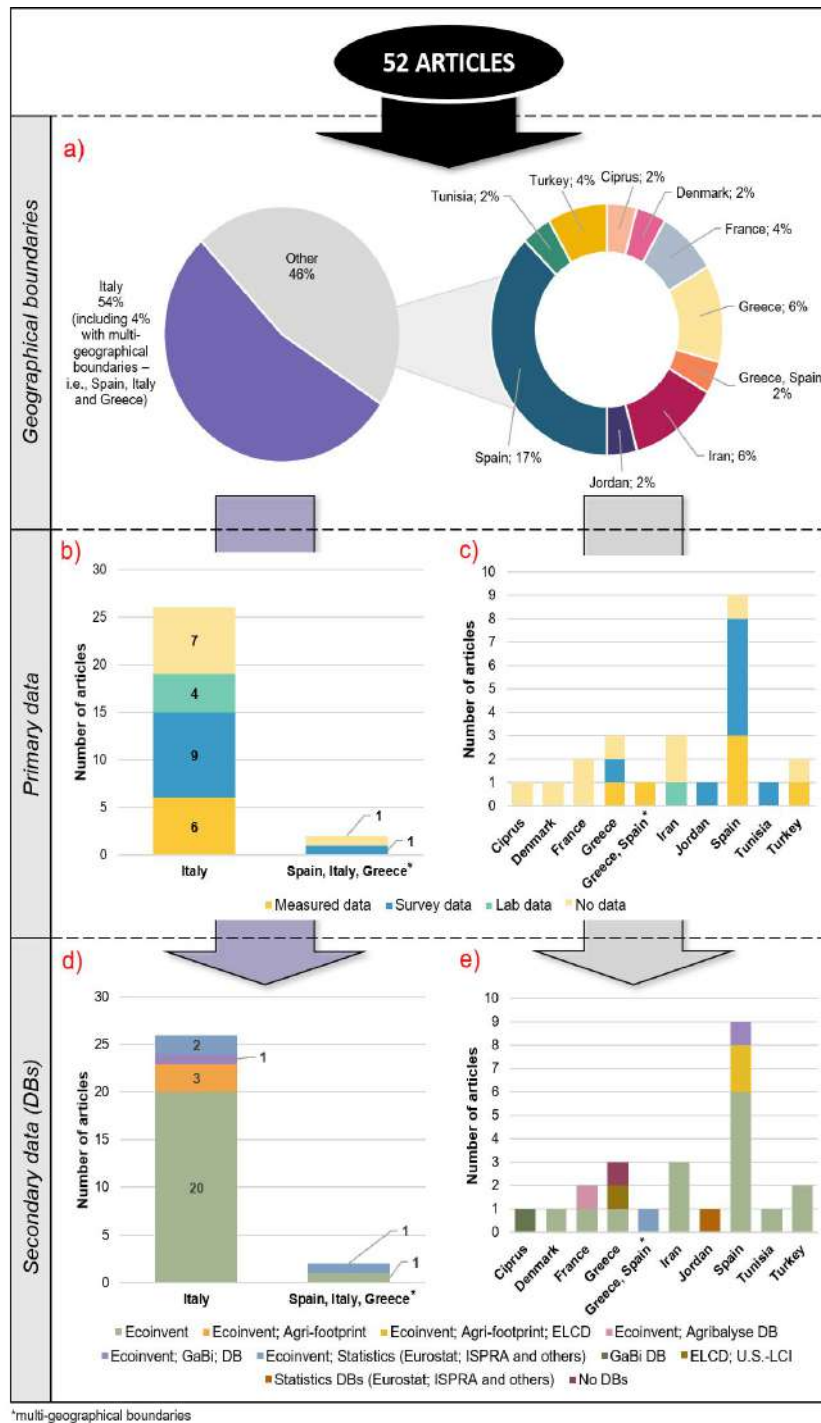


Figure 2: Summary of results obtained through the literature review.

As reported by Notarnicola et al. (2022), Ecoinvent includes 4 datasets that are attributable to olive oil product (i.e. “olive production at farm”). Those are representative for global level, Rest of the World (RoW), Spain, and Italy. Despite the reference to the Italian geographical context, a detailed analysis provided by the authors highlighted that among 70 inputs and outputs, only 4 are really referred to Italian boundaries, while the remaining are related to global or RoW context. This may allow to provide an answer partially negative to the question.

Indeed, as previously reported, the concept of geographical boundaries indirectly includes different variables (e.g. culture to which the agricultural practices are based on, climate conditions, orography, adopted technologies, access to specific technologies, etc.) that, in the context of the agri-food sector and, in particular, of olive oil products at national and, above all, regional level, may strongly influence the LCI modelling. In this context, when primary data are not available and the practitioner needs to use secondary sources, from not regionalized DBs, those variables are fully missed among the selected dataset and processes, resulting in also missing the representativeness of the system modelled. Thus, in contrast with other products from other sectors (e.g. steel that is manufactured through standardised processes), olive oil needs to be evaluated by considering both intrinsic and extrinsic characteristics of the processes among its life cycle. This results in the need for high-quality regionalized secondary data.

In addition, according to the ILCD handbook, datasets in DBs may be used in the case in which “for the given case those data is more accurate, precise, and complete” than the foreground one (JRC-IES, 2010). Based on this, the practitioners may model the LCI starting from the current available DBs (e.g. Ecoinvent). Despite this, in regards with the concepts of representativeness and appropriateness the ILCD handbook also states that the LCI should “address the true inventory of the process, regarding technology, geography and time”, as well as the “true process of the analysed system”. The handbook also states that “The use of data from one geographical area or specific supplier to another one is appropriate only if [...] applied technologies of that process, the way it is operated, abatement technologies, as well as the background system of that process (e.g. the raw material route, waste treatment, etc.) are very similar or at least result in very similar inventory values” (JRC-IES, 2010). Considering the specific variables related to the olive oil product, the use of not regionalised DBs would bring in missing a “true” inventory. As a consequence, the results from the analysis would not be in line with what is defined in the goal and scope definition phase by the LCA practitioner.

The *food for thought* here presented allows pointing out the high necessity for regionalized DBs for olive oil productions in the specific context of made-in-Italy products. This need may be broadened to the whole agri-food sector as well, considering the extreme variability among its related products. Besides, the requirement for regionalized DBs in olive oil products in Italy, but also in other countries, is further underscored by some dynamic economic processes as the “offshoring” one (e.g. agricultural practices are made in a specific region or country, while the manufacturing processes are delocalized in other areas).

4. Conclusion

Starting from a literature review, this study allowed providing specific *food for thought* regarding the need for regionalised DBs. In particular, an analysis has been performed in order to evaluate the LCI data adopted in LCA studies applied to olive oil products. The analysis was made on a sample of 52 articles evaluated focusing on the declared geographical boundaries, in relation to the adopted LCIs. The main results allowed pointing out that more than half of the studies (28 articles) were specifically referred to Italy (26 articles) or Italy and other countries (2 articles). On the contrary, the other 24 articles included studies in which geographical boundaries were unrelated to Italy. With specific regard to the background datasets used in the analysed articles, the results highlighted that Ecoinvent was the most used DB for accounting background data in order to build LCI for olive oil products. Thanks to the results obtained through the literature review, the proposed *food for thought*, allowed highlighting the strong necessity for regionalized

datasets from dedicated DBs for LCAs applied to Italian olive oil productions. In this context, we are moving in this direction through the previously mentioned “ILCIDAF project”, aimed at proposing a dedicated and regionalized DB for Italian agri-food LCIs.

Fundings

This article is part of the results of the research project “Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian LCI Database of Agri-Food Products (ILCIDAF)” (PRIN – Progetti di Ricerca di Interesse Nazionale 2017- Prot. 2017EC9WF2, settore ERC SH2, Linea C – funded by the Ministry of University and Research).

5. References

- EC – European Commission-Single Market for Green Products. Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) (2022). Secondary data Agrofood and other dataset (Node of Quantis) https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/PEFCR_OEFSR_en.htm#secondary_data (accessed on 17 March 2022).
- IOC, 2022. International Olive Council (IOC). The world of olive oil, Madrid, 31.01.2022. <https://www.internationaloliveoil.org/the-world-of-olive-oil/?lang=it> (accessed on 13 March 2022).
- ADEME (2017). Agribalyse Database v1.3, France: ADEME. www.ademe.fr/agribalyse-en (accessed on 13 March 2022).
- Benavente, V., Fullana, A., & Berge, N. D. (2017). Life cycle analysis of hydrothermal carbonization of olive mill waste: Comparison with current management approaches. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2637-2648.
- Bessou, C., Basset-Mens, C., Tran, T., & Benoist, A. (2013). LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(2), 340-361.
- Blonk Consultants (2014) Agri-footprint description of data. V 1.0. Retrieved from: www.agri-footprint.com/assets/Agri-footprint-Part2-DescriptionofdataVersion1.0.pdf.
- Ecoinvent (2021). <https://www.ecoinvent.org/> (accessed 13 March 2022).
- Espadas-Aldana, G., Guaygua-Amaguaña, P., Vialle, C., Belaud, J. P., Evon, P., & Sablayrolles, C. (2021). Life Cycle Assessment of Olive Pomace as a Reinforcement in Polypropylene and Polyethylene Biocomposite Materials: A New Perspective for the Valorization of This Agricultural By-Product. *Coatings*, 11(5), 525.
- Frischknecht, R., Pfister, S., Bunsen, J., Haas, A., Känzig, J., Kilga, M., ... & Wernet, G. (2019). Regionalization in LCA: current status in concepts, software and databases—69th LCA forum, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 13 September, 2018. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(2), 364-369.
- Hayashi, K., Gaillard, G., & Nemecek, T. (2006). Life cycle assessment of agricultural production systems: current issues and future perspectives. *Good agricultural practice (GAP) in Asia and Oceania*. Food and Fertilizer Technology Center, Taipei, 98-110.

- JRC-IES (2010). European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.
- Kupfer, T., Baitz, M., Colodel, C., Kokborg, M., Schöll, S., Rudolf, M., Bos, U., Bosch, F., Gonzalez, M., Schuller, O., Hengstler, J., Stoffregen, A., Thylmann, D. (2020) GaBi databases & modeling principles. Available at: www.gabi-software.com.
- Liao, X. (2022). Regionalized Life Cycle Assessment of Food and Energy Systems (No. THESIS). EPFL.
- Liliane, T. N. , & Charles, M. S. (2020). Factors Affecting Yield of Crops. In (Ed.), *Agronomy - Climate Change & Food Security*. IntechOpen.
- Maesano, G., Chinnici, G., Falcone, G., Bellia, C., Raimondo, M., & D'Amico, M. (2021). Economic and Environmental Sustainability of Olive Production: A Case Study. *Agronomy*, 11(9), 1753.
- Maffia, A., Pergola, M., Palese, A. M., & Celano, G. (2020). Environmental impact assessment of organic vs. integrated olive-oil systems in Mediterranean context. *Agronomy*, 10(3), 416.
- Martinez-Gonzalez, M. A., & Martin-Calvo, N. (2016). Mediterranean diet and life expectancy; beyond olive oil, fruits and vegetables. *Current opinion in clinical nutrition and metabolic care*, 19(6), 401.
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399-409.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P. A., Di Capua, R., Saija, G., Salomone, R., ... & Mistretta, M. (2022). Life cycle inventory data for the Italian agri-food sector: background, sources and methodological aspects. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-16.
- Parascanu, M. M., Gamero, M. P., Sánchez, P., Soreanu, G., Valverde, J. L., & Sanchez-Silva, L. (2018). Life cycle assessment of olive pomace valorisation through pyrolysis. *Renewable Energy*, 122, 589-601.
- Patsios, S. I., Kontogiannopoulos, K. N., & Baniyas, G. F. (2021). Environmental impact assessment in agri-production: a comparative study of olive oil production in two European countries. In *Bio-Economy and Agri-production* (pp. 83-116). Academic Press.
- Proietti, S., Sdringola, P., Regni, L., Evangelisti, N., Brunori, A., Ilarioni, L., ... & Proietti, P. (2017). Extra Virgin Olive oil as carbon negative product: Experimental analysis and validation of results. *Journal of Cleaner Production*, 166, 550-562.
- Russo, C., Cappelletti, G. M., Nicoletti, G. M., Di Noia, A. E., & Michalopoulos, G. (2016). Comparison of European olive production systems. *Sustainability*, 8(8), 825.
- Stillitano, T., Falcone, G., De Luca, A. I., Piga, A., Conte, P., Strano, A., & Gulisano, G. (2019). Innovative technologies in evo oil extraction: An economic and environmental impact analysis. *Riv. Ital. Delle Sostanze Grasse*, 96, 223-230.

- Türkecul, B., MIRANMiran, B., Canan, A. B. A. Y., & GÜNDENGunden, C. (2010). Competitiveness of Mediterranean countries in the olive oil market. *New Medit: Mediterranean Journal of Economics, Agriculture and Environment= Revue Méditerranéenne d'Economie Agriculture et Environment*, 9(1), 41.
- Udo de Haes, H. (2006). How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(4), 219-221.
- Uylaşer, V., & Yildiz, G. (2014). The historical development and nutritional importance of olive and olive oil constituted an important part of the Mediterranean diet. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 54(8), 1092-1101.

PREMIO GIOVANI RICERCATORI

Missing inventory data in LCAs of emerging technologies: investigating the effects in a case study on PEM-URFC stack

Teresa Maria Gulotta^{1*}, Roberta Salomone¹, Giovanni Mondello¹, Giuseppe Saija¹, Francesco Lanuzza¹

Abstract: A Life Cycle Assessment (LCA) of unitized regenerative fuel cell (URFC) stack with polymeric electrolyte membrane (PEM) is carried out to evaluate how methodological and data assumptions on crucial and critical elements could influence the results of LCA studies applied to emerging technologies. The analysis focuses on iridium and ruthenium oxide catalysts, for which life cycle inventory data is still missing both in literature and commercial databases. Although this catalyst contributes to less than 0.02% wt. of the stack, it was estimated that the assumption made for modelling could generate a significant variation in results. Further, the approach proposed in this paper could help LCA practitioners in future studies on emerging technologies, highlighting eventual issues in applying the existing recommendations for new hydrogen technologies.

1. Introduction

For making Europe the first climate-neutral continent by 2050, hydrogen technologies could play an essential role in increasing the EU's security of supply and decarbonisation of the energy and mobility sectors (Porzio and Scown, 2021). This goal has pushed researchers, industry, and policymakers to investigate new devices that generally include materials identified as scarce or critical raw materials (CRMs) that could overlap the sustainability benefits of emerging technologies. In particular, these materials could be characterized by a relatively low concentration in the earth's crust or by a high supply risk and economic value during raw materials extraction. The mining and refining of CRMs generally require capital and energy-intensive processes that may take up to several months of work, generating several environmental emissions (Bossi and Gediga, 2017). For that reason, expected reductions in the environmental, economic, and social burdens must be assessed from a comprehensive system perspective.

In this context, the Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2020a, 2020b) represents a widely used approach for examining the potential environmental impacts of technologies and their main components. However, a critical issue in conducting a LCA study is the reliability of data collected during the Life Cycle Inventory (LCI) phase. The availability of primary or secondary data that adequately represents the process's object of study is essential. These criticisms are amplified in the case of emerging technologies, especially for hydrogen technologies, since representative data of many principal components are still missing in commercial databases or literature studies

¹ Department of Economics, Sustainability Lab, University of Messina,
Via dei Verdi, 75 – Messina, Italy

* email: teresamaria.gulotta@unime.it

(Evangelisti et al., 2017a; Mori et al., 2018). Consequentially, LCA practitioners must provide assumptions that could strongly affect the results.

Based on that, this study aims to investigate how methodological and data choices made for CRMs used in emerging technologies could strongly influence the LCA results. In particular, a LCA of a small unitized regenerative fuel cell (URFC) stack with polymeric electrolyte membrane (PEM) (hereafter indicated as PEM-URFC stack) is used as a base case to support the aim of the study. Considering that specific LCA recommendations on URFC technologies are missing, the proposed FC-Hy guide (Masoni and Zamagni, 2011) and additional relative documents (European Commission, 2020; Mori et al., 2018; Melideo et al., 2020) are followed.

The analysis focuses on one of the catalysts used for the electrochemical reaction, the iridium and ruthenium oxide (IrRuO_2), for which reliable LCI data on raw materials mining or synthesis is lacking. These elements are parts of the platinum group metals (PGM) produced as co-products during the platinum and palladium extraction and characterised by a high supply criticality. The influence on the assessment results associated with the catalysts production is investigated through the comparison of three different hypotheses in the LCA modelling, which consist in: 1) applying a cut-off rule by excluding the IrRuO_2 catalyst because it contributes to less than 0.02% wt. of the stack; 2) including the IrRuO_2 catalyst by assuming it equal to ruthenium (by using data presented in Mori et al., 2018), and 3) including the IrRuO_2 catalyst by assuming it equal to other materials of the PGM group, for which LCI data are available in commercial databases (Ecoinvent 3.5 database). Based on the author's knowledge, this study represents the first preliminary environmental study that focuses on a small PEM-URFC stack. In the conclusion section, suggestions for considering the characteristics of the emerging hydrogen technologies in LCA studies are reported.

2. Material and methods

2.1. Case study description

The PEM-URFC is a promising electrochemical device that, using a bifunctional cell, can work in fuel cell and electrolysis modes to balance the intermittent nature of renewable energy systems storing and reconvertng hydrogen for different final uses (Regmi et al., 2020). The proposed case study is based on a PEM-URFC stack developed into the context of the project "ELETTRORIGENERA" (PO FESR SICILIA 2014-2020 AVVISO 1.1.5 - PROGETTO ELETTRORIGENERA N. 08ME2899200216), characterised by a power of 1 kW and 3 kW, respectively, for fuel cell and electrolysis modes. The stack includes 30 cells with an active electrode area of 100 cm², and each cell consists of: i) a membrane electrode assembly (MEA), ii) bipolar plates, iii) frames, and iv) gaskets. The MEA is a catalyst-coating membrane (CCM) that involves electrocatalyst ink splattered on a polymeric electrolyte membrane (Nafion 115™) and assembled between two gas diffusion layers. The electrocatalysts included in this MEA are platinum supported on carbon (Pt/C) as the negative electrode and catalysts based on metal platinum (Pt black) and iridium and ruthenium oxide (IrRuO_2) as the positive electrode. The stack's total weight, including both endplates, current collection plates, final gaskets and tie and rods, is about 14 kg.

2.2. Goal and scope

The LCA method is applied according to the ISO 14040-44:2020 (ISO, 2020a, 2020b) using Simapro software (PRé Sustainability, 2022). The main goal of this study is to evaluate the potential effects on environmental results linked to unavailable representative foreground data on critical elements of a PEM-URFC stack. The functional unit (FU) selected for the analysis is represented by one kW PEM-URFC stack, and no multi-functionalities are accounted for lacking information on final system operation. The system boundaries are defined following a cradle-to-gate approach, including the processes connected to raw material extraction, components manufacturing and assembly. In contrast, the impacts of intermediate transport are excluded from the analysis due to a lack of information. For the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) phase, the CML-IA baseline method (CML - Department of Industrial Ecology, 2016) is applied.

2.3. Life cycle inventory

The life cycle inventory is modelled using both primary and secondary data. The firsts are collected by interviewing the ELETTRORIGENERA projects' partners that designed and assembled the stack on weight and the number of components. Instead, the seconds are taken from Eco-invent 3.5 database (Wernet et al., 2016). A summary of primary materials and relative processes accounted for components manufacturing are reported in Table I.

In addition, the supply criticality and foreground process availabilities in the selected database are indicated according to Mori et al. (2018). When inventory data are missing, the processes are modelled on the basis of previous literature studies on PEM fuel cells and electrolyzers (Evangelisti et al., 2017b, 2017a; Simons and Bauer, 2015; Stropnik et al., 2019a). In particular, Nafion production is assumed as composed of 57.4% wt. by tetrafluoroethylenes (TFE) and 42.6% wt. by perfluoroalkyl sulfonyl fluoride (PSF), according to Simons and Bauer (2015). While, the PTFE is assumed produced by mixing tetrafluoroethylene with a solution of boric trioxide, water and ammonium sulphate, according to Evangelisti et al. (2017b).

Instead, for the contribution of iridium and ruthenium oxide (IrRuO_2), having no LCI data available also in literature, three hypotheses are evaluated for the model, identified as: 1) cut-off, 2) ruthenium, and 3) PGMs hypotheses. In particular, the first consists of cutting off the IrRuO_2 catalyst due to its mass being less than 0.02% of the total weight of the stack (Scenario 1). Instead, for the second hypothesis, the IrRuO_2 catalyst is modelled assuming its environmental impacts equal to the ruthenium proxy presented by Mori et al. (2018) and added manually to hypothesis 1 (Scenario 2). Then, for the latter hypothesis, the assumptions proposed by Mori et al. (2018) are implemented considering that *“if any material is missing in the database, the elements could be replaced by a comparable material that exhibits similar properties or the material needs to be user-defined”*. In particular, the foreground datasets for IrRuO_2 are assumed equal to metals that are general mining with ruthenium and are part of the PGM group, identifying five different scenarios: platinum (Scenario 3), palladium (Scenario 4), rhodium (Scenario 5), nickel (Scenario 6) and copper (Scenario 7) (Snowden-Swan et al., 2016).

Table 1. Life cycle inventory of principal components of 1 kW PEM-URFC stack

Components	Materials	Weight [kg]	Processes ¹	Supply criticality ²	Available ³
Membrane (MEA)*	Nafion 115™	1.94E-01	Nafion dispersion solution preparation, ball milling and coating process	medium	No
Catalysts (MEA)	Iridium	1.77E-03	synthesis of electrocatalysts	high	No
	Ruthenium	9.30E-04		high	No
	Platinum black	3.90E-03		high	Yes
	Platinum on Carbon	3.00E-03		high	Yes
Ink preparation (MEA)	Carbon black	1.41E-02	Nafion dispersion solution and ink preparation	low	Yes
	Methanol	1.04E-02		-	Yes
	Nafion 115™	1.16E-01		medium	No
Gas diffusion layer (MEA)	Titanium (Mesh)	2.41E+00	sintering processes	medium	Yes
	Porous Titanium (Felt)	2.97E+00	metal thermoforming	medium	Yes
Frame	Ertalyte (PET-P)	1.99E+00	injection molding process	low	Yes
Gasket hole	PTFE (Teflon)	3.32E-01	injection molding process	low	No
Bipolar plate	Titanium	1.59E+00	materials' coating, and cutting processes	-	Yes
Current collection plates	Copper	2.22E-01	metal thermoforming	-	Yes
Gasket final	PTFE (Teflon)	2.00E-02	injection molding process	low	No
Tie rods and spring	Iron	5.00E-01	metal thermoforming	low	Yes
Endplates	Aluminum	3.86E+00	metal thermoforming	Medium	Yes

¹ For each process, the consumed energy in terms of electricity and heat was assumed from database (Ecoinvent 3.5) or literature (Evangelisti et al., 2017b, 2017a; Simons and Bauer, 2015; Stropnik et al., 2019a).

² The leading materials' supply criticality was evaluated from (European commission, 2020; Mori et al., 2018).

³ This parameter refers to the availability of foreground raw extraction and production processes of indicated materials in the Ecoinvent database.

* For MEA, the energy consumed for assembling and hot-pressing processes is accounted.

3. Results

Table 2 shows the environmental impacts of the first scenario (cut-off) and the variations, in terms of percentage, of the other scenarios compared to it. The stack manufacturing could emit about 475 kg CO₂_{eq} in global warming potential, 0.015 kg Sb_{eq} in abiotic depletion, 0.73 kg C₂H₄_{eq} in photochemical oxidation, 16 kg SO₂_{eq} in acidification and 2.21 kg PO₄³⁻_{eq} in eutrophication categories. The main environmental impact contribution (32 to 92%) in the manufacturing phase comes from the catalysts in all the impacts categories accounted for, except for ozone layer depletion, in which the highest impacts are linked to the gaskets. In the latter, almost 90% of the impacts are linked to the tetrafluoroethylene used to produce the PTFE materials. On the contrary, the lowest impact is related to the tie rods and current collection plates contributing less than 0.22% in all environmental categories.

In table 2, it is possible to observe the high differences in results due to data and methodological assumptions. In particular, the highest average variations are generated when IrRuO₂ catalyst is assumed to equal platinum (+28.16%) and rhodium (+28.31%) materials, while the lowest in nickel and copper scenarios in which results increase of only 0.02% on average.

Instead, concerning the second scenario, it is worthy of note that the highest variations are relative to abiotic depletion elements (+6.86%), global warming potential (GPW) (+3.66%) and abiotic depletion fossil (+3.50%). For the other impacts categories, the variations are less than 2% and, in some categories, less than 0.5% (i.e., ozone layer depletion or human toxicity).

Table 2. Environmental impacts of Scenario 1 (cut-off) and heatmaps of environmental variations for other scenarios

Impacts categories	Hypothesis a	Hypothesis b	Hypothesis c (PGMs)				
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6	Scenario 7
	Cut off	Ruthenium	Platinum	Palladium	Rhodium	Nickel	Copper
Abiotic depletion [kg Sb _{eq}]	1.46 x 10 ⁻²	6.86%	41.46%	9.91%	39.31%	0.02%	0.03%
Abiotic depletion fos. [MJ]	4.87 x 10 ³	3.50%	19.02%	3.39%	17.31%	0.01%	>0.01%
Global warming [kg CO ₂ _{eq}]	4.75 x 10 ²	3.66%	15.27%	2.75%	13.92%	0.01%	>0.01%
Ozone layer depletion [kg CFC-11 _{eq}]	2.28 x 10 ⁻³	>0.01%	0.12%	0.03%	0.12%	>0.01%	>0.01%
Human toxicity [kg 1,4-DB _{eq}]	6.79 x 10 ²	0.18%	35.58%	5.21%	31.38%	0.02%	0.06%
Fresh water aquatic ecotox. [kg 1,4-DB _{eq}]	7.53 x 10 ²	>0.01%	31.12%	6.06%	28.47%	0.02%	0.02%

(continued on the next page)

Table 2: (continued from previous page)

Impacts categories	Hypothesis a	Hypothesis b	Hypothesis c (PGMs)				
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6	Scenario 7
	Cut off	Ruthenium	Platinum	Palladium	Rhodium	Nickel	Copper
Marine aquatic ecotox.	1.84 x 10 ⁶	0.09%	31.21%	4.87%	27.74%	0.01%	0.03%
[kg 1,4-DB _{eq}]							
Terrestrial ecotox.	1.12	1.94%	22.66%	3.83%	20.43%	0.03%	0.04%
[kg 1,4-DB _{eq}]							
Photochemical oxid.	7.29 x 10 ⁻¹	1.39%	37.63%	26.97%	48.63%	0.04%	0.01%
[kg C ₂ H ₄ _{eq}]							
Acidification	1.60 x 10 ¹	1.34%	43.35%	30.66%	55.73%	0.05%	0.01%
[kg SO ₂ _{eq}]							
Eutrophication	2.21 x 1	0.42%	32.35%	4.49%	28.39%	0.01%	0.03%
[kg PO ₄ ³⁻ _{eq}]							
Average values		1.76%	28.16%	8.92%	28.31%	0.02%	0.02%
Color legend: the lowest variation is highlighted in blue, the highest in red, and in yellow and in its nuances the intermediate values							

These effects also result in different percentage contributions among the scenarios for the stack components. Figure 1 shows the comparison between the breakdowns of components for the worst (Scenario 5) and best (Scenario 1) hypotheses in terms of environmental performances. The outcomes are reported only for the impact categories recommended in the FC-Hy Guide for fuel cell and hydrogen technologies (Masoni and Zamagni, 2011).

It is possible to observe that the contribution of the catalysts to, for example, global warming potential ranges from 32.25% (153 kg CO₂_{eq}) to 40.53% (219 kg CO₂_{eq}), generating a reduction of contributions linked to the gas diffusion layer from 33.29% to 29.22%, bipolar plates from 10.09% to 8.86%, gasket from 8.81% to 7.74% and electrocatalyst ink from 5.52% to 4.85%. For the latter, the electricity used for ball milling contributes to about 64% and Nafion for 34% of the components' impacts. The highest variation results in photochemical oxidation impact categories in which catalysts vary from 0.57 to 0.92 kg C₂H₄_{eq}, increasing 61.21% of their impacts.

In conclusion, the analysis shows that the highest contribution to environmental impacts is represented by elements for which no datasets or representative processes are currently available in the databases, such as catalyst, Nafion, or PTFE. This is also confirmed by Mori et al. (2018), in which it was identified that the highest environmental impacts per 1 gram of material in PEM-fuel cell and electrolyser have palladium, platinum, ruthenium, titanium, Nafion and PTFE (Teflon).

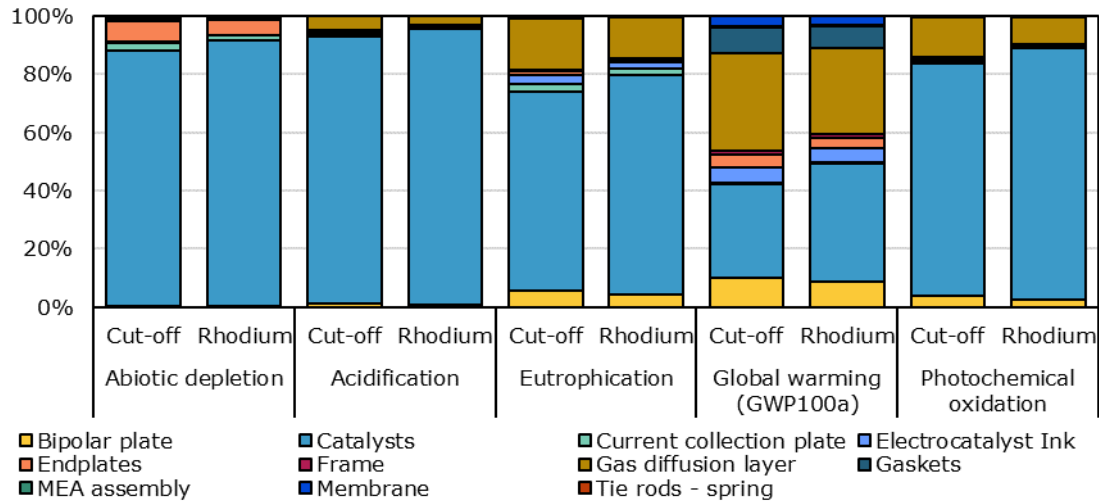


Figure 1 Comparison of the breakdowns of environmental impacts for stack components among best (cut-off) and worst hypothesis (Rhodium scenario)

Although most of the resulting contributions of components in terms of percentages are in line with data of previous LCA studies on similar technologies (Stropnik et al., 2019b), it is impossible to affirm which of the scenarios proposed could be the most representative for the stack due to no available information on iridium element and unknown reliability of PTFE and Nafion production process. In fact, comparing the assumed impacts to produce 1 kg of Nafion and 1 of PTFE with that reported in Mori et al. (2018), significant variability in results are identified given maybe by different assumptions in industrial processes, system boundaries and version of software or database used for calculation. These impacts should be investigated more in detail in future studies to reduce the high uncertainties linked to the emerging hydrogen technologies.

4. Conclusion and discussion

This paper aims to assess the potential effects on LCA results of missing LCI data for CRMs used in emerging technologies. A LCA of a small PEM-URFC stack was carried out to reach the study's scope, and alternative scenarios on methodological and data assumptions were performed. The LCA study included primary data on the weight and materials of each stack component and the Ecoinvent 3.5 database for resources and energy consumed during manufacturing processes. When LCI data were missing, different strategies were evaluated: assuming impacts and proxy data from the literature, cutting off elements, and assimilating the LCI to similar materials. The analysis shows that the highest potential environmental impacts are associated with ruthenium, platinum, titanium, Nafion and PTFE, classified as high or medium supply criticality materials. In addition, assimilating the LCI of iridium-ruthenium catalyst to other materials of platinum group metal and comparing them with the impacts assumed for ruthenium in other literature references (such as Mori et al., 2018), an increase of 53.67% in some impacts categories was observed.

However, to observe which hypotheses proposed could be the most representative and reliable, the environmental results may be validated with the actual evaluation of the production of the catalyst under consideration in future LCA studies. Furthermore, the outcomes highlight

that the existing guide proposed for performing LCA of fuel cells and hydrogen technologies (European Commission, 2020; Mori et al., 2018) should be updated for including considerations and recommendations on emerging hydrogen technologies. For example, in the case of PEM-URFC, the current recommendation on multi-functionality for fuel cells could also consider the final use of URFC systems that change according to the management control and final uses of energy vectors produced. Also, in this case, using the exergy value for hydrogen and electricity could be a valid option. Furthermore, the proposed cut-off of 2% and 5% recommended for fuel cells and electrolyzers for LCI may consider the high level of CRMs used in these types of technologies that could strongly affect results. The guide may be updated in this context, including lists of materials that could be excluded from the analysis. An example of critical and impactful materials used in hydrogen technologies is provided by Mori et al. (2018). An additional critical point seems to be connected to the suggested exclusion of the use phase in specific applications of the hydrogen technologies; but, as highlighted in Melideo et al. (2020) for fuel cells, this phase turned out to be one of the life cycle stages with the highest environmental impacts, and its exclusion could considerably change the final impacts. However, for the case of URFC, the operation phase should be evaluated in-depth before choosing if it is relevant or excludable from the study.

For resolving the issues linked to missing datasets or life cycle inventory on crucial elements (e.g., ruthenium, iridium, Nafion or PTFE), LCA studies of hydrogen technologies have to provide more detail on data used for manufacturing phases as well as for background processes to guide future studies and making comparable the results. In addition, future studies on URFC systems should evaluate their practical sustainability, including economic, environmental, and social pillars. Increasing research in this field will allow identifying other critical points during life cycle studies of alternative or similar hydrogen technologies.

Funding

This research has been carried out as part of the project “ELETTRORIGENERA” (PO FESR SICILIA 2014-2020 AVVISO 1.1.5 - PROGETTO ELETTRORIGENERA N. 08ME2899200216)

5. References

- Bossi, T., Gediga, J., 2017. The Environmental Profile of Platinum Group Metals. Johnson Matthey Technol. Rev. 61, 111–121. <https://doi.org/10.1595/205651317X694713>
- CML - Department of Industrial Ecology, 2016. CML-IA Characterisation Factors [WWW Document]. URL <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors> (accessed 3.17.22).
- European Commission, 2020. Workshop on Lifecycle analysis of Fuel Cell and H2 Technologies. <https://doi.org/10.2760/459675>
- Evangelisti, S., Tagliaferri, C., Brett, D., Lettieri, P., 2017a. Life Cycle Assessment of Emerging Catalyst Technologies: The Case of Polymer Electrolyte Membrane Fuel Cells, in: Modern Developments in Catalysis. WORLD SCIENTIFIC (EUROPE), pp. 289–312. https://doi.org/10.1142/9781786341228_0009
- Evangelisti, S., Tagliaferri, C., Brett, D., Lettieri, P., 2017b. Life cycle assessment of a polymer electrolyte membrane fuel cell system for passenger vehicles. J. Clean. Prod. 142, 4339–4355. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.159>

- ISO, 2020a. ISO 14040:2006/Amd 1:2020 - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework — Amendment 1.
- ISO, 2020b. ISO 14044:2006/AMD 2:2020 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines — Amendment 2.
- Masoni, P., Zamagni, A., 2011. Guidance Document for performing LCAs on Fuel Cells and Hydrogen Technologies (Hyguide).
- Melideo, D., Ortiz Cebolla, R., Weidner, E., 2020. Life cycle assessment of hydrogen and fuel cell technologies: Inventory of work performed by projects funded under FCH JU, EUR 29986 EN. <https://doi.org/10.2760/434747>
- Mori, M., Lotrič, A., Stropnik, R., Drobnič, B., Sekavčnik, M., 2018. WP4 LCA for FCH technologies considering new strategies & technologies in the phase of recycling and dismantling - D4.2 LCA of materials represented in FCH technologies Status, New technologies and strategies for fuel cells and hydrogen technologies in the phase of recycling and dismantling.
- Porzio, J., Scown, C.D., 2021. Life-Cycle Assessment Considerations for Batteries and Battery Materials. *Adv. Energy Mater.* 11, 2100771. <https://doi.org/10.1002/AENM.202100771>
- PRé Sustainability, 2022. SimaPro LCA software for informed change-makers [WWW Document]. URL <https://simapro.com/> (accessed 3.16.22).
- Regmi, Y.N., Peng, X., Fornaciari, J.C., Wei, M., Myers, D.J., Weber, A.Z., Danilovic, N., 2020. A low temperature unitized regenerative fuel cell realizing 60% round trip efficiency and 10 000 cycles of durability for energy storage applications. *Energy Environ. Sci.* 13, 2096–2105. <https://doi.org/10.1039/C9EE03626A>
- Simons, A., Bauer, C., 2015. A life-cycle perspective on automotive fuel cells. *Appl. Energy* 157, 884–896. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.02.049>
- Snowden-Swan, L.J., Spies, K.A., Lee, G.J., Zhu, Y., 2016. Life cycle greenhouse gas emissions analysis of catalysts for hydrotreating of fast pyrolysis bio-oil. *Biomass and Bioenergy* 86, 136–145. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2016.01.019>
- Stropnik, R., Lotrič, A., Bernad Montenegro, A., Sekavčnik, M., Mori, M., 2019a. Critical materials in PEMFC systems and a LCA analysis for the potential reduction of environmental impacts with EoL strategies. *Energy Sci. Eng.* 7, 2519–2539. <https://doi.org/10.1002/ese3.441>
- Stropnik, R., Sekavčnik, M., Lorric, A., Mori, M., 2019b. Life Cycle Assessment of 1kW PEMFC system with the focus on critical materials. 7th Int. Youth Conf. Energy, IYCE 2019. <https://doi.org/10.1109/IYCE45807.2019.8991589>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

Life Cycle Thinking per la riqualificazione olistica e sostenibile del patrimonio edilizio esistente

Chiara Passoni¹, Elisabetta Palumbo¹, Alessandra Marini¹

Abstract: Il settore delle costruzioni necessita di sforzi rilevanti nella sua transizione ecologica, come mostrano gli ingenti incentivi messi a disposizione dalla Commissione europea. Questi sforzi devono riguardare non soltanto la decarbonizzazione degli edifici, ma in generale devono puntare a un recupero olistico (energetico, strutturale, architettonico e funzionale) del patrimonio esistente tramite soluzioni in grado di ridurre l'impatto delle costruzioni in ogni fase del ciclo di vita. Questo è possibile solo introducendo un approccio Life Cycle Thinking nel campo della riqualificazione sin dalle prime fasi della progettazione. Nel presente contributo, vengono presentate e discusse scelte progettuali di derivazione LCT da impiegare per concepire interventi sostenibili. L'efficacia della loro adozione viene poi mostrata con riferimento ad un caso studio, dove gli impatti di scenari di recupero alternativi sono stati calcolati tramite analisi LCA basate su dati da EPD.

1. Introduzione

Il settore dell'edilizia è uno dei più impattanti in Europa in termini di emissioni di CO₂ (35%), produzione di rifiuti (35%), consumo di energia (ca. 40%) e di materie prime (50%), oltre che di acqua potabile. Inoltre, gran parte del patrimonio edilizio esistente ha già esaurito la sua vita utile nominale, necessitando quindi di urgenti interventi di riqualificazione per salvaguardarne la funzionalità, la vivibilità e, non ultimo, la sicurezza, soprattutto legata a rischi naturali quali i terremoti, le alluvioni e i rischi connessi al fenomeno del riscaldamento globale, come i *super-storms*.

Considerando che il patrimonio edilizio attuale rappresenta l'80% del patrimonio edilizio del 2050 (BPIE, 2020) e che circa il 75 % del parco immobiliare è inefficiente dal punto di vista energetico, una riqualificazione sostenibile ed efficiente degli edifici esistenti è visto come una priorità al fine di raggiungere gli obiettivi comunitari in termini di *carbon neutrality* (Green deal, NextGen EU, PNRR) e di circolarità delle risorse. Tuttavia, nonostante gli incentivi, oggi il recupero degli edifici esistenti è ancora approcciato in modo settoriale (Fig. 1), considerando o il solo miglioramento energetico, lasciando gli edifici vulnerabili, o il solo miglioramento strutturale, spesso incurante degli impatti ambientali connessi alle scelte progettuali sia nel breve che nel lungo termine. Al fine di sfruttare al meglio le risorse disponibili ed ottimizzare le soluzioni di recupero del patrimonio esistente, sarebbe invece necessario adottare un approccio multidisciplinare e che includa anche i concetti di circolarità e di *Life Cycle Thinking* (LCT), al fine di minimizzare gli impatti durante tutto il ciclo di vita dell'edificio e accrescere la sostenibilità del settore produttivo edilizio (Fig. 1).

¹ Università degli Studi di Bergamo, DISA, viale Marconi 5, Dalmine (BG)
Email: chiara.passoni@unibg.it

Nel presente contributo, dapprima verranno definiti sulla base dell'attuale stato dell'arte alcuni principi LCT da introdurre fin dai primi step della progettazione e tali da concepire interventi di recupero che siano sostenibili lungo l'intero ciclo di vita del manufatto. Nella seconda parte del lavoro, tali principi saranno poi applicati con riferimento ad un caso studio per la riqualificazione di un edificio residenziale in c.a., considerando 4 diverse soluzioni di rinforzo antisismico, alcune ispirate all'LCT ed altre più tradizionali, aventi tutte le stesse prestazioni strutturali. Gli impatti delle soluzioni nelle fasi di produzione e di fine vita dell'edificio sono stimati tramite *Life Cycle Assessment* (LCA), adottando dati di impatto ambientale ricavati da EPD (*Environmental Product Declarations*).



Figura 1: Approccio disaccoppiato vs riqualificazione olistica e sostenibile degli edifici esistenti.

2. Principi LCT per la concezione di interventi di recupero sostenibile

L'applicazione dell'approccio LCT al recupero degli edifici viene spesso fraintesa come il calcolo degli impatti LCA di diverse alternative a valle della progettazione, con il fine di evidenziare la soluzione più sostenibile tra quelle proposte, ma non la miglior soluzione che possa essere concepita. Diversi studi sono stati dunque condotti finalizzati a introdurre analisi LCA all'inizio della progettazione (Palumbo et al., 2020); altri studi invece, tra cui il presente, propongono di applicare dei principi ispirati all'LCT e all'economia circolare a partire dalle fasi iniziali di concezione delle soluzioni. Con tale approccio, tutti gli attori coinvolti nel processo di riqualificazione sono chiamati a valutare i potenziali impatti prodotti da un edificio durante il suo ciclo di vita e ad attuare delle strategie finalizzate alla loro minimizzazione. Una disamina di alcune strategie e principi che possono essere adottati nella concezione delle soluzioni di riqualificazione degli edifici esistenti nelle diverse fasi del ciclo di vita di un edificio viene qui riportata.

Per quanto riguarda la fase di produzione, è necessaria un'accurata riflessione sulla scelta di materiali e prodotti, tenendo in considerazione aspetti quali la riciclabilità, l'utilizzo di materie prime rinnovabili o, in un'ottica circolare, provenienti da processi di riciclaggio o riutilizzo a basso impatto (Hawkins et al., 2021). Nella fase di costruzione, gli impatti possono essere invece ridotti adottando il principio di ottimizzazione dei materiali (Cauteren et al., 2021), oppure utilizzando tecniche costruttive a secco, che permettano un rapido montaggio e smontaggio degli elementi. Un esempio potrebbe essere l'adozione di sistemi prefabbricati, modulari, con connessioni a secco (es. bullonate) e standardizzate (Akinade et al., 2017). Passando alla fase d'uso, i progettisti dovrebbero prevedere soluzioni mirate a ridurre impatti e costi energetici degli edifici, ma anche possibili danni e perdite connessi a terremoti o altri rischi naturali (Marini et al., 2017). Inoltre, il sistema strutturale potrebbe essere concepito in modo da assicurare la riparabilità, ad

esempio concentrando il danno in elementi sacrificabili e facilmente sostituibili, la durabilità, grazie ad un'accurata scelta dei materiali e delle tecniche, la facilità di manutenzione, ad esempio prevedendo l'accessibilità e l'utilizzo di elementi standardizzati, e l'adattabilità e la flessibilità della struttura (Bragança et al., 2011, Dams et al., 2021). Infine, considerando gli impatti a fine vita, le soluzioni dovrebbero essere concepite da subito per permetterne la smontabilità, in modo da aumentare il tasso di recupero o, al più, di riciclo, di ogni elemento (Nußholz et al., 2020; Xia et al., 2020).

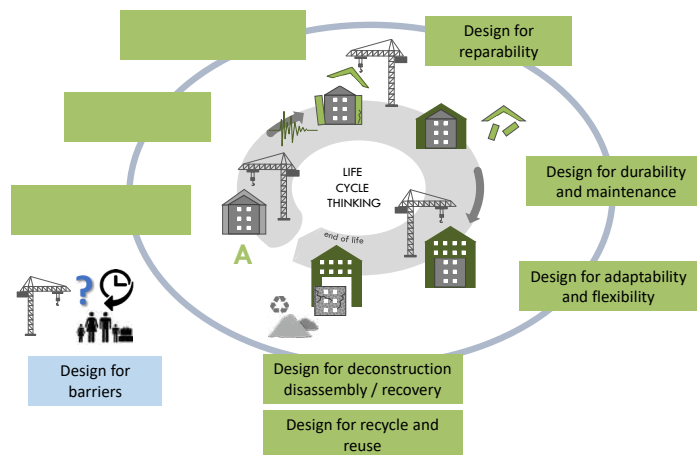


Figura 2: Nuovi design objectives ispirati al LCT per minimizzare gli impatti degli interventi lungo il ciclo di vita (Fasi della vita: A-Produzione e costruzione, B-Uso, C-Fine Vita, D-Benefici oltre il fine vita, EN15978).

Sebbene questi principi siano stati ampiamente discussi in letteratura, raramente essi vengono utilizzati in modo organico nella definizione di linee guida per la concezione di interventi sostenibili, portando quindi ai risultati fallimentari tipici dell'approccio non coordinato. Nella pratica, per quanto riguarda i temi dell'approvvigionamento dei materiali e della circolarità, un riferimento importante oggi è dato dai Green Public Procurement, che in Italia trovano applicazione nei Criteri Ambientali Minimi (CAM), i quali tuttavia, sono obbligatori solo in un numero ridotto di casi di riqualificazione. Molti di questi principi sono anche discussi nell'ambito dei Green Building Rating System (LEED, BREEAM, ecc.), i quali però richiedono spesso il calcolo di numerosi indicatori che, oltretutto, necessitano di conoscenze specifiche e talvolta di lunghi tempi di applicazione, rappresentando sicuramente un riferimento di eccellenza ma spesso lontano dalla pratica corrente dei progettisti. Un altro riferimento fondamentale per la diffusione di un approccio LCT è fornito dal nuovo Framework Level(s) per la progettazione di edifici sostenibili, nuovi o da riqualificare, in cui mancano però alcuni degli aspetti fin qui discussi, come ad esempio il riferimento al tema della vulnerabilità sismica degli edifici esistenti, rischiando così di promuovere nuovamente un modello di recupero disaccoppiato. Quando l'edificio non viene valutato in modo olistico, considerando dunque solo alcune delle sue criticità, o limitate fasi della vita utile, o soltanto alcuni indicatori di impatto, il rischio è quello di trasferire semplicemente valori di impatto da una fase della vita ad un'altra (Huang et al., 2020). Un approccio olistico che permetta di considerare tutti i principi LCT fin dai primi step della progettazione è quindi necessario (Passoni et al., 2021).

3. Comparazione di soluzioni di rinforzo strutturale tradizionali o ispirate ai principi LCT

Al fine di valutare l'efficacia dell'adozione di principi LCT nella concezione di interventi di recupero olistici del patrimonio edilizio esistente, 4 soluzioni alternative, sia di approccio LCT sia di tipo tradizionale, sono state proposte con riferimento ad un edificio caso studio. Di queste sono stati calcolati gli impatti LCA nelle fasi di produzione e fine vita tramite indicatori desunti da EPD di prodotto. In questa sezione, viene dapprima introdotto il caso studio e le soluzioni proposte, quindi viene descritta brevemente la metodologia per il calcolo degli impatti e infine vengono riportati e discussi alcuni dei risultati ottenuti.

3.1. Caso Studio

L'edificio di riferimento è un edificio residenziale di 3 piani in calcestruzzo armato (c.a.) degli anni '60 sito in provincia di Brescia. La superficie dell'edificio è di circa 230m² a piano, per un totale di 690m². Dalle analisi di audit strutturale ed energetico, l'edificio è risultato fortemente vulnerabile ed inadeguato agli standard prestazionali odierni, necessitando dunque di riqualificazione (classe sismica C e classe energetica E) (Labò et al., 2022).

A tal fine, sono state proposte 4 soluzioni di riqualificazione olistica, ovvero di miglioramento delle performance strutturali, architettoniche ed energetiche. Tutte le soluzioni proposte sono soluzioni ad esoscheletro, cioè applicate esclusivamente dall'esterno, senza richiedere la rilocalizzazione degli abitanti durante i lavori. In termini strutturali (Fig. 3), le 4 alternative proposte sono concepite considerando diversi principi LCT, a parità di prestazioni. Da un punto di vista energetico, tutte le proposte presentano lo stesso intervento che consiste in una coibentazione delle superfici verticali e orizzontali opache dell'edificio; tale fase è stata tuttavia omessa dall'analisi comparativa poiché equivalente in tutti gli scenari. Il progetto delle soluzioni è stato condotto dagli autori nell'ambito del progetto Reluis 2019-21 (WP5) (www.reluis.it), finalizzato alla concezione di 'interventi di rapida esecuzione a basso impatto ed integrati' (Labò et al., 2022).

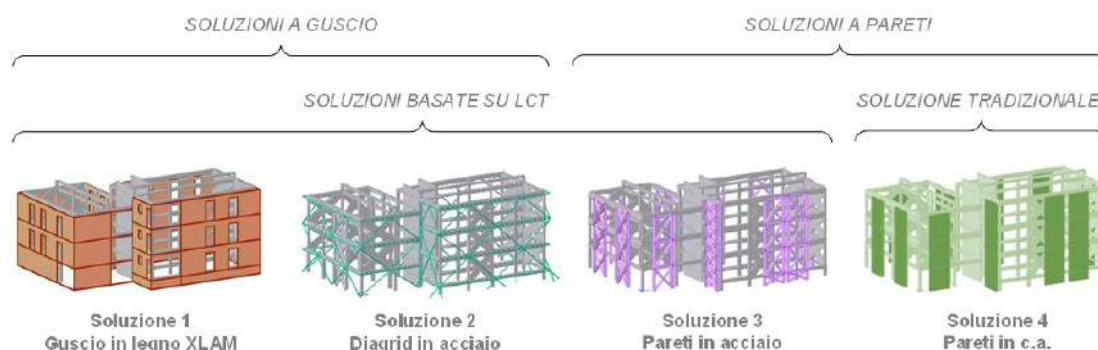


Figura 3: Proposte alternative di rinforzo sismico dall'esterno (adattato da Labò et al., 2022).

Le soluzioni 1 e 2, rispettivamente in legno lamellare a strati incrociati (XLAM) ed acciaio, sono soluzioni a guscio, cioè sfruttano l'estensione della facciata al fine di ridurre le dimensioni degli elementi strutturali aggiuntivi. Le altre due, in acciaio e calcestruzzo armato (c.a.), sono invece soluzioni a pareti, dove cioè gli elementi sismoresistenti sono rappresentati da delle nuove pareti disposte lungo il perimetro dell'edificio. Tutte le soluzioni richiedono delle fondazioni aggiuntive, costituite da un cordolo perimetrale e micropali, ma nel caso delle soluzioni a guscio il numero

dei micropali può essere notevolmente ridotto. Le prime tre soluzioni sono ispirate ai principi del LCT, sono soluzioni prefabbricate e a secco in legno XLAM o in acciaio con contenuto di riciclato e sono concepite per essere facilmente smontabili grazie a connessioni bullonate, garantendo quindi un elevato tasso di riutilizzo degli elementi a fine vita (90% riuso e 10% discarica per il legno e 11% riuso, 88% riciclo e 1% discarica per l'acciaio). La soluzione 4 è invece di tipo tradizionale, con pareti in calcestruzzo gettato in opera e connessioni che non garantiscono il recupero degli elementi a fine vita ma eventualmente il loro riciclo, rispettivamente del 75% per il calcestruzzo e 97% per l'armatura. Un'accurata discussione degli scenari di fine vita delle soluzioni 1 e 2 è riportata in Passoni et al. (2022).

3.2. Metodologia

L'obiettivo dello studio è quello di comparare le soluzioni strutturali proposte in termini di: *Global Warming Potential* (GWP), consumo di risorse energetiche primarie non rinnovabili (PENRT), consumo di acqua (FW) e produzione di rifiuti non pericolosi (NHSD). Come metodo di valutazione degli impatti si sono moltiplicate le quantità ricavate dal computo metrico di ogni soluzione (*Bill of Material*, BoM) per i valori di impatto unitari presenti nelle EPD, che contengono dati primari (una lista completa delle EPD adottate è riportata in Passoni et al., 2022). Come limiti del sistema si sono considerate le sole fasi di produzione (fasi A1-A3, EN15978) e di fine vita (fasi C3-C4-D, EN15978). Le EPD considerate sono relative a prodotti italiani o largamente diffusi in Italia, qualora tali EPD non contenessero i dati relativi alle fasi di fine vita dei prodotti, si è fatto riferimento a EPD europee, i cui valori di impatto sono stati definiti tramite l'equazione:

$$Impatti (C3 - C4 - D)_{Italiani} = \frac{Impatti (A1 - A3)_{Italiani}}{Impatti (A1 - A3)_{Europei}} \cdot Impatti (C3 - C4 - D)_{Europei}$$

Per quanto riguarda l'unità funzionale, in una prima analisi comparativa si sono considerati i soli elementi costituenti la parte strutturale dell'esoscheletro (fondazioni, sovrastruttura, catene e cerchiature, connessioni). In una seconda analisi si è poi ampliata l'unità funzionale alla struttura dell'edificio rinforzato, costituito da edificio esistente ed esoscheletro. I dati ottenuti per le 4 soluzioni sono stati inoltre confrontati con i risultati relativi allo scenario di demolizione dell'edificio esistente e ricostruzione di un edificio in c.a. di geometria analoga e con prestazioni sismiche paragonabili a quelle dell'edificio rinforzato. Per l'edificio nuovo e quello esistente si sono considerati gli impatti relativi agli elementi del telaio in c.a. (travi e pilastri), al vano scale, a solai e copertura, e a fondazioni e tamponamenti perimetrali, trascurando le finiture.

3.3. Risultati

In Fig. 4 viene riportato il confronto dei soli esoscheletri strutturali in termini di impatti totali (produzione e fine vita), valutando il contributo di ogni componente del sistema. Da tale analisi è possibile notare come, per tutti gli indicatori, le soluzioni a guscio (1 e 2) siano più sostenibili di quelle a pareti (3 e 4). Questo è principalmente connesso agli impatti del sistema di fondazione, che gioca un grande ruolo nella risposta, con valori che si aggirano tra l'80% e il 100% della risposta per le prime 3 soluzioni e tra il 60% e l'80% per la soluzione 4. La grande incidenza delle fondazioni è dovuta al fatto che sono costituite principalmente da calcestruzzo, che, in accordo con le EPD considerate, è risultato il materiale avente gli impatti maggiori. Nel caso della soluzione 4, infatti, l'incidenza delle fondazioni sul totale si riduce poiché anche le pareti della

sovrastuttura sono realizzate in c.a. Per quanto riguarda invece l'indicatore NHWD, il contributo delle fondazioni è ancor più rilevante poiché si è considerato che i pali (realizzati in ghisa e calcestruzzo) venissero lasciati nel terreno a fine vita anche in caso di demolizione dell'edificio (considerandoli quindi al 100% nel calcolo di NHWD). Per quanto riguarda gli altri elementi del sistema, catene e connessioni hanno una incidenza pressoché trascurabile. Considerando invece la sovrastuttura, la soluzione in legno (1) risulta essere la migliore, soprattutto per gli indicatori GWP e PENRT, dove si considerano degli impatti iniziali negativi che rappresentano la CO₂ biogenica del legno (poi rilasciata a fine vita o recuperata, a seconda dello scenario considerato). A seguire, per tutti gli indicatori considerati, si hanno le soluzioni in acciaio (2 e 3) e, in ultimo, la soluzione in c.a. (4).

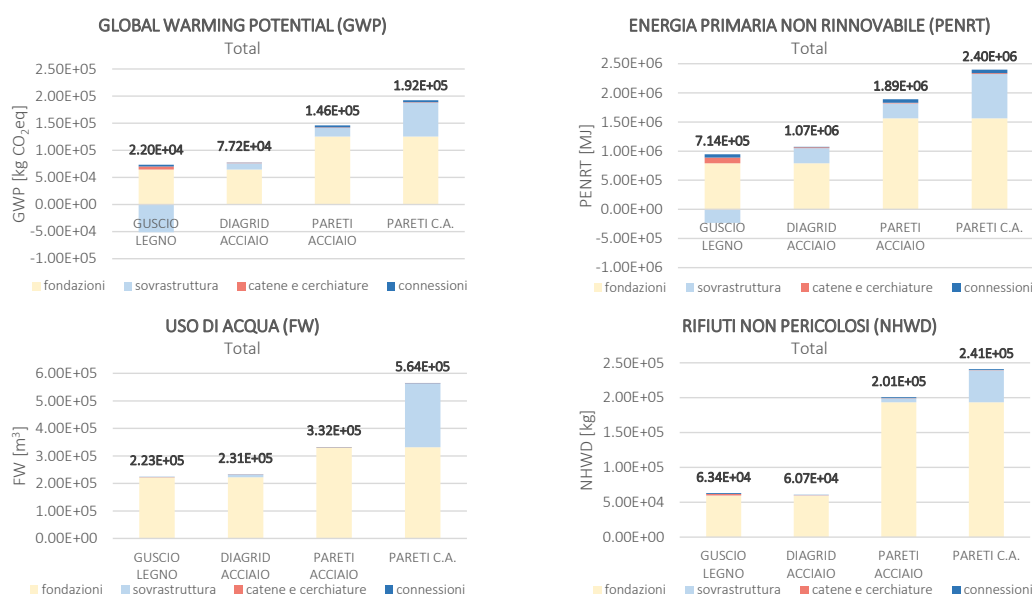


Figura 4: Impatti totali (produzione e fine vita - fasi A1-3, C3-4, D), relativi al solo esoscheletro strutturale, divisi per macro-categorie (fondazioni, sovrastuttura, catene e cerchiature, connessioni).

In Fig. 5, gli impatti sono suddivisi tra fase di produzione, fine vita e totali e si sono confrontate le 4 soluzioni di rinforzo con lo scenario di demolizione e ricostruzione. È possibile notare in primo luogo come, per gli indicatori GWP, PENRT e FW, gli impatti maggiori si abbiano nella fase di produzione, mentre per l'indicatore NHWD sia predominante la fase di fine vita, soprattutto se si considera la demolizione dell'edificio esistente. Per quanto riguarda gli impatti totali, si nota invece la convenienza della strategia di recupero rispetto allo scenario di demolizione e ricostruzione, che permette non solo di non interrompere la fruizione dell'edificio, ma anche di limitarne gli impatti lungo il ciclo di vita. Infine, vengono confermati i risultati dell'analisi precedente, che vedono le soluzioni a guscio migliori rispetto a quelle a pareti per tutti gli indicatori, specialmente quella in legno per quanto riguarda GWP e PENRT.

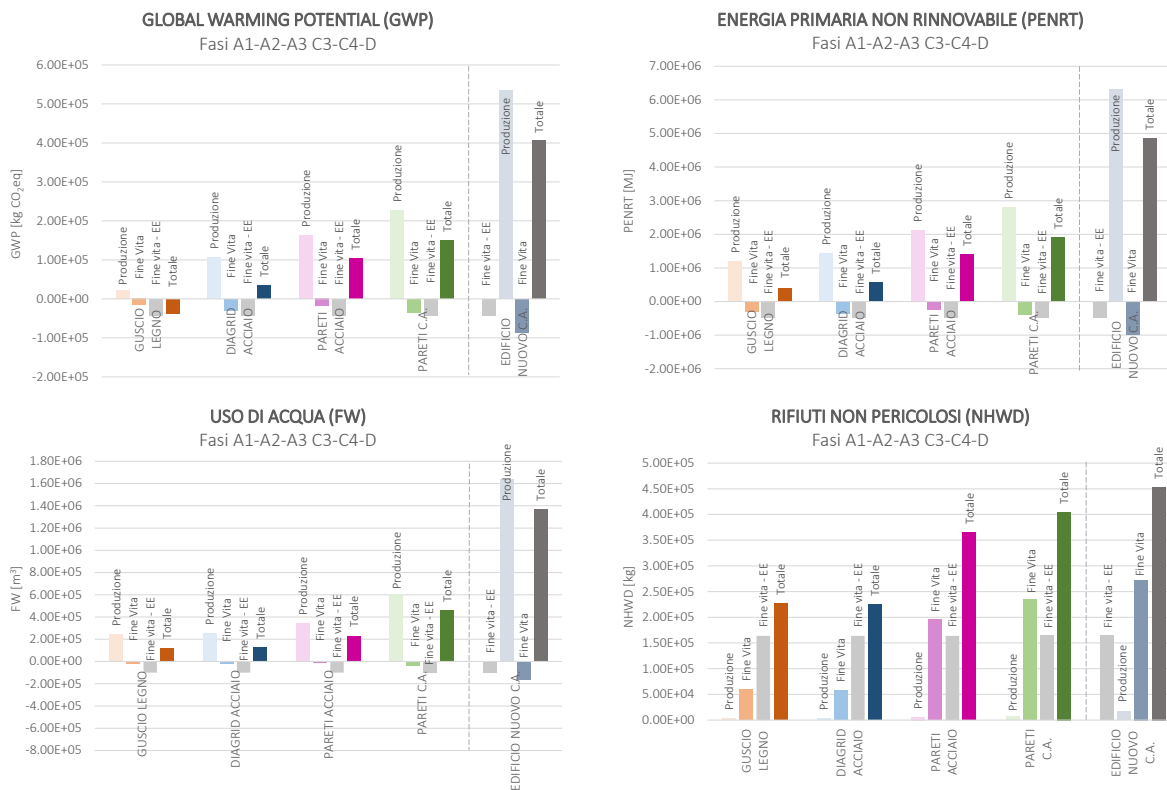


Figura 5: Impatti totali relativi alle soluzioni di recupero strutturale rispetto a uno scenario di demolizione e ricostruzione di un edificio nuovo in c.a., considerando anche gli impatti connessi alla demolizione dell'edificio esistente (fine vita - EE) (Adattato da: Passoni et al., 2022).

4. Conclusioni

Al fine di raggiungere gli obiettivi comunitari di *carbon neutrality* sono richiesti grandi sforzi nella transizione ecologica del settore delle costruzioni e dell'ambiente costruito. Sebbene molti interventi siano stati avviati negli ultimi anni per ridurre il consumo energetico degli edifici esistenti, si tratta solo di un piccolo passo verso il traguardo finale. Un grande contributo al raggiungimento della neutralità in questo settore si avrebbe invece attuando nuove strategie per il recupero sostenibile del patrimonio esistente, coinvolgendo nel processo non solo gli esperti energetici, ma anche strutturisti, architetti, urbanisti e tutti i possibili attori della filiera della riqualificazione. A tal fine, diventa fondamentale che nella pianificazione delle strategie di intervento venga adottato un approccio *Life Cycle Thinking* (LCT), con l'obiettivo di minimizzare gli impatti e massimizzare la sostenibilità delle soluzioni proposte lungo tutto il ciclo di vita della struttura. In questo contributo, a partire da una breve revisione dello stato dell'arte, sono stati richiamati alcuni dei principi LCT da includere fin dalle prime fasi della progettazione al fine di ottenere interventi davvero sostenibili. È stato inoltre presentato un esempio pratico di riqualificazione olistica di un edificio esistente in c.a. al fine di dimostrare l'efficacia delle strategie di riqualificazione rispetto allo scenario di demolizione e ricostruzione e l'efficacia dell'adozione dei principi LCT nel ridurre gli impatti finali di soluzioni alternative di retrofit.

5. Bibliografia

- Akinade O.O., Oyedele L.O., Ajayi S.O., Bilal M., Alaka H.A., Owolabi H.A., Bello S.A., Jaiyeoba B.E., Kadiri K.O. (2017). Design for Deconstruction (DfD): Critical success factors for diverting end-of-life waste from landfills. *Waste Management* 60, 3–13.
- BPIE Report (2020). Vitali Roscini A., Rapf O., Kockat J. *On the way to a CLIMATE-NEUTRAL EUROPE. Contributions from the building sector to a strengthened 2030 climate target.*
- Bragança L.; Koukkari H.; Landolfo R.; Ungureanu V.; Vesikari E.; Hechler O. Vol. 2. *Sustainability of Constructions - Summary Report of the Cooperative Activities of COST Action C25*, 2011
- Cauteren D.V., Ramon D., Stroeckx J., Allacker K., Schevenels M. (2021). Design optimization of hybrid steel/timber structures for minimal environmental impact and financial cost: a case study, *Energy & Buildings*, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2021.111600>
- Dams B., Maskell D., Shea A., Allen S., Driesser M., Kretschmann T., Walker P., Emmitt S. (2021). A circular construction evaluation framework to promote designing for disassembly and adaptability. *Journal of Cleaner Production*, 316, 128122.
- EN 15978:2011 (2011). *Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method*
- Hawkins W., Cooper S., Allen S., Royon J., Ibell T. (2021). Embodied carbon assessment using a dynamic climate model: Case-study comparison of a concrete, steel and timber building structure. *Structures*, 33, 90–98.
- Huang B., Gao X., Xu X., Song J., Geng Y., Sarkis J., Fishman T., Kua H., and Nakatani J. (2020). A Life Cycle Thinking Framework to Mitigate the Environmental Impact of Building Materials, *One Earth*, 3, pp. 564-573, November 20, 2020.
- Labò S., Passoni C., Zanni J., Milesi M., Belleri A., Marini A., Riva P., Brumana G., Preti M., Bolis V., Paderno A., Pelucco S. (2022). *Applicazione di interventi condotti dall'esterno ad un caso studio - edificio residenziale in calcestruzzo armato*. Report Reluis - WP5: Interventi di rapida esecuzione a basso impatto ed integrati. (in Italian) (available at: www.reluis.it)
- Marini A., Passoni C., Belleri A., Feroldi F., Preti M., Metelli G., Giuriani E., Riva P., Plizzari G. (2017): “Combining seismic retrofit with energy refurbishment for the sustainable renovation of RC buildings: a proof of concept.” *European Journal of Environmental and Civil Engineering*. DOI: 10.1080/19648189.2017.1363665
- Nußholz J.L.K., Rasmussen F.N., Whalen K., Plepys A. (2020). Material reuse in buildings: Implications of a circular business model for sustainable value creation. *Journal of Cleaner Production*, 245, 118546.
- Palumbo E., Soust-Verdaguer B., Llatas C., Traverso M. (2020). How to Obtain Accurate Environmental Impacts at Early Design Stages in BIM When Using Environmental Product Declaration. A Method to Support Decision-Making, *Sustainability*, 12(17), 6927; <https://doi.org/10.3390/su12176927>
- Passoni C., Marini A., Belleri A., Menna C. (2021). “Redefining the concept of sustainable renovation of buildings: state of the art and an LCT-based design framework.” *Sustainable Cities and Society*, 64, January 2021, 102519, <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102519>

- Passoni C., Palumbo E., Pinho R., Marini A. (2022). “The LCT challenge: shifting the mindset to foster sustainability of building retrofit interventions”. Sottomesso a: *Sustainability*
- Xia B., Ding T., Xiao J. (2020). Life cycle assessment of concrete structures with reuse and recycling strategies: A novel framework and case study. *Waste Management*, 105, 268–278.

Development of a model for a triple layer sustainability assessment of aquaculture

Zoli M.^{1*}, Costantini M.¹, Le Féon S.², Dubois T.², Jaeger C.², Wilfart A.², Corfini N.A.², Bacenetti J.¹, Aubin J.²

Abstract: A multi-attribute model called DEXiAqua was developed within the SIMTAP project with the aim of measuring the sustainability of aquaculture production systems from a combined environmental, economic and social point of view. DEXiAqua uses the DEX (Decision EXpert) method to evaluate the sustainability of aquaculture systems through indicators from technical domains and life cycle thinking reference methods (e.g. LCA, LCC, S-LCA and emergy accounting). The method consists in the construction of organized attribute trees to characterize complex issues in detail. Individual indicators are measured at the end of each branch of the tree, converted into a qualitative scale and then aggregated by weighing. This contribution presents the development of the methodology, the selection and weighing of the indicators and discusses the future prospects of this tool.

1. Introduction

Aquaculture is more and more considered as a major contributor to the growing demand in worldwide seafood production. Sustainability has becoming a key question for aquaculture systems. The SIMTAP project (EU PRIMA 2018) was launched in June 2019 with the objective to develop self-sufficient IMTA systems in several Mediterranean countries (France, Italy, Malta and Turkey) and improve nutrient recycling (Rossi et al., 2021). Beyond the objectives to develop effective systems of production, the project aims to assess their sustainability performance. Sustainability assessment of food systems needs indeed to merge multiple criteria and, in this context, environmental, social and economic impacts need to be evaluated together due to the demand for products with less impact on the environment, economically viable and socially fair. In this objective, the use of a multicriteria decision analysis (MCDA) method is a relevant option. Aiming at helping decision makers to make choices towards more sustainable options or scenarios, MCDA was chosen to gather the environmental, social and economic dimensions into a global sustainability assessment method. To simplify this complex and multidimensional issue, the DEXi method was selected as the MCDA method. This paper presents the DEXi model developed with details on working group, meetings and discussions between stakeholders of the SIMTAP project, in order to obtain an operational model for sustainability assessment of aquaculture systems.

¹ Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2, 20133, Milano, Italia

² UMR SAS, INRAE, Institut Agro, 35000, Rennes, France

* Email: michele.zoli@unimi.it

2. Methods

The developed assessment model is called DEXiAqua. This is based on the Decision EXpert (DEX) method, a specific multi-criteria analysis approach. The main steps were to (i) build a conceptual model based to describe the three pillars of sustainability in aquaculture system (up to the farm gate), according to technical and scientific literature leading to a tree of attributes, (ii) determine ponderation factors for the aggregation of the different attributes, (iii) determine thresholds to convert quantitative and/or qualitative values of indicators into scales for attributes (as for example low/medium/high). The whole process involved 25 participants including researchers and industry experts in different countries. A schematic of the different phases of the process is shown in Figure 1.

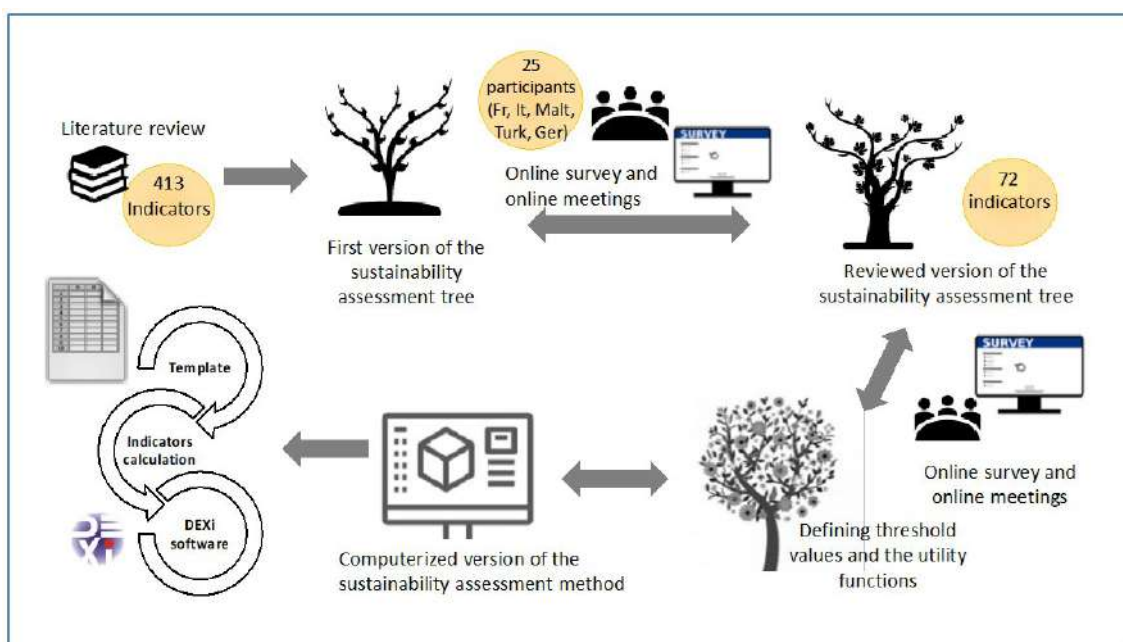


Figure 1: Schematic of the development of the DEXiAqua model.

The DEX method consists in building a tree of attributes organized to characterize a complex problem. Among several available methods, this was selected because it has long been successfully used in the agricultural sector to build sustainable assessment tools and collect knowledge from industry experts as well as combine it with results available from the literature (e.g. Sadok et al., 2009). At the end of each branch of the tree, qualitative or quantitative indicators are measured. Primary data is collected in aquaculture farms through interviews with owners and management by means of a specially structured and detailed questionnaire template. Some of the indicators of the attribute trees are information directly detectable from the questionnaire, others require processing of the “raw data” collected. In this case, calculations using consolidated and accepted methods in the sustainability accounting, such as Life Cycle Assessment, Life Cycle Cost, emergy accounting, are also implemented in the model. For example, the questionnaire contains requests for information regarding raw materials consumed, yearly fish production, feed and energy consumption, rearing structures. These are subsequently processed with LCA to provide environmental impact results. In this way it was possible to combine, in relation to a production process, technical-managerial and socio-economic indicators with others typical of life cycle

thinking, such as GWP or acidification and eutrophication potentials, all of these being important for an overall assessment of the sustainability of aquaculture systems. Each indicator has its own reference unit, so for example the environmental impacts resulting from the LCA will refer to one kg of fish produced by the system, while the economic and social ones are mostly referred to an aquaculture farm as a whole. This process is outlined in Figure 2.

The value of each indicator is then translated into a qualitative scale for the associate attribute by using thresholds values. Weighings – called utility functions – are used to build attributes from sub-attributes until the overall sustainability. Again through the analysis of the literature, the thresholds were defined to convert the quantitative indicators into a 5-level qualitative scale: very high, high, medium, low, very low. During the aforementioned surveys, the weighing percentages have been defined in order to aggregate results from individual indicators into results for sub-attributes first, attributes, dimension and finally into the overall sustainability of the system. As regards the weighing process (Figure 3), each participant involved anonymously filled out an online survey in which he was asked to weigh in series all the indicators with respect to their higher level of aggregation. For example, with reference to Table 1, each participant was asked to divide in percentage terms the importance of climate change, acidification and eutrophication on the negative global impacts on ecosystems. The results obtained (respectively 40%, 25% and 35%) represent an average of the weights given by survey participants. Once the data on the individual indicators have been collected, once the weights have been defined, the processing is facilitated by the use of the open source software DEXi (Bohanec, 2011).

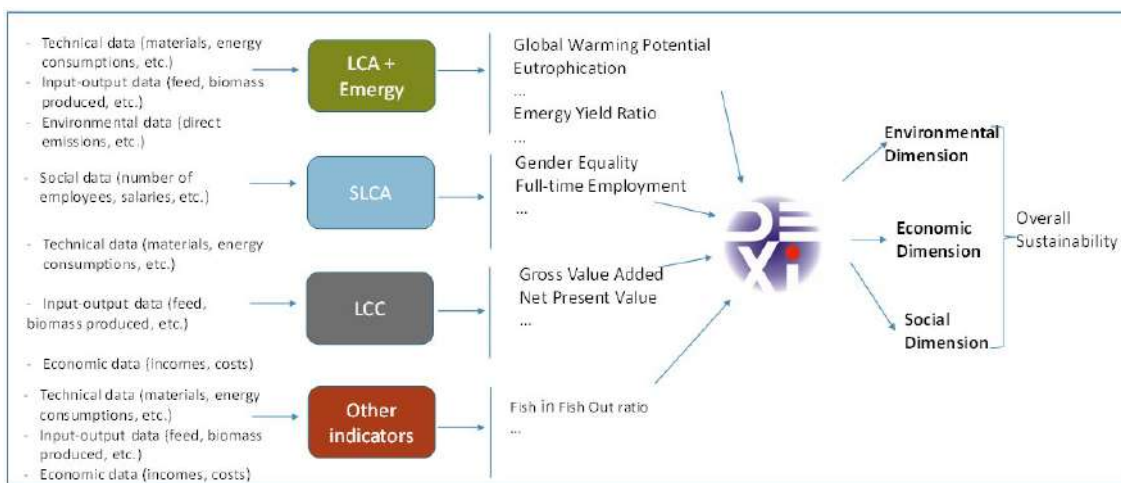


Figure 2: Overview of the model principle: collect specific data regarding the technical, socio-economic, environmental performance of an aquaculture production system, convert them into various performance indicators, and finally aggregate them

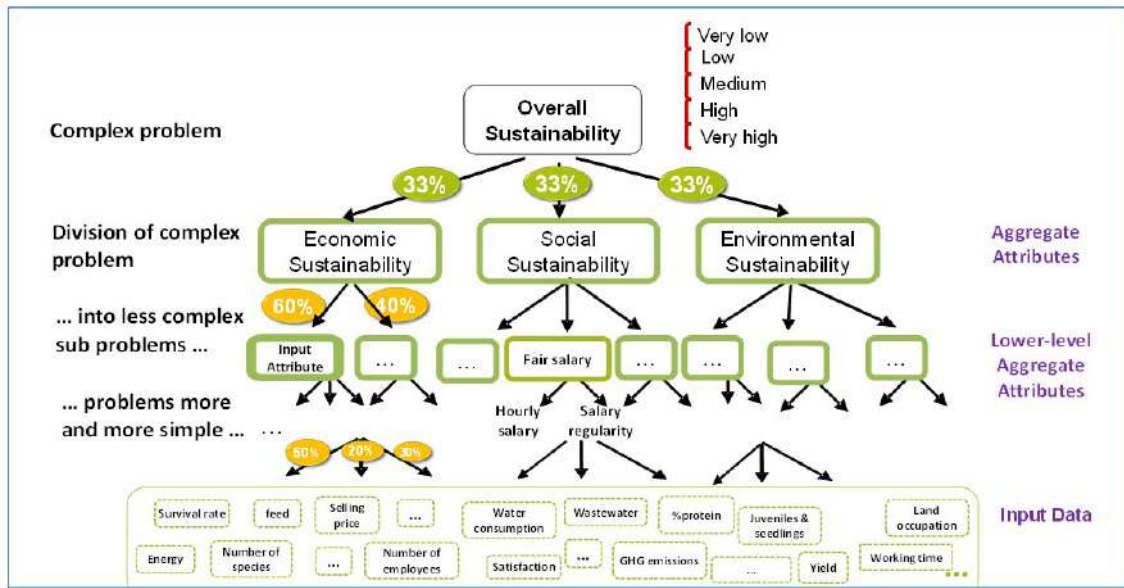


Figure 3: Diagram of the aggregation and weighing process for the transition from specific data inputs to a qualitative scale of overall sustainability

3. Results

Starting from an analysis of the literature carried out considering papers published in the last twenty years regarding sustainability in aquaculture, a total of 413 single indicators used were initially found. The multi-actor process of survey and consultation made it possible to discard some that present aspects and principles already partially or totally understood by others, and therefore to select the most relevant ones. The result was the selection of 72 indicators, 28 for the environmental branch, 23 for the social one and 21 for the economic one. By way of example of the resulting aggregation scheme, Table 1 reports The selected attributes, sub-attributes, indicators and related weighings for the environmental branch of sustainability. The same was done from a social and economic point of view (results not reported here for reasons of space).

Table 1: Overview of the environmental branch of sustainability: attributes (graphically divided by colors), sub-attributes and indicators. The latter are in italics. The unit of measurement of the indicators is shown in the last column. Where there is a unit of mass in the denominator of the units, it stands for the quantity of fish produced (e.g., GWP impact and the relative thresholds to define this impact as qualitative (very low, low, medium, high, very high) are expressed in ton CO₂ eq per ton fish produced (live weight)

Reduce negative impacts on ecosystems 30%	Negative local impacts on ecosystems 60%	Chemicals and contaminants emissions (30%)	Health costs	€/kg
		Contribution to local eutrophication (45%)	Total nitrogen emissions (70%)	kg/ton
			Suspended solids emissions (30%)	kg/ton
	Local land competition (25%)	On-farm ground surface used	m ² /ton	
	Negative global impacts on ecosystems 40%	Contribution to climate change (40%)	Global warming potential	ton CO ₂ eq/ton
		Contribution to acidification (25%)	Acidification potential	kg SO ₂ eq/ton
Contribution to eutrophication (35%)		Eutrophication potential	kg PO ₄ ³⁻ eq/ton	
Respect natural resource availability 30%	Use sustainable resources 50%	Use sustainable resource for feed (45%)	<i>Fish in - Fish out</i>	#
		Sustainable supply of juveniles (25%)	<i>Percentage of wild juveniles used</i>	%
		Level of renewability (30%)	<i>Percentage of renewability</i>	%
	Limit the use of resources 50%	Pressure on water demand (30%)	<i>Water demand</i>	m ³ /kg
		Pressure on primary productivity (20%)	<i>Net primary production use</i>	kg C eq/kg
		Pressure on earth surface (20%)	<i>Global land competition</i>	m ² /ton
		Energy requirements (30%)	<i>Total cumulative energy demand</i>	GJ/ton

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Increase the ecological efficiency of the activity 30%	Limit production of wastes and increase recycling 30%	Use of co-products as inputs (40%)	<i>Percentage of nitrogen derive from co-products</i>	%
		Waste recycling (40%)	<i>Percentage of phosphorous recovered</i>	%
		Limit organic waste production (20%)	<i>Production loss</i>	%
	Farms inputs efficiency 50%	Productivity of energy used (50%)	<i>On farm energy efficiency (50%)</i>	MWh/ton
			<i>Percentage of renewable energy used (50%)</i>	%
		Feed efficiency (50%)	<i>Feed conversion rate (70%)</i>	kg/kg
			<i>Nitrogen use efficiency (30%)</i>	%
	Use local resources 20%	<i>Feedstuff locally produced (50%)</i>		%
		<i>Emergy yield ratio (50%)</i>		#
Enhancement of biodiversity 10%	Protection of local fauna and flora species 35%	<i>Predator control (40%)</i>		#
		Disease management (60%)	<i>Biosecurity and good practices</i>	#
	Foster polyculture and integration of natural cycles 35%	<i>Multi-trophic integration (50%)</i>		#
		<i>Production diversification (50%)</i>		#
	Maintenance of genetic diversity 30%	<i>Escapees management</i>		%

4. Conclusions

The data required for an assessment of overall sustainability using the model developed are many, collection can be time and money consuming, but these are necessary to have a complete and 360-degree view of the impact of an aquaculture production system. Once the data has been collected, not only can hotspots be highlighted, but also scenarios can be tested by modifying some input data and verifying the influence on indicators and attributes, consequently preventing the emergence of trade-offs (both within and between the different sustainability branches) in case of mitigation actions / alternative production scenarios.

In the second part of the SIMTAP project, the model developed will be tested by means of several case studies related to both “conventional” and alternative aquaculture production sites (e.g. Integrated Multi-trophic systems). These assessments will allow to evaluate the usability of the model, its possibility of being used for benchmarking, its adaptability to different geograph-

ical / economic / social contexts. This will also make it possible to “validate” the capacity of the indicators and weighing factors selected in the first phase, which may in any case be subsequently adjusted if deficiencies in their ability to define and describe the sustainability of the systems analyzed emerged.

The model was developed with very specific references to the aquaculture sector, to try to capture all the particularities of this sector. In the future, however, it could also be modified and adapted to other production systems within the agri-food macro-sector.

5. Acknowledgements

This study was conducted within the framework of PRIMA S2 2018 project SIMTAP. SIMTAP (<https://www.simtap.eu/>) is part of the PRIMA Programme supported by the European Union.

6. References

- Bohanec, M. DEXi: Program for Multi-Attribute Decision Making, User's Manual, Version 3.03; IJS Report DP-10707; Jozef Stefan Institute: Ljubljana, Slovenia, 2011. Available online: <http://www-ai.ijs.si/MarkoBohanec/pub/DEXiManual303.pdf>.
- Rossi, L.; Bibbiani, C.; Fierro-Sañudo, J.F.; Maibam, C.; Incrocci, L.; Pardossi, A.; Fronte, B. Selection of marine fish for integrated multi-trophic aquaponic production in the Mediterranean area using DEXi multi-criteria analysis. *Aquaculture*, 2021, 535, 736402.
- Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.-E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Messéan, A.; Doré, T. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems. *Agron. Sustain. Dev.* 2009, 29, 447–461.

SESSIONE VI
ENERGIA

Life Cycle Assessment di un impianto fotovoltaico con moduli Interdigitated Back Contact (IBC)

Elisabetta Brivio¹, Andrea Danelli¹

Abstract: Il settore del fotovoltaico da anni sta attraversando una fase di forte espansione, ed attualmente le tecnologie disponibili sul mercato sono numerose. Per il settore energetico italiano, che nell'ottica della transizione ecologica ambisce ad essere sostenibile dal punto di vista ambientale, oltre che economico, è di fondamentale importanza valutare il profilo ambientale delle diverse tecnologie fotovoltaiche. Nel presente lavoro si mostrano gli impatti ambientali, analizzati con la metodologia Life Cycle Assessment, generati da un impianto fotovoltaico utility scale a terra dotato di moduli Interdigitated Back Contact. Al fine di analizzare il più ampio spettro di casistiche possibili lo studio considera due ipotetici siti di installazione, Piacenza e Catania, e due tipologie di supporto per i moduli. A completamento gli impatti ottenuti sono confrontati con quelli causati dal medesimo impianto dotato di moduli Passivated Emitter Rear Contact e Hetero Junction Technology.

1. Introduzione

Il Piano Nazionale Integrato Energia e Clima (PNIEC) (MiSE, 2019) con l'intento di garantire il rispetto dei target comunitari previsti dall'European Green Deal (Fetting, 2020) e dal Climate Target Plan, definisce importanti obiettivi nazionali di decarbonizzazione e penetrazione delle fonti rinnovabili al 2030. In tale contesto il settore elettrico svolge un ruolo cruciale, una forte crescita della produzione di energia da fonti rinnovabili (FER) si rende necessaria per il raggiungimento dell'obiettivo posto entro il 2030 (30% del mix elettrico da fonti rinnovabili).

Per raggiungere tale quota, il PNIEC stabilisce gli obiettivi e le traiettorie di crescita per ogni singola fonte rinnovabile. Il fotovoltaico, grazie alla disponibilità della risorsa solare su tutto il territorio nazionale, è la fonte energetica rinnovabile su cui l'Italia punta fermamente; si prevede infatti che entro il 2030 il fotovoltaico garantisca il 40% della produzione energetica da FER. La sfida per il settore fotovoltaico si presenta assai ambiziosa considerato che la potenza cumulata installata al 2020 è di 21,65 GW (GSE, 2020) e che l'obiettivo previsto dal PNIEC al 2030 è di 52 GW, mentre per quanto riguarda la produzione energetica si dovrà passare dai 25 TWh del 2020 ai 72 TWh previsti per il 2030. Ciò comporta l'installazione in Italia di circa 3 GW/anno di fotovoltaico nei prossimi anni (la media negli ultimi 5 anni è stata di 450 MW/anno). Gli ambiziosi obiettivi posti dal PNIEC stanno portando alla consapevolezza della necessità di sviluppare tecnologie sempre più efficienti e performanti. Tra le tecnologie che di recente sono approdate sul mercato, i moduli con celle Interdigitated Back Contact (IBC) rivestono un ruolo importante; questa tecnologia vanta infatti efficienze tra le più elevate del settore grazie alla mancanza di con-

¹ Ricerca sul Sistema Energetico - RSE S.p.A.
Email: elisabetta.brivio@rse-web.it

tatti frontali che evita l'insorgere di ombre all'interno della cella fotovoltaica. Ai vantaggi energetici si affiancano l'elegante design del modulo, che lo rende adatto anche a particolari soluzioni architettoniche, e la riduzione dei costi di produzione per watt picco. Se ben noti risultano i vantaggi energetici della tecnologia IBC, altrettanto non si può dire per quanto riguarda il potenziale contributo che questa tecnologia può arrecare ad un'effettiva riduzione degli impatti ambientali.

Da ciò nasce l'obiettivo del presente studio che si propone di valutare gli oneri ambientali generati dalla produzione di energia elettrica con impianto fotovoltaico dotato di moduli Interdigitated Back Contact (IBC). L'analisi proposta non solo permette di colmare le lacune presenti in letterature ma funge anche da strumento di supporto per le aziende del settore. L'impianto, caratterizzato da una potenza di 84,73 MW e installato nei due siti ipotetici di Piacenza e Catania (al fine di valutare l'influenza della radiazione incidente sui risultati finali) è stato analizzato in due configurazioni: la prima prevede l'installazione dei moduli IBC su inseguitori solari mono-assiali mentre la seconda l'installazione su strutture fisse.

Il profilo ambientale è identificato mediante la metodologia LCA applicata in accordo con le più recenti linee guida a livello europeo e gli standard ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006.

2. Materiali e metodi

Lo studio intende investigare i potenziali impatti ambientali relativi a un impianto con moduli IBC in diverse configurazioni e aree geografiche, al fine di identificare eventuali hotspot ambientali presenti e supportare il produttore nell'individuazione di soluzioni future atte all'ottenimento di un sistema maggiormente sostenibile. Più specificatamente si è analizzata la produzione di energia elettrica considerando due configurazioni, ovvero impianto con moduli posti su strutture fisse e impianto con moduli installati su inseguitori solari mono-assiali (tracker) che permettono una maggiore produzione grazie alla rotazione sull'asse orizzontale. Le stesse configurazioni sono state valutate nei due siti di Catania e Piacenza. L'unità funzionale adottata è la produzione di 1 kWh in AC dall'impianto.

Per quanto concerne i confini del sistema, la valutazione è stata effettuata in accordo con l'approccio Cradle to Grave che prevede l'inclusione delle fasi dall'estrazione e lavorazione delle materie prime fino allo smaltimento dell'impianto e relativi processi di trattamento e riciclo dei materiali. In particolare, lo studio considera le fasi di:

- costruzione dei componenti, moduli, tracker e inverter;
- esercizio dell'impianto, che include, oltre alla produzione di energia, anche la manutenzione dell'impianto (sostituzione degli inverter e degli attuatori dei tracker a causa di guasti);
- fine vita dei moduli fotovoltaici.

La mancanza di dati affidabili non ha permesso di considerare le componenti per i collegamenti alla rete e altre componenti ausiliarie.

I processi produttivi della cella, del modulo e dei componenti quali struttura di supporto dei moduli e inverter sono stati modellati utilizzando dati primari, acquisiti grazie alla collaborazione di RSE SpA con alcune aziende del settore. Per la modellazione dei processi di background si sono invece adoperati i dati disponibili nel database Ecoinvent.

Infine, per quanto concerne la valutazione dei potenziali impatti si sono considerate undici categorie di impatto proposte dal metodo EF (Fazio et al., 2018) (Zampori e Pant, 2019). In aggiunta, in accordo con le linee guida dello IEA-PVPS (Frischknecht et al., 2020), è stato calcolato l'indicatore energetico Cumulative energy demand (CED).

3. Descrizione della tecnologia

Lo studio ha considerato un ipotetico impianto fotovoltaico con moduli IBC e caratterizzato da una potenza di picco di 84,73 MWp, installato nei siti di Catania e Piacenza, allo scopo di analizzare l'incidenza della radiazione solare sui risultati ottenuti. Per ognuno dei due siti si sono inoltre valutate due configurazioni che si differenziano per tipologia di struttura di sostegno utilizzata per i moduli, struttura fissa o inseguitore solare mono-assiale. Ciò permette di investigare se l'utilizzo di inseguitori solari apporti o meno un effettivo beneficio.

Per quanto concerne la vita utile dell'impianto si è deciso di considerare 35 anni. La scelta è giustificata dal fatto che molti fornitori, di moduli e tracker, garantiscono una vita utile per le proprie componenti pari al valore adottato, ed inoltre questa assunzione consente un rapido confronto con precedenti studi RSE in cui si sono analizzate le tecnologie fotovoltaiche denominate PERC (Danelli e Brivio, 2020) ed HJT (Danelli e Gargiulo, 2019), in cui per l'appunto si assume una vita utile degli impianti pari a 35 anni.

Focalizzandosi sull'impianto, esso è composto da 197.047 moduli dalla potenza nominale di 430 Wp e dimensione 1.895 x 1.039 mm, 7.579 tracker mono-assiali o strutture fisse, realizzati in acciaio corten, su ognuno dei quali vengono montati 26 moduli, e 510 inverter con una potenza nominale di 166 kW. La configurazione con tracker prevede inoltre la sostituzione di alcune componenti durante la vita utile dell'impianto, ovvero, 2.653 attuatori e 107 schede elettroniche. Le principali caratteristiche dell'impianto fotovoltaico sono riassunte in Tabella 1, mentre in Tabella 2 si riportano le caratteristiche tecniche della cella e del modulo in analisi.

Tabella 1: Principali caratteristiche dell'impianto fotovoltaico nelle due configurazioni

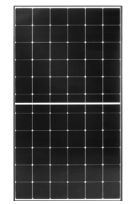
Sezione	Variabile	Impianto con tracker	Impianto con struttura fissa
Impianto	Potenza di picco (MWDC)	84,73	84,73
	Vita utile impianto (anni)	35	35
	Numero di moduli (unità)	197.047	197.047
Modulo	Tipo di moduli	mono-crystalline IBC	mono-crystalline IBC
	Potenza di picco del singolo modulo (Wp)	430	430
Tracker / Struttura fissa	Numero di supporti (unità)	7.579	7.579
	Numero di attuatori (unità)	7.579	-
	Numero di attuatori sostituiti nella vita utile dell'impianto (unità)	2.653	-
	Numero delle schede di controllo (unità)	758	-
	Numero delle schede di controllo sostituite nella vita utile dell'impianto (unità)	107	-

(continua nella prossima pagina)

Tabella 1: (continua dalla pagina precedente)

Sezione	Variabile	Impianto con tracker	Impianto con struttura fissa
Inverter	Numero degli inverter (unità)	510	510
	Potenza nominale (kW)	166	166
	Numero di inverter sostituiti nella vita utile dell'impianto (unità)	510	510

Tabella 2: Principali caratteristiche tecniche del modulo e della cella IBC

	Celle	Moduli	 Modulo IBC analizzato
Tipologia	Silicio mono cristallino	Interdigitate Back Contact	
Dimensione	0,0276m ²	1895 x 1039 x 35mm	
Spessore del wafer / Superficie del modulo	170 μm	1,969 m ²	

4. Produzione energetica

La corretta stima della potenziale produzione energetica di un impianto si presenta necessaria per garantire una buona valutazione degli impatti ambientali e permettere il confronto con altre tecnologie presenti sul mercato. La produzione energetica di un impianto fotovoltaico dipende da due fattori, ovvero, dalla tipologia di impianto, che ne definisce le caratteristiche quali efficienza, perdite, modalità di installazione, e il sito di installazione, da cui dipende il livello di radiazione solare (GHI – Global Irradiance) disponibile. Nel presente studio, la produzione energetica è stata calcolata utilizzando un modello energetico, opportunamente predisposto, che permette di ricavare l'energia prodotta dall'impianto nel primo anno di vita e l'energia generata nei successivi anni. I dati riguardanti la radiazione solare, adoperati nella modellazione del sistema, sono stati scaricati dall'apposito portale PVGIS sviluppato dal JRC (JRC, 2020).

Per quanto concerne il degrado del modulo si è fatto riferimento alle informazioni disponibili sul sito del fornitore. Nel presente caso i moduli IBC presentano un decadimento a seguito del primo anno pari all'1% per poi raggiungere l'89% dell'efficienza iniziale al 25 anno. Il modello si completa includendo, oltre alle perdite legate al degrado del pannello stesso, le perdite causate dalla presenza di impurità superficiali, all'aumento di temperatura e ad altri fenomeni quali esposizione non ottimale, ombreggiamento, riflessione e mismatching. L'energia totale immessa in rete nelle due configurazioni e siti analizzati è illustrata in Tabella 3. La crescita dal punto di vista della produttività dell'impianto, ottenibile grazie all'utilizzo di un inseguitore assiale, dipende dalla latitudine del sito di installazione (Faranda et al. 2012).

Tabella 3: Produzione energetica impianto fotovoltaico nelle due configurazioni analizzate e due siti di installazione.

Tecnologia	Ubicazione	Generazione 1° anno (MWh)	Generazione 35 anno (GWh)
Moduli IBC installati su tracker mono-assiale	Catania	228.134	6.259
Moduli IBC installati su struttura fissa	Catania	183.373	5.055
Moduli IBC installati su tracker mono-assiale	Piacenza	143.549	4.615
Moduli IBC installati su struttura fissa	Piacenza	124.658	4.011

5. Risultati

Nel presente capitolo si riportano i risultati ottenuti focalizzandosi inizialmente sulla tecnologia in esame e sui benefici introdotti dalla stessa per poi procedere al confronto con altre due tecnologie presenti a livello di mercato al fine di identificare le criticità presenti. Gli impatti si riferiscono a 1 kWh immesso in rete.

5.1. Impatti ambientali della tecnologia IBC

I risultati ottenuti sottolineano la rilevanza della radiazione solare sugli impatti ambientali (Figura 1). Confrontando gli impatti dei due siti, Catania (radiazione 1819 kWh/m²) e Piacenza (1368 kWh/m²), emerge che l'impianto a Catania presenta impatti inferiori. Il risultato ottenuto è riconducibile alla maggiore produzione energetica, infatti, gli impatti generati dalla fase di produzione dei componenti, gestione e fine vita dall'impianto si scontano su una produzione energetica maggiore comportando un conseguente aumento dei benefici introdotti. Analizzando gli oneri ambientali derivanti dall'utilizzo o meno di strutture di sostegno con inseguitore solare mono-assiale si evince che quest'ultime, non solo permettono un aumento della produzione energetica, ma garantiscono il raggiungimento di migliori prestazioni ambientali. La presenza dell'inseguitore solare mono-assiale permette, nelle condizioni in cui è stato condotto lo studio, una riduzione degli oneri ambientali compresa tra il 17% e 31% per il sito di Catania e tra 6% e 15% per il sito di Piacenza.

Analizzando i singoli contributi dei componenti dell'impianto e prendendo a titolo di esempio l'impianto di Catania con moduli installati su inseguitori mono-assiali, che si è mostrata la soluzione migliore (Figura 2), si evince che a causa delle innumerevoli sostanze chimiche e dei materiali coinvolti nella produzione del modulo questo ricopre percentuali superiori al 50% nella generazione degli impatti totali in tutte le categorie, ad eccezione della categoria *Land Use*. In questa categoria è infatti il consumo di suolo a causare i maggiori impatti. Si sottolinea che la voce si riferisce agli impatti generati dal cambio di destinazione d'uso a seguito della messa in opera dell'impianto.

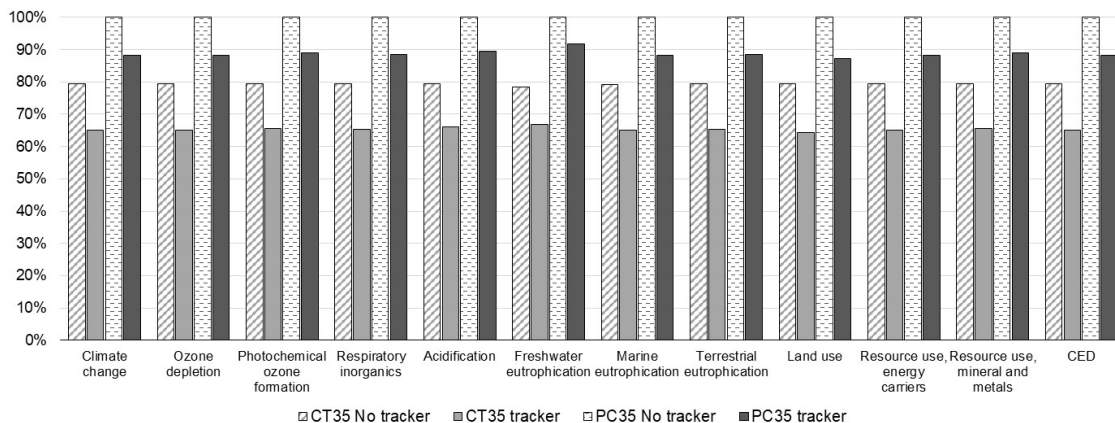


Figura 1: Confronto degli impatti ambientali associati alla produzione di 1 kWh nei quattro impianti considerati: impianto a Catania con moduli installati su struttura fissa (CT35 no tracker), impianto a Catania con tracker (CT35 tracker), impianto a Piacenza con moduli posti su struttura fissa (PC35 no tracker) e impianto a Piacenza con tracker (PC35 tracker). Il valore è ottenuto ponendo a 100% l'impatto più alto in ogni categoria.

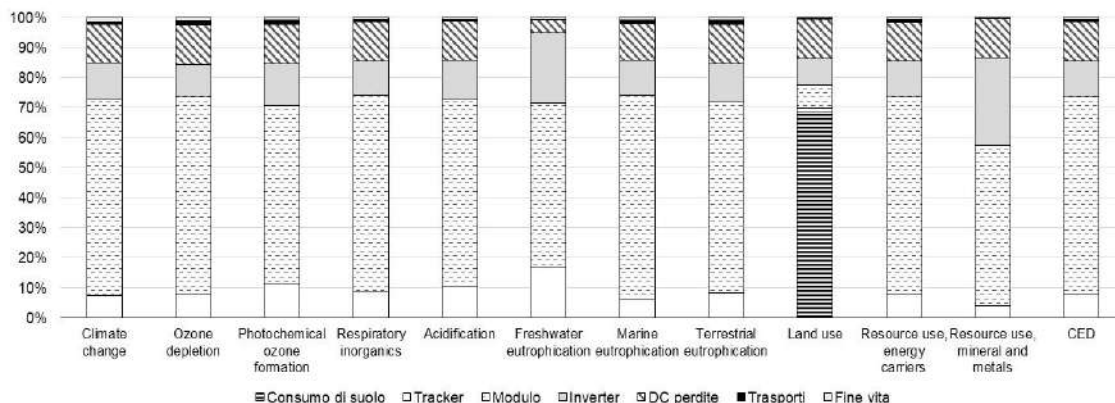


Figura 2: Contributo agli impatti relativi all'impianto fotovoltaico situato a Catania e con moduli installati su tracker. La ripartizione degli impatti è riferita alla produzione di 1 kWh immesso in rete.

5.2. Confronto impatti ambientali tra le diverse tecnologie

In Figura 3 si riporta il confronto della tecnologia in esame, impianto con moduli IBC, con altre due tecnologie fotovoltaiche innovative e presenti a livello di mercato, moduli HJT e moduli PERC. Il contributo associato all'impianto con IBC è stato fissato al 100%. Il confronto sottolinea che entrambe le tecnologie, PERC e HJT, presentano decisamente minori impatti se confrontate con la tecnologia in analisi in tutte le categorie di impatto analizzate ad eccezione della categoria *Land use*, ove la differenza agli impatti è inferiore al 15% (3% per PERC e 12% per HJT). In tale categoria il maggior contributo è associato al consumo diretto di suolo a seguito dell'installazione dell'impianto che si presenta pressoché identico per tutte le tecnologie confrontate. Per quanto concerne le altre categorie la differenza ottenuta risiede principalmente nei quantitativi di sostanze utilizzati in fase di produzione del modulo che, come sottolineato in precedenza, è il componente più oneroso dal punto di vista ambientale.

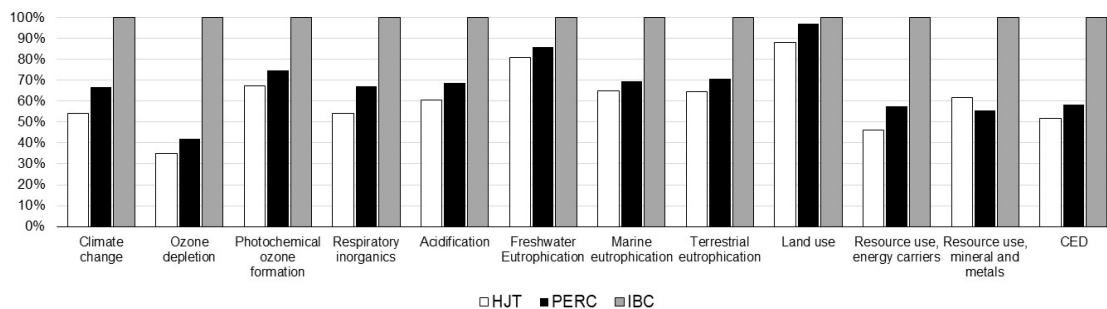


Figura 3: Differenza potenziali impatti ambientali tra l'impianto dotato di moduli IBC e due impianti, uno con moduli PERC e l'altro con moduli HJT. Il valore dell'impatto generato dall'impianto con IBC è stato posto pari al 100%

6. Conclusioni

L'analisi, condotta in un'ottica del ciclo di vita, ha permesso di verificare la reale sostenibilità ambientale dei moduli Interdigitated Back Contact (IBC), confrontata con altre due tecnologie, ovvero, i moduli Passivated Emitter and Rear Cell (PERC) e Hetero Junction Technology (HJT). Il caso studio ha riguardato la produzione energetica con un impianto fotovoltaico caratterizzato da una potenza nominale di 84,73 MW e valutato nei due siti di Piacenza e Catania. Ciò ha permesso di comprendere l'incidenza della radiazione solare sugli impatti ambientali. Inoltre, si sono valutati anche i benefici introdotti dall'utilizzo di inseguitori solari mono-assiali in sostituzione alle strutture fisse. Si sono quindi considerate due configurazioni di impianto caratterizzate dalla presenza di tracker nel primo caso e strutture fisse nel secondo.

L'analisi dei potenziali impatti ambientali mostra come una maggiore produzione energetica, correlata alla radiazione solare al suolo, caratteristica del sito di installazione, permetta un'effettiva riduzione dell'impatto dell'ordine del 20% se si considera la configurazione dell'impianto con struttura fissa e del 26% per la configurazione con tracker. Inoltre, le migliori prestazioni ambientali connesse all'utilizzo del tracker in sostituzione alla struttura fissa risultano evidenti; il tracker, grazie all'aumento della produzione energetica, permette una diminuzione degli impatti associati alla categoria *Climate change* pari al 20% per l'impianto a Catania ($1,82E-02$ kgCO₂eq tracker e $2,22E-02$ kgCO₂eq struttura fissa) e del 13% per l'impianto a Piacenza ($2,47E-02$ kgCO₂eq tracker e $2,8$ kgCO₂eq supporto fisso).

Focalizzandosi sull'analisi degli impatti ambientali generati dai diversi componenti costituenti l'impianto si evince che i maggiori oneri ambientali sono relativi alla produzione del modulo a causa degli intensivi processi di lavorazione delle materie prime e sostanze chimiche coinvolte.

Il confronto dell'impianto fotovoltaico con moduli IBC con i due impianti con moduli PERC e HJT ha dimostrato come, sebbene la tecnologia IBC vanta efficienze molto elevate, essa è caratterizzata dalle peggiori prestazioni ambientali generando un aumento considerevole degli impatti compreso tra il 3% (categoria *Land Use*) e 58% (categoria *Ozone Depletion*) rispetto alla tecnologia PERC e tra il 12% (categoria *Land Use*) e 65% (categoria *Ozone Depletion*) per la tecnologia HJT. La principale criticità che porta a tale risultato risiede nel processo produttivo del modulo, il quale apporta impatti maggiori rispetto alle altre due tecnologie. La categoria *Land use* infatti,

non essendo particolarmente interessata dall'incidenza del modulo, non ha mostrato differenze evidenti tra le tre tecnologie.

7. Bibliografia

- Danelli, A, Brivio, E, 2020. Analisi LCA di un impianto fotovoltaico piano con moduli PERC e confronto con altre tecnologie innovative. Ricerca di Sistema, RSE, n. 21007437, Milano.
- Danelli, A, Gargiulo, A, 2019. LCA di un impianto fotovoltaico piano con moduli ad eterogiunzione. Ricerca di Sistema, RSE, n. 20000493, Milano.
- Faranda, R, Gualdoni, M, Leva, S, Monaco, M, Timidei, A, 2011. Analysis of a PV System with Single-axis Tracking Energy Production and Performances. International Conference on Clean Electrical Power (ICCEP). 14-16 Giu.
- Fazio, S, Castellani, V, Sala, S, Schau, E M, Secchi, M, Zampori, L, & Diaconu, E, (2018). Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment method. European Commission.
- Fetting, C, 2020. "The European Green Deal", ESDN Report, Dic 2020, ESDN Office, Vienna.
- Frischknecht, R, Stolz, P, Heath, G, Raugei, M, Sinha, P, de Wild-Scholten, M, 2020. Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity, 3rd edition, IEA PVPS Task 12.
- ISO, 2006. ISO/IEC 14040:2006 (E) Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- ISO, 2006. ISO/IEC 14044:2006 (E) Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- MiSE, 2019. Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima.
- JRC, 2020. Photovoltaic Geographical Information System, accesso 4 Maggio 2021, < https://re.jrc.ec.europa.eu/pvg_tools/en/tools.html#PVP >.
- Zampori, L, Pant, R, 2019. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. European Commission, 248.

Comparing LCA GHG emissions of new passenger car sales of over a million battery electric vehicles and internal combustion engine vehicles in Italy

Nicolò Golinucci^{1,2}, Francesco Davide Sanvito¹, Mohammad Amin Tahavori¹, Arianna Brecciaroli¹, Matteo Vincenzo Rocco¹ and Emanuela Colombo¹

Abstract: During 2021, 1.46 million cars were sold in Italy still showing a slow recovery from pre-pandemic levels. The market share of plug-in electric cars reached 9.4%. However, the role of full-electric vehicle in decarbonizing private transport sector is still debated. In this work, a coding procedure that integrates information from multiple sources and models (such as GREET), being able to calculate life-cycle greenhouse gasses emissions for all the new Italian car registrations of 2019, has been developed. A process-based life-cycle analysis procedure has been automatized processing vehicle-specific information such as mass, power-train, brand manufacturer and fuels' emission factors. The battery electric vehicle life-cycle greenhouse emissions are already comparable to internal combustion engine vehicle ones, and, in most cases, electric powertrains totalise lower carbon footprint except for SUV segment. Considering the medium car segment, about 2 years of battery electric vehicle utilisation are enough to break even a greater manufacturing footprint of electric powertrains with respect to the corresponding internal combustion engine vehicle segment considering a regional disaggregation of the Italian country. Considering the least favourable values, the maximum travelled distance needed to make battery electric vehicles less carbon-intensive than internal combustion engine vehicle is about 13 thousand km for Utility vehicles, 38 thousand km for Small, 35 thousand km for Medium, 16 thousand km for Large and 41 thousand km for SUV. Nevertheless, even considering all the new registration from today to the next 10 years were battery electric vehicles, only half of the car stock will be relying on full-electric cars.

1. Introduction

During 2021, 1.46 million cars were sold in Italy still showing a slow recovery from pre-pandemic levels. Passenger car market sales in 2020 and 2021 respectively displayed a contraction of -35% and -31% with respect to 2019 data. Despite the overall car sales decrease, electric vehicles (EV) – i.e. cars that are equipped with any type of electric propulsion, even partial – have been witnessing a relentless rise. The yearly sale shares of electrified powertrains in the period 2019-2021 are respectively: 0.8%, 4.3% and 9.4%. In 2021, the new battery electric vehicle (BEV) – i.e.

¹ Department of Energy - Politecnico di Milano, Via Lambruschini 4, 20156, Milan, Italy

² Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Corso Magenta 63, 20123, Milan, Italy

Email: nicolo.golinucci@polimi.it

cars which are only taking electricity as a fuel – registrations amounted to 67.3 thousand units versus 11.0 thousand vehicles in 2019 [1]. The upward trend in EV adoption remarkably increased worldwide passing from 2.5% in 2019 to 4.2% in 2020. To date, the adoption of this technology is limited mainly by higher purchase costs with respect to the corresponding fossil fuel-based powertrain, range and refuelling times – still not at the level of an internal combustion engine vehicle (ICEV). Nevertheless, the stated pledges of Western governments to significantly reduce greenhouse gas (GHG) emissions is driving investments and consumer preferences towards electric vehicles. Moreover, it is worth noting the progress in cutting component costs. Relentless technological improvements are making the obstacles to the adoption of this technology less and less relevant, paving the way to a total cost of ownership comparable between BEVs and ICEVs. The possibility of making these vehicles partially or totally autonomous might reduce the costs of transport in the future, allowing a greater utilization rate of passenger vehicles, an underutilized asset to date. Despite these important advantages, the GHG emissions needed to deliver the average EV are usually higher than the corresponding average ICEV. In this regard, in Italy there is still a debate about the actual emission savings that a BEV can allow compared to an ICEV [2]. Indeed, it has been pointed out that the emissions associated with production, together with charging with a largely fossil-based electricity, may not be sufficient to reduce GHG emissions for the average Italian private transport demand.

2. Brief literature review

Many researchers performed GHG impact assessment studies regarding private passenger vehicles based on different powertrains. However, the industry of electric cars and the most expensive components needed for its realization (i.e., lithium-ion battery) are continuously evolving. This strongly impacts GHG estimations per kWh of battery capacity as highlighted by comparing several studies [3]. The authors found a range between 30 kgCO₂eq/kWh and 250 kgCO₂eq/kWh for battery capacity manufacturing showing a general trend towards smaller estimates for more recent studies. Two of the most recent and authoritative studies show the advantages of EVs over ICEVs in terms of vehicle lifecycle emissions. Hoekstra emphasizes the relevance of the assumptions underlying comparative studies, showing ~60% savings for manufacturing and driving an EV over an ICEV, implying a GHG pay-back distance within 25 thousand km [4]. A recent study by ICCT confirms this upper boundary, providing estimates for different powertrain types as well [5]. A high level of uncertainty, associated with the vehicle segment and the alternatives present within the same market, leads to a debatable quantification of the emissions actually avoided by purchasing and driving a BEV compared to an ICEV in Italy. The present study attempts to address this research question.

3. Methodology

In this study, the two main phases of a car life cycle are considered. The first one refers to the GHG footprint associated with the vehicle production while the second one includes the operational emissions. For the production stage the functional unit is the vehicle itself while, for the operational phase, 1 km of travelled distance is chosen. Every car has been assigned with a vehicle segment (*Utility, Small, Medium, Large* and *SUV*) through an algorithm based on proximity

with 10 car archetypes (one for every segment for both BEV and ICEV) described on the basis of displacement, power, and mass values.

In order to investigate the potential of BEVs in decarbonizing private transport in Italy, the GHG emissions required for the manufacturing and use of all the cars registered in 2019 have been estimated. Most of the needed information have been taken from a database openly made available by the Ministry of Infrastructure and Transport (MIT) [3].

In order to isolate the data to perform the comparison between ICEVs and BEVs, hybrid vehicles have not been considered, reducing the sample to 1.73 million vehicles. In fact, although the analysis has been conducted on hybrid vehicles as well, nothing that would enrich the debate on electrification of private transportation has emerged. For this reason, the analysis was limited to BEVs and ICEVs thus addressing the research question without including technologies that are in essence considered transitional and that would require further assumptions on real electricity to traditional fuel utilization rate. Furthermore, due to the large degree of uncertainty on lithium-ion battery lifetime and displacement impact, end-of-life emissions have been neglected in this analysis. At the time of writing, one of the largest BEV manufacturers claims to be able to derive 921 kWh from every 1'000 kWh worth of lithium battery through energy-intensive separation, enrichment and purification processes [6]. However, the amount of batteries that are taken back and recyclable is still a small fraction of what has been produced due to high actual cycle numbers and possible second life strategies.

The current study introduces two indicators computed comparing two segment-equivalent BEV and ICEV:

- the minimum travelled distance required to pay-back the extra emissions usually needed for manufacturing the BEV (PBD – pay-back distance);
- minimum ownership time required to pay-back the extra emissions usually needed for manufacturing the BEV (PBT – pay-back time);

Thanks to the spatial detail provided by the MIT database, the analysis is performed for each Italian region. Finally, 2 scenarios of BEVs adoption evolution from 2022 to 2032 are considered. The scenarios are compared in terms of avoided GHG emissions related to private passenger vehicles. The analysis aims at assessing whether the ICEV substitution with fully electric powertrains might lead to a remarkable decrease in GHG emissions at fleet level.

3.1. Manufacturing the vehicle

The GREET2 model is used to estimate the impact of vehicle production. GREET2 is a tool able to simulate vehicle cycle emission output and energy use of vehicle manufacturing cycle, and it provides a consistent life-cycle analysis platform with reliable, widely accepted methods and protocols [7]. It performs a material-based life-cycle assessment capturing raw material extraction, processing, transport, and ultimately assembly into an automobile or light-duty truck. Among the many customizable parameters, a focal role is represented by emission factors, considering battery production and assembly location. These are set based on the region where the vehicle is most likely to have been produced. Marklines database is used for estimating these values [8]. In this manner, the model provides a measure of GHGs specific to vehicle weight for two different types of material used (conventional and lightweight, which has been adopted in this analysis), powertrain and vehicle manufacturer. Each vehicle of the considered fleet is mapped according to the same parameters. Regional energy mixes assumed in vehicles' manufacture are taken from the International Energy Agency and provided to GREET2 as an input. This is impacting region

by region on production and assembly emissions which are considered on the same way across all considered powertrains. Outputs are provided on a per vehicle lifetime basis, implying values of emissions embedded in manufacturing a kWh of EV battery ranging from 22 to 54 kgCO₂eq/kWh.

3.2. Driving the vehicle

Emissions reduction targets for the Road Transport sector consider direct emissions associated with vehicle use. The value of these emissions per km is provided directly from the MIT database. However, this measure only accounts for emissions released from vehicle tailpipe (Tank To Wheel, TTW), ignoring emissions accrued to fuel cycle (Well To Tank, WTT). Fuel cycle emissions are non-negative for both BEVs and ICEVs while TTW or tailpipe emissions for BEVs are null. Estimating the emission factors strongly impacts the analysis. In addition, although the impacts associated with fossil fuels have a limited variability, great uncertainty might affect the emission factors of electricity production that is dependent on the degree of achievement of one country's decarbonization goals.

The model allows regional-based carbon intensity values (i) for the considered geography, Italy. For this research, 300 grCO₂eq/kWh has been assumed for every Italian region and has been kept constant for every driven km thus conservatively assuming no electricity mix evolution. For what concerns ICEVs, a JEC report has been used as reference both for fuel consumption and emission factors, deriving WTT and TTW emissions [9,10].

Table 1 summarizes the approach adopted in this study. In this table, m , b , and a stand for mass, manufacturer's brand, and fuel supply. Furthermore c_b^{BEV} represents the consumption of a BEV of a specific brand while f_b^{BEV} is the specific carbon footprint (in ton of CO₂eq per ton of vehicle) of the car manufactured by that same brand according to the approach explained above. The same applies for f_b^{ICEV} . Finally, c_a^{ICEV} stands for vehicle consumption characterised by its fuel supply, which is multiplied by the corresponding emission factor (ea).

Table 1. Map of the approach adopted in this study. All the mass units refer to CO₂ equivalent.

	Driving		Manufacturing [ton]
	WTT [gr/km]	TTW [gr/km]	
BEV (m,b)	$c_b^{BEV} * i$	0	$m * f_b^{BEV}$
ICEV (m,b,a)	$c_a^{ICEV} * i$	Already provided	$m * f_b^{ICEV}$

3.3. Evolution of passenger vehicle fleet

The potential of the electrification of the Italian passenger vehicle fleet from 2022 to 2032 has been assessed under the following simplifying assumptions:

- Fixed size of passenger vehicle fleet (40 million units)
- 9 thousand km driven by each car in the fleet
- New passenger vehicle registrations following a 10-years moving average pattern
- Every new registered vehicle displaced a vehicle characterized with the same emissions per km of the average car sold 10 years before [11]

Two scenarios are considered:

- *+10%BEVs*: it assumes no improvements in power system carbon intensity and an increase in the penetration of BEVs on new registration growing 10% per year
- *100%BEVs*: it assumes that 100% of new registrations are BEVs and that every year power carbon intensity decreases by 20 grCO₂eq/kWh, more than twice the current trend [4].

The code behind this analysis can be accessed at the following GitHub repository: github.com/mohammadamint/LCA_Transport_Italy.

4. Results

4.1. Lifecycle CO₂eq emissions by segment

The MIT database was expanded by adopting the methodology and assumptions described above. For each passenger vehicle registered in 2019, it is now possible to specify emissions embedded in the manufacture and linked to driving (WTT and TTW) (see Figure 1). This information can be aggregated from the 1.73 million rows to a geographic (region, province), technology (power train, fuel supply) or market (segment) perspective.

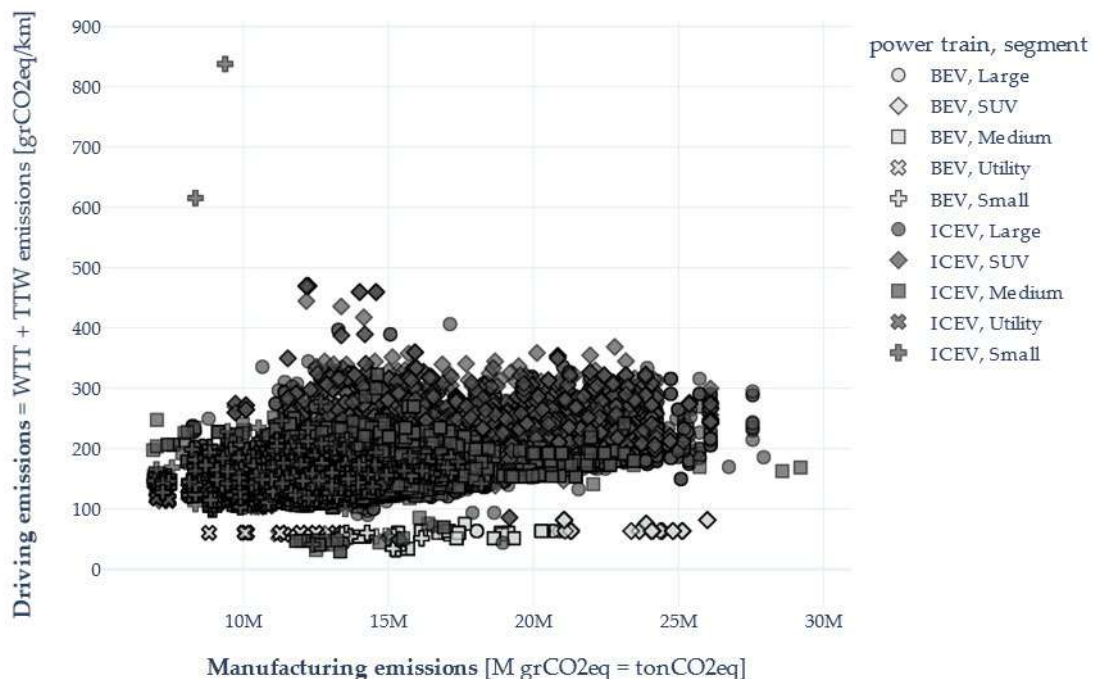


Figure 1: Driving and manufacturing GHG emissions of 1.73 million vehicles registered in Italy in 2019.

In order to clearly distinguishing between different ICEV and BEV models, the LCA emissions of these two different technologies by same market segment are shown in the Figure 2. The data reported in the figure presents variability bands that correspond to 25% and 75% of the distribution of the segment emissions. The associated variability is due to the effects of vehicle manufacturer, electricity emission factors and fuel emission factors. The median value is reported with a dashed line. Narrow variability bands of small and large BEVs are due to the market share of such segment coinciding with specific vehicle models, respectively Renault for *Small* and Tesla for

Large segments. Moreover, the figure shows the range of travelled distance for which driving a BEV might contribute less to carbon emissions with respect to a homologue ICEV. The travelled distance is varied between 0 and 75 thousand km.

Firstly, a preliminary result – in line with what has been anticipated in the literature – is observed: nearly in all cases, BEVs present between 2 and 5 tonCO₂eq more emissions embedded in the manufacturing stage.

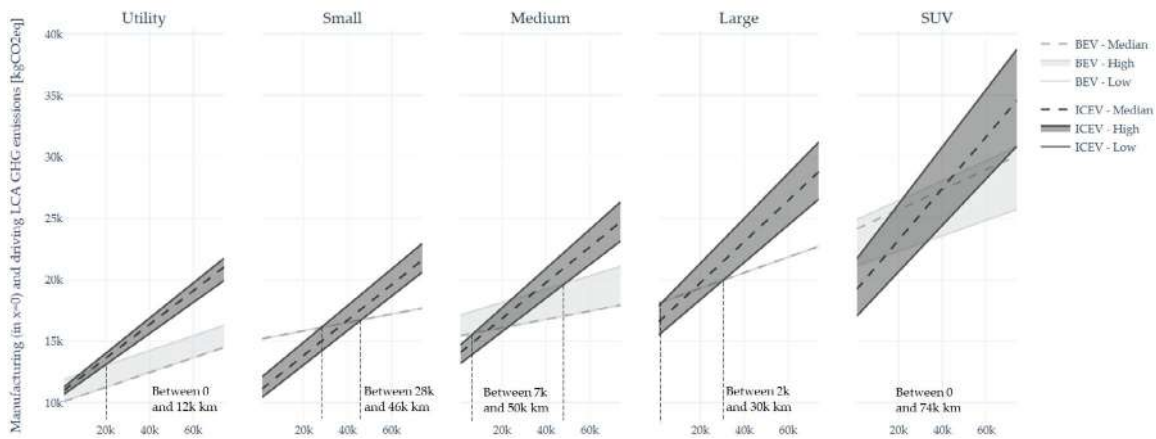


Figure 2: Emission embedded in manufacturing and driving same market segment BEV or ICEV. The x values of the intersections between the two areas identify minimum and maximum values of km to be driven to off-set the additional emission usually necessary to manufacture a BEV over a same segment ICEV.

The more the vehicle is driven, the more the difference between ICEV and BEV driving emissions become relevant over manufacturing ones. Considering the least favourable values, the maximum travelled distance needed to make BEVs less carbon-intensive than ICEV is 50 thousand km for all vehicle segments except for the *SUV* segment. Using median values the PBD is about 13 thousand km for *Utility* vehicles, 38 thousand km for *Small*, 35 thousand km for *Medium*, 16 thousand km for *Large* and 41 thousand km for *SUV*.

4.2. Carbon emissions pay-back time by region



The results consider the different number of km driven by the average car in each region. This value enables to illustrate how different shares of registered vehicles per manufacturing brand and different amounts of km driven per year can affect the assessment of PBT. Figure 3 (which can be accessed interactively here: public.flourish.studio/visualisation/8975487) shows the PBT values for each region comparing the average value for BEV and ICEV of *Medium* segment (the one with the highest share among segments at national level). For every region, medium vehicle PBT stays within 2.2 years, highlighting how the contribution of BEVs is beneficial in terms of GHG reduction already from the third year of use.

4.3. Evolution of vehicle fleet emissions

In both *+10%BEVs* and *100%BEVs* scenarios, the contribution of BEVs to the reduction of emissions released annually by the passenger vehicle fleet does not even come close to zero emissions. In 2032, emissions could be reduced by 9% and 31% with respect to 2022 levels in the *+10%BEVs* and *100%BEVs* scenario respectively. In fact, even if all new car registrations were BEVs, the majority of the remaining emissions would still need to be reduced, mainly due to a still relatively old fleet of passenger vehicles, about 52% of which would still be ICEVs by 2032. As anticipated in the literature, this consideration underscores electric vehicles potential in solving alone the problem of emission reduction in the private auto transport sector.

Multiple actions could contribute to make electric vehicle diffusion more effective in reaching the long-term goal of net zero emitting passenger vehicle fleet. In particular, increasing the number of kilometres travelled per year by vehicles with the lowest carbon intensity would avoid the issue of underutilizing highly costly to the environment technologies. This may be fostered by a large-scale development of autonomous driving, up to the development of the so called autonomous Mobility as a Service (MaaS). Moreover, given the prolonged permanence of gasoline and diesel vehicles in the Italian car stock, an important contribution could be played by bio-fuels. However, significant difficulties in the scalability of these products' volume, the uncertainty about their indirect life-cycle emission impacts and the debated availability are limiting this solution.

5. Conclusions

The current global scenario, marked by winds of war, rising cases of COVID-19 and consequent lockdowns in China (the largest producer of lithium batteries) and supply chains issues, make extremely difficult to predict how the share of BEVs in the stock of circulating cars in Italy will evolve. Nevertheless, the present analysis clarifies the positive role of BEVs in mitigating carbon emissions in private passenger segment.

The role of BEVs in decarbonizing the transport sector has been assessed by developing a coding procedure that integrates information from multiple sources and models (such as GREET), being able to calculate LCA GHG emissions for all the new Italian car registration of 2019. BEVs' LCA GHG emissions are already better than ICEV for virtually any car segment, even if uncertainties are still in place for very diverse market segment such as the one of SUV. However, considering the most bought car segment (i.e., *Medium*), circa 2 years of BEV adoption over ICEV are enough to pay-back the additional emission usually associated with BEV manufacturing for most of the Italian regions.

Yet, BEVs alone cannot make the on-road private passenger sector carbon free in the near future. Even considering all the new registration from today to the next 10 years were BEVs, more than 48% will be ICEVs. That could allow for a reduction over today's level of up to 31%, still far from net zero. This underlines the necessity of increasing the amount of km driven each year by BEVs over older and more carbon intensive ICEVs. In this challenge, autonomous driving could play a disruptive role. Finally, solution for the remaining vast majority of vehicle that will last for other 10 years should be put in place. Given the prominent role of gasoline and diesel-powered vehicles, biofuel development should be seen as an important milestone for passenger vehicle decarbonization in the transitional stages.

The analysis could be expanded, refined, and up scaled from the Italian to the European Union market. More transparent information of vehicle manufacturing data would improve the reliability of similar analysis, by relaxing a big share of needed assumptions.

6. Bibliography

- motus-e 2022. <https://www.motus-e.org/utilita/analisi-di-mercato>.
- Manca D. Roberto Cingolani: «Su ambiente, clima, energia l'Italia sia leader. Incentivi anche per auto a motore termico pulite». *Corr Della Sera* 2021.
- Stampatori D, Raimondi PP, Noussan M. Li-ion batteries: A review of a key technology for transport decarbonization. *Energies* 2020;13. doi:10.3390/en13102638.
- Hoekstra A. The Underestimated Potential of Battery Electric Vehicles to Reduce Emissions. *Joule* 2019;3:1412–4. doi:10.1016/j.joule.2019.06.002.
- Bieker G. A Global Comparison of the Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Combustion Engine and Electric Passenger Cars. 2021.
- Tesla. Impact Report 2021. 2022.
- GREET2. The Argonne National Laboratory's Systems Assessment Center n.d. <https://greet.es.anl.gov/>.
- Marklines 2021. <https://www.marklines.com/>.
- Prussi M, Yugo M, De Prada L, Padella M, Edwards R, Lonza L. JEC Well-to-Tank report v5. 2020. doi:10.2760/959137.
- Prussi, M., Yugo, M., De Prada, L., Padella, M., Edwards, R., Lonza L. WELL-TO-TANK (WTT) Report. Version 4a. 2014. doi:10.2790/95629.
- ICCT Europe. *European Vehicle* 2021:105.

LCA della logistica urbana

Andrea Temporelli¹, Paola Cristina Brambilla¹, Elisabetta Brivio¹, Benedetta Marmiroli¹, Pierpaolo Girardi¹

Abstract: Negli ultimi anni la diffusione dell'e-commerce ha favorito anche l'espansione della logistica di ultimo miglio, la quale sta assumendo sempre più un ruolo chiave nel processo di decarbonizzazione delle città e di miglioramento della qualità della vita dei cittadini. Per valutare i possibili impatti e benefici ambientali, connessi alla consegna merce di ultimo miglio, si è realizzato il presente studio LCA: l'obiettivo è quello di confrontare diversi veicoli (e-cargobike, furgone elettrico, ibrido plug-in, diesel) valutandone le prestazioni lungo l'intero ciclo di vita.

1. Introduzione

Il settore dei trasporti contribuisce per il 25% alle emissioni di gas climalteranti dell'Unione Europea e si stima che circa il 23% di tali emissioni sia dovuto al traffico urbano (European Environmental Agency EEA, 2019). Il trasporto merci incide per il 25% delle emissioni di CO₂ in area urbana e per più del 50% delle emissioni di particolato (Lebeau et al, 2015). Il target fissato dal Green Deal Europeo di impatto climatico zero entro il 2050 (European Commission, 2019) implica una riduzione del 90% delle emissioni di gas a effetto serra legate ai trasporti entro il 2050, obiettivo sfidante che può essere raggiunto grazie all'elettrificazione dei trasporti. In ambito urbano, la logistica dell'ultimo miglio sta assumendo un ruolo sempre più determinante, anche a causa della forte diffusione del commercio elettronico (e-commerce). Infatti, oltre a contribuire in modo sostanzioso al cambiamento climatico, ha il potenziale per acuire problematiche quali l'inquinamento e la congestione che impattano direttamente sulla qualità della vita dei cittadini (Bosona, 2020). Diventa dunque fondamentale individuare nuove tecnologie e nuove strategie che consentano di rendere sostenibili le attività legate alla logistica dell'ultimo miglio. Tra le possibili soluzioni, un contributo significativo può arrivare dall'elettrificazione delle flotte urbane per la consegna delle merci e dall'introduzione di mezzi alternativi, come ad esempio le bici cargo a pedalata assistita. In questo contesto, l'utilizzo del Life Cycle Assessment per la valutazione di opzioni alternative gioca un ruolo fondamentale, poiché permette di identificare i possibili benefici e gli impatti delle diverse tecnologie.

In questo quadro, il presente studio intende investigare le prestazioni di furgoni elettrici, diesel, ibridi plug-in e quadricicli a pedalata assistita per il servizio di consegna della spesa a domicilio, in un'ottica LCA. Allo scopo di ottenere dei risultati il più possibile aderenti con la realtà, sono state realizzate due attività sperimentali: la prima volta a misurare i consumi di una cargo-bike a pedalata assistita utilizzata da un operatore di logistica nella città di Padova; la seconda per misurare le emissioni e i consumi reali su strada di furgoni con diverse motorizzazioni. Entrambe le attività hanno fornito dati primari che sono stati utilizzati nella modellazione LCA dei mezzi.

¹ Ricerca Sistema Energetico – RSE SpA
Email: andrea.temporelli@rse-web.it

2. Obiettivo

L'obiettivo del presente studio è quello di effettuare un confronto delle prestazioni di veicoli commerciali (furgoni) elettrici, diesel, ibridi plug-in e quadricicli a pedalata assistita (e-cargobike) per il servizio di consegna della spesa a domicilio.

L'unità funzionale ritenuta più idonea è un km percorso per una missione tipo di consegna in città. Inoltre, poiché in area urbana i veicoli commerciali hanno un tasso di riempimento inferiore al 20% (MIT, 2020), si può supporre che i furgoni e la e-cargobike siano equivalenti ai fini del servizio fornito.

La valutazione degli impatti è stata condotta secondo un'ottica Cradle to Grave, includendo tutte le fasi del ciclo di vita: estrazione e lavorazione delle materie prime, lavorazione dei componenti e produzione dei veicoli, approvvigionamento dei vettori energetici, fase d'uso, manutenzione e fine vita dei veicoli.

Per quanto riguarda i processi di allocazione, si è optato per un approccio Cut-off, con la sola eccezione delle batterie per le quali si è considerato il riciclo dei materiali a fine vita ed un credito ambientale per le materie prime seconde generate dal processo stesso.

La valutazione degli impatti ambientali è avvenuta adottando gli indicatori midpoint e i relativi modelli di caratterizzazione proposti dal metodo Environmental Footprint Impact Assessment Method (EF Method) sviluppato dal Joint Research Centre (Fazio et al, 2018; Zampori and Pant, 2019). In base all'obiettivo del presente studio e coerentemente con la letteratura esistente (Morgan-Price et al, 2020), tra le quattordici categorie proposte dal metodo si sono selezionate tre categorie focalizzate sull'ambiente, tre sulla salute umana e due sul consumo di risorse: Climate change; Photochemical ozone formation; Acidification terrestrial and freshwater; Respiratory inorganics; Non-cancer human health effects; Cancer human health effects; Resource use, energy carriers; Resource use, mineral and metals.

Il database Ecoinvent v3 (Wernet et al, 2016) è stato utilizzato nello studio quale fonte principale per i dati di background (dati secondari). Il sistema è stato modellato utilizzando il software SimaPro.

Infine, per la caratterizzazione di alcune fasi di vita dei veicoli analizzati, contrariamente alla maggior parte degli studi di letteratura, sono stati utilizzati dati primari derivati da sperimentazioni messe a punto allo scopo di ottenere informazioni utili alla modellazione.

3. Inventario

Lo studio LCA è caratterizzato da dati primari, prodotti grazie al monitoraggio di una e-cargobike affidata a un operatore di logistica. Il veicolo è stato utilizzato per le consegne di ultimo miglio per un periodo di 18 mesi. La e-cargobike analizzata è dotata di una batteria che garantisce un'autonomia di circa 60 km e possiede una capacità di carico del mezzo superiore a 250 kg. Questo permette una comparabilità con i furgoni di piccola taglia considerati nello studio (Nissan e-NV200 e Ford Transit Connect). Infatti, come già accennato in precedenza, tali furgoni non circolano mai a pieno carico.

Inoltre, il produttore del quadriciclo ha condiviso il Bill of Materials (BoM) del mezzo, grazie al quale è stato possibile modellare la fase di produzione dello stesso: per ogni componente è stato fornito il peso, la natura dei materiali, il numero di pezzi e la nazione in cui sono stati prodotti. La maggior parte dei componenti coinvolti nel ciclo produttivo sono forniti da produttori europei e asiatici. Una volta acquistati, i pezzi sono assemblati manualmente presso l'officina

dell'azienda produttrice del mezzo. Tale processo non prevede l'utilizzo di macchinari particolarmente energivori. Per quanto riguarda la modellazione delle fasi di estrazione e lavorazione delle materie prime, nonché i consumi e le specifiche relative al processo produttivo scelto, si è fatto riferimento alle informazioni contenute all'interno del database Ecoinvent. Grazie alle informazioni fornite dal produttore della e-cargobike, relative al luogo di produzione di ogni singolo componente del veicolo, è stato possibile identificare i dataset di Ecoinvent più adatti a modellare i processi di produzione e lavorazione.

La batteria è stata modellata in accordo con le informazioni ricavate dalle attività di Ricerca di Sistema (RdS) 2020 relative a sistemi di accumulo stazionario (Carvalho et al, 2021).

Per il monitoraggio della fase d'uso del quadriciclo sono stati installati a bordo del mezzo un GPS, che permette di tracciare i percorsi e ricavare informazioni relative alle consegne, e uno smartphone, che consente di caricare i dati GPS registrati su un cloud accessibile da remoto. Le informazioni relative ai consumi energetici della e-cargobike in fase di ricarica sono state raccolte grazie a un sistema di monitoraggio che trasmette quotidianamente i dati energetici misurati. Il dispositivo installato ribattezzato MOSCA (MONitoring System for CArgobike) è posizionato tra la batteria del veicolo e la presa elettrica, riuscendo in questo modo a misurare l'energia erogata alla e-cargobike. Grazie a una connessione internet, i dati sono inviati a un server dove è possibile accedervi e scaricarli. Il monitoraggio ha permesso di ricavare le informazioni necessarie per modellare la fase d'uso della e-cargobike, stimando la distanza media giornaliera percorsa (25,5 km/giorno) e il consumo medio giornaliero della batteria (0,54 kWh/giorno).

Sebbene non si siano trovati riferimenti in letteratura, a titolo conservativo si è supposto che durante la fase d'uso, la e-cargobike possa generare emissioni di particolato dovute all'usura degli pneumatici e dei freni. Tale fenomeno è direttamente proporzionale al peso totale del veicolo, dato dalla somma delle masse della e-cargobike (80 kg), dell'operatore (80 kg) e della merce trasportata (200 kg) (Simons, 2016).

Il vettore energetico utilizzato dalla e-cargobike nella fase d'uso è stato modellato in accordo con il mix italiano aggiornato al 2018 (dato consolidato più recente), così come definito nell'ambito del progetto RdS Scenari (Carvalho et al, 2022).

Per modellare la fase di manutenzione del mezzo, si sono considerati tutti gli interventi di tipo ordinario, in linea con le informazioni presenti in letteratura e ricavate dal manuale utente fornito dall'azienda produttrice. Inoltre, si è ipotizzato uno scenario, Cargobike SC1, in cui è prevista una sostituzione della batteria. In letteratura non sono presenti informazioni univoche relative al numero di chilometri o anni oltre il quale è necessario procedere alla sostituzione della batteria. Infatti, la maggiore o minore durata del sistema di accumulo dipende da diversi parametri e dallo stress cui è sottoposta la batteria durante la fase d'uso. Per tale motivo, nello scenario modellato si è scelto di considerare una sostituzione a metà della vita utile del veicolo (ovvero dopo tre anni).

Per quanto riguarda il fine vita, il veicolo è inizialmente smontato e i diversi componenti sono suddivisi in base ai materiali che li compongono, in linea con le informazioni ricavate dal Report rifiuti speciali 2020 (ISPRA, 2020) e dai consorzi dedicati.

Fa eccezione il fine vita della batteria, che è stato modellato, come nel caso della produzione, facendo riferimento alle informazioni contenute nel dataset sviluppato per il progetto RdS accumulo stazionario (Carvalho et al, 2021). La creazione di un dataset ad hoc ha consentito di ottenere un modello preciso riguardante il recupero e i trattamenti delle singole parti del componente. Inoltre, considerata la presenza di metalli nobili, i cui processi di lavorazione risultano

particolarmente intensivi, si è ritenuto opportuno considerare i benefici connessi al riciclo dei materiali costituenti la batteria.

Infine, i consumi di materia ed energia per il processo di smontaggio del veicolo sono stati opportunamente modellati in base ai dataset disponibili nel database Ecoinvent.

Per confrontare le prestazioni della e-cargobike si è realizzata anche un'altra sperimentazione con l'obiettivo di determinare le emissioni allo scarico e i consumi energetici di tre tipologie di furgoni: elettrico, diesel, ibrido plug-in.

Questi tre veicoli sono stati testati su dei percorsi reali di consegna merce, dedotti dal progetto Sharing Cities (www.sharingcities.eu) e durante la simulazione di consegna si sono misurate le emissioni allo scarico dei veicoli a combustione interna, mediante l'utilizzo della strumentazione PEMS (Portable Emissions Measurement System). Questa attività ha permesso di caratterizzare la fase d'uso dei mezzi con dati primari che si riferiscono all'uso reale su strada e non a cicli di omologazione. Inoltre, i veicoli sono stati successivamente testati in laboratorio, su banco dinamometrico a rulli, su un ciclo determinato a partire dalle velocità rilevate durante il percorso su strada al fine di determinare le emissioni non rilevabili su strada (NH_3 , N_2O).

La fase di produzione dei furgoni è stata modellizzata utilizzando i dati di GREET (Burnham et al, 2006). GREET (Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Technologies Model) è un modello per calcolare il consumo energetico e le emissioni di diverse configurazioni di veicoli, sponsorizzato dal dipartimento americano dell'Energia (U.S. DOE). Per modellare i veicoli in Simapro sono stati scelti i modelli Pick-Up Truck nelle tre configurazioni (ICEV, EV, PHEV). Di questi si riprende la composizione, mentre il peso finale è scalato in base al peso reale dei veicoli in esame.

Per la fase d'uso dei furgoni, si sono considerati i dati primari ottenuti grazie alla sperimentazione realizzata in campo. I consumi di carburante sono stati rilevati su strada, tramite misura del biossido di carbonio, mentre i consumi elettrici in ricarica dei veicoli elettrico e plug-in sono stati rilevati mediante un dispositivo simile al sistema di monitoraggio MOSCA. Così come per la e-cargobike, il vettore energetico utilizzato dai furgoni elettrico e plug-in nella fase d'uso è il mix medio italiano aggiornato al 2018, definito nell'ambito del progetto RdS Scenari (Carvalho et al, 2022).

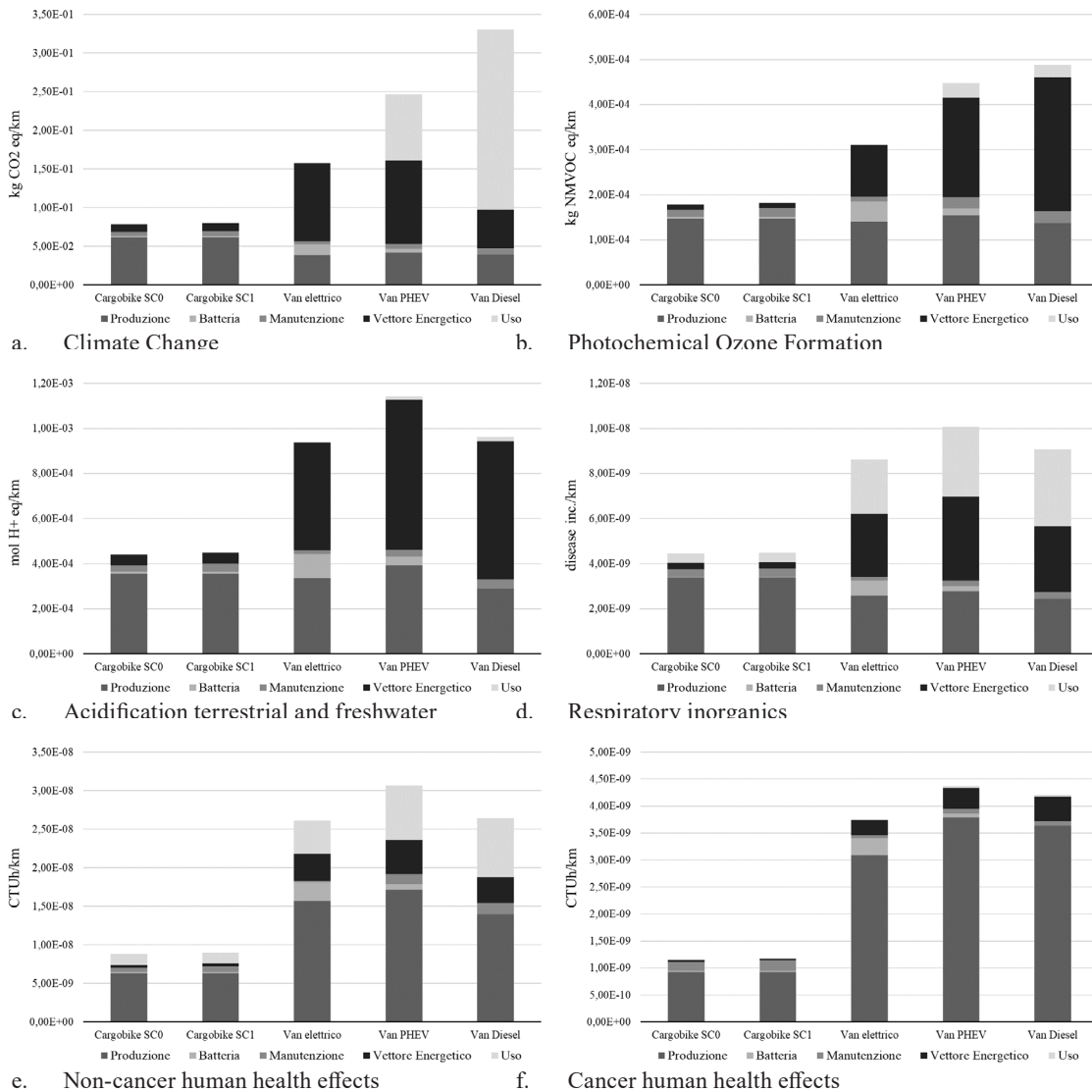
Benzina e diesel, consumati dai mezzi a combustione interna, sono modellati a partire dal mix italiano di importazione del petrolio (MiSE, 2019; MiSE, 2020).

I dataset di manutenzione dei veicoli considerano la sostituzione di pneumatici, oli, fluidi e per il van diesel della batteria. I dati derivano in parte da GREET (Burnham, 2012), in parte da Ecoinvent v3 (Wernet et al, 2016). Gli impatti legati alla sostituzione della batteria al piombo e ai consumi elettrici imputabili al processo di manutenzione sono stati ricavati da Ecoinvent, riproponendo i valori rispetto alla vita utile dei veicoli.

Per quanto riguarda la batteria del furgone elettrico, si ipotizza che la sua vita utile sia pari alla vita utile del van, ovvero 240.000 km (Girardi et al, 2020). Il costruttore, infatti, garantisce la batteria per 160.000 km, valore oltre il quale la capacità nominale è pari all'80% del valore iniziale. Con questa capacità ridotta, tuttavia, l'autonomia del veicolo si riduce del 20% circa (Saxena et al, 2015), garantendo comunque un'autonomia sufficiente ad effettuare un servizio giornaliero di consegne, stimato in circa 60 km. Il dato è stato ricavato dalla sperimentazione effettuata nel progetto europeo Sharing Cities, di cui RSE è partner (Eurocities, 2021). Non è quindi prevista alcuna sostituzione della batteria lungo il ciclo di vita del van. La rappresentazione LCA del fine vita dei furgoni si basa su una rassegna degli studi di letteratura che trattano dei processi di triturazione e post-triturazione (Brambilla et al, 2022).

4. Analisi dei risultati

Nei grafici seguenti sono mostrati i risultati della fase di valutazione degli impatti potenziali per i mezzi analizzati. Si riportano i risultati di entrambi gli scenari considerati per la e-cargobike: senza sostituzione della batteria (Cargobike SC0) e con sostituzione della batteria (Cargobike SC1). Per ciascuna categoria di impatto è mostrato il confronto tra i mezzi evidenziando il contributo per fase: la voce Produzione include gli impatti connessi alla produzione e fine vita dei mezzi; la voce Batteria considera la produzione e il fine vita delle batterie utilizzate dai mezzi elettrici; la voce Manutenzione comprende i processi di manutenzione dei mezzi considerati (per la e-cargobike, nello scenario SC1, questa fase comprende la sostituzione della batteria); la voce Vettore energetico include l'approvvigionamento dei vettori energetici (energia elettrica, diesel e benzina), comprensivo di tutte le fasi del ciclo di vita; la voce Uso si riferisce alla fase d'uso dei mezzi, considerando per quelli elettrici le emissioni da usura (non exhaust) e nel caso dei mezzi con motore endotermico, anche le emissioni dirette (exhaust).



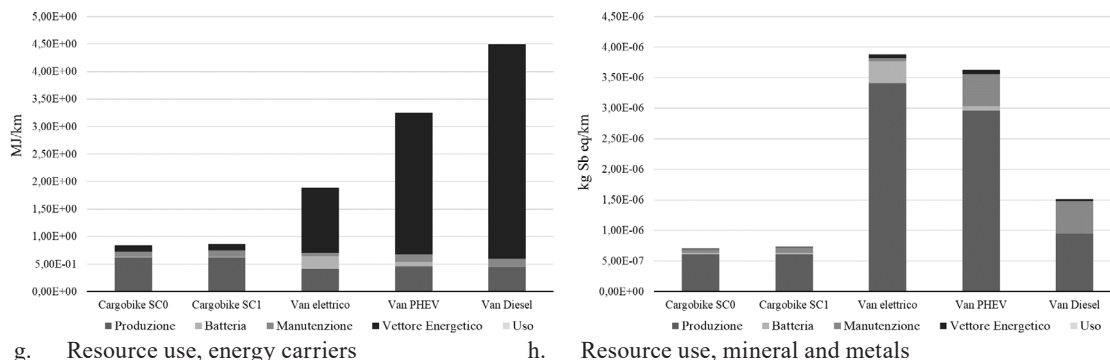


Figura 1 – Impatti ambientali potenziali dei veicoli analizzati, per le categorie di impatto considerate. Valori riferiti al km percorso per il servizio di consegna merci di ultimo miglio.

In generale, per tutte le categorie di impatto la e-cargobike ha le migliori prestazioni ambientali. Inoltre, gli oneri ambientali generati dai due scenari con e senza sostituzione della batteria sono molto simili. La categoria di impatto Resource use, mineral and metals mostra le differenze più consistenti (4% sull'intero ciclo di vita e 31% se si considera la sola fase di manutenzione) a causa del maggiore consumo di risorse per la sostituzione della batteria.

Relativamente alla categoria di impatto Climate Change, la e-cargobike presenta i valori più bassi dell'indicatore (79 e 80 gCO₂eq/km rispettivamente per Cargobike SC0 e Cargobike SC1). Il furgone diesel è caratterizzato dalle prestazioni peggiori, con 331 gCO₂eq/km, di cui 234 gCO₂eq/km riconducibili alla fase d'uso. Il furgone elettrico mostra un valore dell'indicatore di 158 gCO₂eq/km, mentre il furgone ibrido plug-in si colloca in posizione intermedia tra diesel ed elettrico, con 246 gCO₂eq/km. Le consistenti emissioni di CO₂eq del furgone plug-in sono dovute al contributo della fase d'uso, poiché il funzionamento in modalità ibrida contribuisce per 85 gCO₂eq/km. Per la e-cargobike, si osserva un'elevata incidenza dovuta alla fase di produzione, a causa dei processi intensivi di lavorazione della fibra di carbonio (molti componenti, tra cui il telaio, contengono questo materiale). Inoltre, rispetto agli altri veicoli, tale fase si presenta più impattante, a causa della minor vita utile del veicolo (6 anni, corrispondenti a 33.620 km per la e-cargobike contro i 240.000 km per i furgoni). Considerando le fasi di produzione di veicolo e batteria, il furgone elettrico mostra i valori più elevati, proprio a causa del contributo dovuto alla batteria.

Considerazioni analoghe valgono per la categoria di impatto Photochemical Ozone Formation. In questo caso, incidono le emissioni di NMVOCeq imputabili ai consumi energetici in fase di produzione di veicolo e batteria.

Nella categoria di impatto Acidification terrestrial and freshwater, la presenza sia del motore elettrico che del motore endotermico apporta un elevato contributo alla fase di produzione, rendendo il furgone plug-in quello caratterizzato dalle peggiori prestazioni. Il contributo alla categoria di impatto della fase di approvvigionamento del vettore energetico per il furgone plug-in risulta più elevato di quello del furgone diesel, a causa degli effetti congiunti di benzina e vettore elettrico.

Anche per la categoria di impatto Respiratory inorganics, il furgone plug-in è il veicolo con le prestazioni peggiori, provocate dalle maggiori emissioni di particolato per la fase di approvvigionamento dei vettori energetici (benzina ed elettricità) e per la fase d'uso (emissioni dirette e da usura). Nel caso del veicolo plug-in, non sono stati considerati gli effetti della frenata rigenerativa per via di una insufficiente letteratura al riguardo. Per questo motivo, le emissioni non exhaust del

furgone plug-in, modellate in funzione del peso, sono del tutto paragonabili a quelle del furgone diesel.

Relativamente alla tossicità umana (Non-cancer human health effects e Cancer human health effects), si osserva per i furgoni un impatto potenziale molto elevato dalla fase di produzione, superiore all'80% per tutti i casi analizzati. Ciò è riconducibile alle emissioni di cromo derivanti dalla lavorazione dei metalli, soprattutto acciaio e alluminio. Nei furgoni con motore elettrico, un contributo non trascurabile proviene anche dalla produzione delle componenti elettroniche (inverter, controller e circuiti stampati).

Per la categoria di impatto Resource use, energy carriers, il furgone diesel mostra le prestazioni peggiori e il contributo dovuto all'approvvigionamento del vettore energetico risulta evidente. Infatti, l'86% del valore dell'indicatore proviene dai processi di estrazione del petrolio e in particolare dalla produzione di petrolio extra europeo (63%). Per il furgone elettrico, gli impatti sono legati al consumo di gas naturale (45%) e carbone (25%) presenti nel mix elettrico. La e-cargobike ha minori impatti grazie alla presenza della pedalata che riduce notevolmente i consumi energetici.

Infine, la categoria di impatto Resource use, mineral and metals mette in luce come il furgone elettrico abbia prestazioni critiche proprio in relazione al consumo di risorse. Il valore dell'indicatore è influenzato notevolmente dai minerali preziosi (ad esempio oro) presenti nelle componenti elettroniche e per i quali il fattore di caratterizzazione è particolarmente elevato.

5. Conclusioni

L'analisi degli impatti ambientali generati dalla logistica dell'ultimo miglio mostra come l'impatto potenziale della e-cargobike sia sempre inferiore rispetto a quello degli altri mezzi, a parità di servizio offerto. La sostituzione della batteria nel ciclo di vita della e-cargobike non pregiudica le migliori prestazioni del mezzo.

Qualora il tipo di servizio offerto non permetta di utilizzare delle bici a pedalata assistita, si nota come il furgone elettrico mostri prestazioni migliori rispetto al furgone diesel per categorie di impatto quali Climate Change, Photochemical Ozone Formation, Non-cancer human health effects, Cancer human health effects, Resource use, energy carriers, Respiratory inorganics, Acidification terrestrial and freshwater.

L'autonomia della batteria del furgone elettrico (250 km) non costituisce un limite per questo mezzo nell'ambito di questo studio, poiché è ben superiore al percorso medio giornaliero di consegna (60 km circa). Il furgone diesel ha i maggiori impatti potenziali per le categorie di impatto Climate Change, Photochemical Ozone Formation, Resource use, energy carriers ma ha prestazioni migliori del furgone plug-in per Non-cancer human health effects, Cancer human health effects, Acidification terrestrial and freshwater, Respiratory inorganics. Questo è legato al fatto che il furgone plug-in, per un uso esclusivamente urbano, risulta spesso penalizzato dal sommarsi degli impatti della doppia alimentazione (vettore energetico e produzione di motore elettrico ed endotermico).

Focalizzando l'attenzione sulla decarbonizzazione della logistica dell'ultimo miglio, la sostituzione di un furgone diesel con un furgone elettrico comporta una riduzione di emissioni climalteranti pari a 173 g CO₂/km. Questo valore sale a 250 g CO₂/km se si sostituisce il furgone diesel con una e-cargobike.

6. Bibliografia

- Bosona, T, 2020. Urban freight last mile logistics—challenges and opportunities to improve sustainability: a literature review. *Sustainability*, vol. 12, no. 21, p. 8769.
- Brambilla, P, C, Temporelli, A, Mela, G, Molocchi, A, Brivio, E, Marmioli, B, 2022. LCA della mobilità urbana dalle persone alle merci. 21010643. Rapporto di Ricerca di Sistema.
- Burnham, A, Wang, M and Wu, Y, 2006. Development and applications of GREET 2.7--The Transportation Vehicle-CycleModel. Argonne National Lab.(ANL), Argonne, IL (United States).
- Burnham, A, 2012. Updated vehicle specifications in the GREET vehicle-cycle model. Argonne National Laboratory.
- Carvalho, M. L., Temporelli, A., & Girardi, P. (2021). Life cycle assessment of stationary storage systems within the Italian electric network. *Energies*, 14(8), 2047.
- Carvalho, M. L., Marmioli, B., & Girardi, P. (2022). Life cycle assessment of Italian electricity production and comparison with the European context. *Energy Reports*, 8, 561-568.
- Eurocities, Sharing Cities [Online]. Available: <http://www.sharingcities.eu/>. [Accessed 3 Marzo 2021].
- European Commission, A European Green Deal [Online]. Available: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en#documents.
- European Environmental Agency EEA, 2019. The first and last mile — the key to sustainable urban transport - Transport and environment report 2019. Office of the European Union, Report No 18/2019.
- Fazio, S, Castellani, V, Sala, S, Schau, E, Secchi, M, Zampori, L, Diaconu, E, 2018. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods. EUR 28888 EN, European Commission, Ispra, JRC109369.
- Girardi, P., Brambilla, C., & Mela, G. (2020). Life cycle air emissions external costs assessment for comparing electric and traditional passenger cars. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(1), 140-150.
- Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca, 2020. Rapporto rifiuti speciali.
- Lebeau, P, De Cauwer, C, Van Mierlo, J, Macharis, C, Verbeke, W, and Coosemans, T, 2015. Conventional, hybrid, or electric vehicles: which technology for an urban distribution centre?. *The Scientific World Journal*, vol. Vol. 2015, no. 11 pages, p. Article ID 302867.
- Ministero dello Sviluppo Economico, 2019. Produzione nazionale di idrocarburi - anno 2019.
- Ministero dello Sviluppo Economico, 2020. La situazione energetica nazionale nel 2019.
- Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, 2020. La logistica urbana in una visione integrata.
- Morgan-Price, S, Jöhrens, J, Haye, S, Helms, H, Amaral, S, Bauen, A, Abdalla, N, Bates, J, Harris, A, Nokes, T, Cotton, E, Ziem-Milojevic, S, Biemann, K, Fehrenbach, H, Sim, C, Hill, N, German, L, 2020. European Commission - Determining the environmental impacts of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA.
- Saxena, S, Le Floch, C, MacDonald, J, Moura, S, 2015. Quantifying EV battery end-of-life through analysis of travel needs with vehicle powertrain models. *Journal of Power Sources*, p. 265:276.

- Simons, A, 2016. Road transport: new life cycle inventories for fossil-fuelled passenger cars and non-exhaust emissions in ecoinvent v3. *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, pp. 1299-1313.
- Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno Ruiz, E, Weidema, B, 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Ass.*, vol. 21, no. 9, p. 1218–1230.
- Zamperi, L and Pant, R, 2019. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF). JRC Technical Reports.

End-of-life scenarios of a Parabolic Concentrated Solar Power system

Federico Rossi¹, Riccardo Basosi¹, Adalgisa Sinicropi¹, Maria Laura Parisi¹

Abstract: Concentrated Solar Power plants are energy systems aimed at the production of electric and thermal energy. The Life Cycle Analysis of these energy systems is a trending topic in current research as many studies appeared in the scientific literature recently. However, the end of life of these plants is generally not deeply analyzed in those papers. Therefore, the focus of this work is the definition of several scenarios differing for the recycling level of various materials to provide a careful environmental evaluation of the end-of-life phase. The results show that, while Climate Change is slightly affected by the waste treatment scenario, other indicators such as Minerals and metals depletion can change drastically as a function of the recycling rates. Particularly, the recycling of silver turns out to be extremely important to mitigate the environmental burdens of the system.

1. Introduction

Concentrated Solar Power (CSP) systems represent an attractive solution to produce sustainable energy through the conversion of solar energy. These power plants use mirrors to reflect solar rays onto an absorbing surface thus increasing the temperature of a heat transfer fluid (Caldés and Lechón, 2021). The heat collected by the solar field can be used for thermal applications or it can be converted to electricity by a steam cycle. Moreover, thermal storage and auxiliary boilers allow for a full-time operation of the power plant (Caldés and Lechón, 2021). As reported in a review study presented at the former edition of this conference (Rossi et al., 2021), the Life Cycle Analysis (LCA) of CSP systems has attracted increasing interest in the scientific literature in past years. However, some literature gaps still exist, such as the availability of primary life cycle inventories from existing plants. Moreover, a careful evaluation of these systems' end-of-life phase is missing. For instance, several authors like (Li et al., 2019) do not consider any kind of disposal scenario. Differently, (Gasa et al., 2021) and (Klein and Rubin, 2013) include only the decommissioning of the plant in the system boundaries whereas (Desideri et al., 2013) propose a scenario where all wastes are landfilled. On the other hand, Turchi and coworkers (Burkhardt et al., 2011; Whitaker et al., 2013) and Corona et al. (Corona et al., 2016, 2014) evaluate the impacts of recycling. More specifically, they adopt environmental credits to estimate the advantages of recovering secondary materials, which allows avoiding the extraction of virgin resources. Nevertheless, these authors do not describe in detail the methodological approach used for the modeling of the end-of-life treatments and they do not consider the contribution of recycling and disposal when analyzing the results.

¹ Università degli studi di Siena
Email: federico.rossi3@unisi.it

In this study, one of the LCA analyses considered in the literature review (Rossi et al., 2021) is selected, namely the paper published by Corona et al. (Corona et al., 2014) presenting an environmental assessment of the Ibersol power plant, a 50 MWe parabolic trough system installed in Ciudad Real (Spain). Corona et al. (Corona et al., 2014) provide a detailed reproducible inventory that involves the construction, the operation, and the decommissioning of the power plant. However, the latter is addressed without providing a detailed analysis of the impacts due to recycling and disposal. Grounding on the data available from that paper, in this work we report the activity aimed at modeling an LCA system that considers different end-of-life scenarios for all the construction materials of the plant.

2. Methodology

This paper focuses on the end of life stage of a 50 MWe CSP power plant named Ibersol, composed of the following subparts (Corona et al., 2014):

- Solar field: a reflecting system composed of parabolic glass mirrors, mounted in stainless steel structures, concentrates the solar light onto a glass tube where synthetic oil flows as a heat transfer fluid.
- Power block: a steam cycle composed of pumps, pipes, heat exchangers, and a turbine that converts thermal energy to electricity; at least an auxiliary boiler burning natural gas is necessary for the plant's start-up operations.
- Thermal storage: molten salts are accumulated in steel tanks to store the heat collected by the system thus disconnecting the electricity production from the solar radiation availability in time.
- Facilities: large power plants like Ibersol require the construction of the main building containing offices.

The goal of this cradle-to-grave analysis is to evaluate the environmental impacts of the CSP plant Ibersol. More specifically, this study aims to identify, through the definition of several scenarios, the potential environmental benefits of recycling in CSP power plants. Such comparative assessment allows to identify what classes of materials can provide the highest contribution to mitigate the environmental burdens of the system. The functional unit (FU) set for the analysis is 1 MWh of electricity produced by the plant. In the proposed LCA model, the advantage of recycling compared to landfilling is the possibility of getting environmental credits to avoid the impacts of the extraction of primary resources.

In order to construct the model, we reproduced the Life Cycle Inventory (LCI) data provided by Corona et al. (Corona et al., 2014) as supporting information. This document collects a set of primary information about the materials contained inside the plant that are used to create a specific end of life model. Figure 1 shows that most of the materials contained by the system are inert such as gravel sand and concrete. Moreover, steel is also largely present in the power plant as a construction material of the mirror structures and of the piping infrastructure; a relevant amount of glass is also present in the solar field mirrors.

The end-of-life phase is modeled assuming two steps. Firstly, the power plant is decommissioned, which includes the demolition of the buildings and the separation of the components that are transported to a collection site. The processes involved in this operation are defined according to the inventory outlined by Corona et al. (Corona et al., 2014). Then, after the decommission-

ing step, all materials are treated separately: for all of them, the mass percentage that is sent to recovery is defined as the recycling rate, whereas the remaining part is landfilled or incinerated.

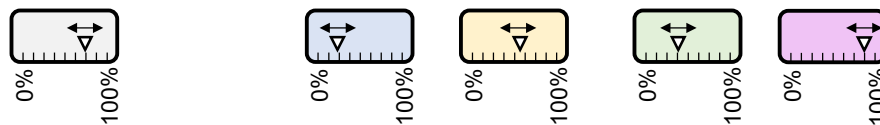
Materials are categorized into several classes: metals, copper, rockwool, plastics, and precious metals that can be recycled or disposed, depending on the recycling rate, which is set considering different scenarios. The category of metals includes steel, aluminium, copper, whereas silver belongs to the precious metals category. Recycling the above listed materials is quite straightforward as they can be remelted to manufacture new products. Waste glass can be treated to produce cullets that can be used for the manufacturing of new products. Dedicated recycling facilities can also recover rockwool.

On the other hand, the inerts, the heat transfer fluid, and molten salts are not recovered since their recycling is not technically feasible or economically convenient. Specific landfills are commonly used to dispose inert materials like sand, gravel, and concrete. Differently, oil and molten salts are commonly considered hazardous materials and are incinerated. The percentage of silver that is not recycled is also considered hazardous waste according to the literature (Biomedical Wastes Services, 2017).

Variable recycling rate - subject to scenarios

Steel	Aluminium	Copper	Glass	Rockwool	Plastics	Silver	ton
7302.8	48.9	48.3	3637.9	109.2	121.0	1.6	

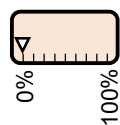
Recycling rate



Fixed recycling rate

Inerts	Oil	Molten salts	ton
15181.6	1018.3	28.0	

Recycling rate



Legend

Metals	Plastics
Glass	Precious metals
Rockwool	Others

Figure 1: Quantification and categorization of materials available in the CSP system, including those that can be recycled, whose recovery rate is defined in scenarios, and those that are not recovered.

The Ecoinvent database v3.6 (Burhan et al., 2019), cut-off version, provides inventories to model the end-of-life of all the materials involved in the CSP systems: processes used to model the recycling and the disposal of these materials are summarized in Table 1.

Table 1: Ecoinvent processes used for the modeling of the end-of-life of materials contained in the CSP system. Colours used for materials are defined according to the legend in Figure 1.

Material	Recycling	Disposal
Steel	steel production, electric, low-alloyed	market for scrap steel
Aluminium	treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at remelter	market for scrap aluminium
Copper	market for scrap copper scrap copper	treatment of copper scrap by electrolytic refining
Glass	treatment of waste glass from unsorted public collection, sorting	market for waste glass sheet
Rockwool	treatment of waste mineral wool, recycling waste mineral wool	treatment of waste mineral wool, inert material landfill
Plastics	polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, recycled	market group for waste plastic, mixture
Silver	treatment of precious metal from electronics scrap, in anode slime, precious metal extraction	market for hazardous waste, for incineration
Inerts		market for inert waste
Oil		treatment of waste mineral oil, hazardous waste incineration
Molten salts		market for hazardous waste, for incineration

Because of the uncertainty of the materials recycling rate values, several scenarios are proposed to estimate this parameter. More specifically, we consider different recovery levels for all single materials: “Low” (10%), “Medium” (50%), and “High” (90%). Attributing these recycling rate values to all the materials investigated, different scenarios can be drawn. Firstly, we define some scenarios where a “High” recycling rate is attributed to one class of materials whereas a “Low” value is set for the other classes. Thus we alternately attribute a “High” recycling rate to metals (Scenario M), glass (Scenario G), plastics (Scenario P), Rockwool (Scenario R), and silver (Scenario S). Other scenarios are pointed out by attributing a uniform recycling rate to all materials, whether it is “Low” (“Low recycling” scenario), whether it is “High” (“High recycling” scenario). Additionally, we also create the “Most likely” scenario where all the parameters are set to the most probable value. In this scenario, the materials recycling rates are set proportionally to average data available in literature (Eurostat, 2019; Zhao, 2021). A summary of the scenarios defined in this work is available in Table 2.

All the above mentioned scenarios are compared with a benchmark that corresponds to a cradle-to-gate environmental assessment where the end-of-life stage is not considered (Corona et al., 2014).

Table 2: Overview of the recycling rates defined in the scenarios analyzed in this study. Colours used for materials are defined according to the legend in Figure 1.

Scenarios	M	G	P	R	S	Low recycling	High recycling	Most likely
Metals	High	Low	Low	Low	Low	Low	High	High
Glass	Low	High	Low	Low	Low	Low	High	Medium
Plastics	Low	Low	High	Low	Low	Low	High	Low
Rockwool	Low	Low	Low	High	Low	Low	High	Medium
Silver	Low	Low	Low	Low	High	Low	High	High

The LCIA method adopted to assess the life cycle environmental performances of the CSP plant is the Environmental Footprint 3.0 (EF 3.0) (Biganzioli et al., 2018). This method allows calculating a wide set of environmental impact categories thus providing a complete overview of the system eco-profile. However, in this paper, we present the results only for two indicators: *Climate Change*, which is largely used to categorize the environmental performances of renewable energy systems, and *Resource use, minerals, and metals* because the main goal of recycling is reducing the consumption of primary materials. Given the FU defined for the analysis, the above mentioned midpoint indicators are respectively expressed as the amount of equivalent carbon dioxide emitted ($\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{MWh}$) and the amount of equivalent antimony depleted over the life cycle of the product system ($\text{kgSb}_{\text{eq}}/\text{MWh}$).

3. Results

This section contains the results of the analysis and it focuses on the impact categories *Climate Change* (Figure 2a) and *Resource use, minerals, and metals* (Figure 2b). As underlined in the previous section, the proposed scenarios are compared with the results of a cradle-to-gate analysis, expressed as a red line in the charts reported in Figure 2.

The midpoint indicator *Climate Change* (Figure 2a) shows that the environmental benefits of recovering metals in Scenario M compensate the emissions of the waste treatment. Indeed, the corresponding column is below the red line, which means that the end-of-life phase, overall, has a negative burden. Differently, when considering Scenarios G, P, R, and S, the greenhouse gas (GHG) emissions related to the end-of-life phase are not totally compensated by the avoided burden of secondary materials, thus increasing the global warming potential of the CSP. These outcomes imply that the recovery of metals, particularly steel, is a priority compared to the recycling of other materials to cut GHG emissions. The results related to the “Low recycling” and “High recycling” scenarios allow us to point out a range of values in which the indicator *Climate Change* can vary. Particularly, *Climate change* can range from 21.9 to 25.7 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{MWh}$. Concerning the “Most likely scenario”, the environmental impact results to be 22.4 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{MWh}$. A contribution analysis shows that in the “Most likely scenario”, the end-of-life stage has a contribution of -6.30% whereas +82.01% of the burden is related to the construction phase and +24.29% is the percentage impact of the operation and maintenance phase. The fact that the contribution of the end-of-life has a negative sign means that, overall, it provides some environmental benefits. Such benefits results from the balance of the impacts of the waste treatment and the avoided emissions due to recycling. Particularly, the transport to the sorting centre of wastes (+5.98%) and the in-

cineration of the heat transfer material (+3.72%) represent the main contributors to the impact of waste treatment. On the other hand, the contribution of the recovery of secondary steel and glass equivale to -13.81% and -2.44%, respectively.

The previous paragraph shows that, although *Climate Change* highlights some differences between the proposed scenarios, it is not much sensitive to the selection of the waste treatment scenario. Differently, the midpoint indicator *Resource use, minerals, and metal* is more affected by the waste treatment pathway. By observing the charts in Figure 2b, all the recycling scenarios lead to results that are lower than the benchmark. In other words, regardless of the adopted scenario, the recycling processes mitigate the consumption of materials occurring during the production, operation&maintenance. Interestingly, a large advantage can be observed when evaluating the recycling of silver (Scenario S). Indeed, while the results obtained for the scenarios M, G, P, and R are assessed around $1.2\text{E-}03 \text{ kgSb}_{\text{eq}}/\text{MWh}$, the recycling of silver allows cutting the burden on mineral and metal resources that drops to $5.7\text{E-}04 \text{ kgSb}_{\text{eq}}/\text{MWh}$. Concerning the “Low Recycling” and “High recycling” scenarios, the histograms in Figure 2b allow defining a range in which the indicator *Resource depletion, minerals, and metals* can vary. Particularly, this range is delimited by the values $4.52\text{E-}04$ to $1.22\text{E-}03 \text{ kgSb}_{\text{eq}}/\text{MWh}$. As underlined in Table 2, the “Most likely scenario” implies a high recycling rate for silver. Consequently, the environmental impact in terms of *Resource depletion, minerals, and metals* is very close to the lower bound of the above mentioned range, and it is assessed to $4.52\text{E-}04 \text{ kgSb}_{\text{eq}}/\text{MWh}$. Interestingly, a contribution analysis shows that in the “Most likely scenario”, the end-of-life has a negative percentage contribution equivalent to -166.45%, whereas the construction and operation&maintenance phases are responsible for +260.60% and + 5.81%, respectively. The strong impact mitigation effect of recycling is mostly connected with secondary silver, whose recovery represents a contribution of -150.85%. Therefore, although this material is available in low quantity compared to steel or inerts, its recovery could provide very relevant advantages to the eco-profile of the system.

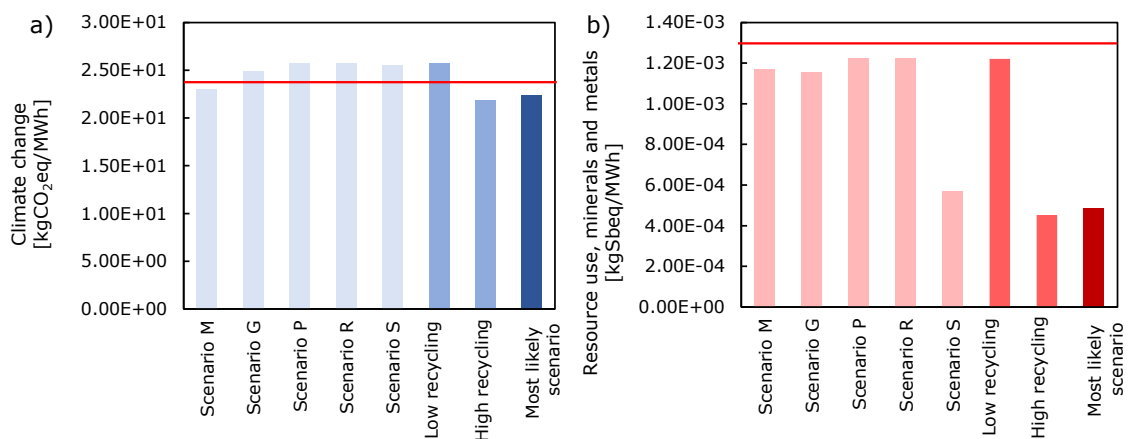


Figure 2: Environmental impacts of the CSP system as a function of the proposed scenarios in terms of a) Climate Change and b) Resource use, minerals, and metals.

4. Conclusions

This paper presents the LCA of a CSP system located in Spain named Ibersol; an environmental impact assessment of this power plant is already available in the literature, including a detailed

inventory analysis that is used to reproduce the LCA model. Our study investigates multiple scenarios related to the end-of-life evaluation of the plant, based on a quantitative analysis of the materials used for the construction. Some recycling and disposal processes have been selected from the Ecoinvent database to model the waste treatment of all the materials, namely metals, precious metals (silver), plastics, and rockwool. On the other hand, landfilling or incineration are used to dispose inerts, synthetic oil, and molten salts. The conclusions of the analysis are the following. The environmental indicator *Climate change* is not strongly affected by the end-of-life phase, which represents a minor contribution. Therefore, regardless of the scenario, the impact values resulting from the cradle-to-grave analysis are not much different from those of an equivalent cradle-to-gate study. However, some environmental benefits to cut the GHG emissions can be provided by the recycling of metals, particularly steel. Differently, a very large reduction of the impact *Resource depletion, minerals, and metals* can be obtained by the recycling of the system's components. The recovery of silver, although not representing a large contribution in mass, allows for very strong mitigation of the impact related to this category.

Acknowledgments

The authors acknowledge the project Solargrid, a research project proposed by the Italian “Ministry of education, university and research - MIUR” within the framework of the “Programma Operativo Nazionale-PON”.

5. Bibliography

- Biganzioli, S, De Laurentiis, F, Diaconu, S, 2018. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods.
- Biomedical Wastes Services, 2017. Why is Silver a Hazardous Waste?, viewed 15 Mar 2022, <<https://bwaste.com/resources/the-knowledge-center/articles-insights-and-updates/why-silver-hazardous-waste>>.
- Burhan, S, Srocka, M, Ciroth, A, Recanati, F, 2019. ecoinvent v.3.6 in openLCA 1–15.
- Burkhardt, JJ, Heath, GA, Turchi, CS, 2011. Life cycle assessment of a parabolic trough concentrating solar power plant and the impacts of key design alternatives. *Environ. Sci. Technol.* 45, 2457–2464.
- Caldés, N, Lechón, Y, 2021. Socio-economic and environmental assessment of concentrating solar power systems, *Concentrating Solar Power Technology*.
- Corona, B, Ruiz, D, San Miguel, G, 2016. Life cycle assessment of a HYSOL concentrated solar power plant: Analyzing the effect of geographic location. *Energies* 9, 1–14.
- Corona, B, San Miguel, G, Cerrajero, E, 2014. Life cycle assessment of concentrated solar power (CSP) and the influence of hybridising with natural gas. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1264–1275.
- Desideri, U, Zepparelli, F, Morettini, V, Garroni, E, 2013. Comparative analysis of concentrating solar power and photovoltaic technologies: Technical and environmental evaluations. *Appl. Energy* 102, 765–784.

- Eurostat, 2019. Recycling rate of packaging waste by type of packaging, viewed 10 May 2022, <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/CEI_WM020_custom_354860/bookmark/bar?lang=en&bookmarkId=bc39f400-65cd-40a8-bf14-c995c729e2a5>.
- Gasa, G, Lopez-roman, A, Prieto, C, Cabeza, LF, 2021. Life cycle assessment (LCA) of a concentrating solar power (CSP) plant in tower configuration with and without thermal energy storage (tes). *Sustain.* 13, 1–20.
- Klein, SJW, Rubin, ES, 2013. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions, water and land use for concentrated solar power plants with different energy backup systems. *Energy Policy* 63, 935–950.
- Li, R, Zhang, H, Wang, H, Tu, Q, Wang, X, 2019. Integrated hybrid life cycle assessment and contribution analysis for CO2 emission and energy consumption of a concentrated solar power plant in China. *Energy* 174, 310–322.
- Rossi, F, Parisi, ML, Sinicropi, A, Basosi, R, Longo, S, 2021. State-of-the-art analysis of environmental assessment studies on Concentrated Solar Power systems. X Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA, Reggio Calabria, Italy, 22-24 Sep.
- Whitaker, MB, Heath, GA, Burkhardt, JJ, Turchi, CS, 2013. Life cycle assessment of a power tower concentrating solar plant and the impacts of key design alternatives. *Environ. Sci. Technol.* 47, 5896–5903.
- Zhao, S, 2021. Circular economy strategy for mineral wool wastes, , viewed 10 May 2022, <<http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:1604715/FULLTEXT01.pdf>>.

Quanto costa l'elettricità? Life cycle thinking applicato al calcolo delle esternalità ambientali del mix elettrico italiano

Benedetta Marmiroli¹, Maria Leonor Carvalho¹, Giulio Mela¹, Andrea Molocchi¹,
Pierpaolo Girardi¹

Abstract: Il prezzo dell'energia elettrica viene stabilito alla borsa elettrica nel mercato del giorno prima. Questo prezzo non tiene conto delle esternalità ambientali associate alla produzione elettrica. In questo studio abbiamo coniugato l'approccio LCT – che ha permesso di quantificare le emissioni lungo l'intero ciclo di vita del kWh al consumo in Italia per la situazione attuale (dati 2019) e per uno scenario al 2030 – e la valutazione delle esternalità ambientali. Questo ha richiesto l'adeguamento di un modello LCA, per sua natura non sito specifico, a valori di costo che variano a seconda del luogo di emissione. Il risultato ottenuto è di 0,057 €2019/kWh per il 2019 e 0,019 €2019/kWh per il 2030. Questo significa che se si volessero internalizzare i costi legati al ciclo di vita del kWh elettrico, il prezzo dell'energia al kWh sarebbe circa l'11% in più di quello attuale. Nonostante una catena del valore ramificata su tutto il globo, gran parte delle esternalità avvengono sul territorio italiano e sono associate emissioni dirette delle centrali termoelettriche. La decarbonizzazione del mix al 2030 concorre anche a una riduzione delle esternalità e ad un prezzo di mercato più aderente al costo effettivo del prodotto.

1. Introduzione

Il prezzo dell'energia elettrica viene stabilito alla borsa elettrica nel mercato del giorno prima. Il mercato dell'energia – come molti altri mercati – è caratterizzato da imperfezioni (fallimenti di mercato) che non permettono il raggiungimento di un equilibrio di concorrenza perfetta e quindi l'ottima allocazione delle risorse. Tra le cause dei fallimenti di mercato vi sono le esternalità ambientali. Se il costo dell'esternalità legate all'inquinamento non viene internalizzato nel prezzo dei beni prodotti, tale prezzo sarà più basso di quello che dovrebbe essere per consentire l'ottima allocazione delle risorse e quantità eccessive di beni saranno prodotte e consumate (Encyclopedia Britannica, 2022). Per questo motivo è necessario far sì che le esternalità ambientali generate dai processi di produzione dell'energia siano internalizzati nel prezzo di vendita, in modo da incentivare un uso sostenibile delle risorse.

In questo studio abbiamo coniugato l'approccio *Life Cycle thinking* e il calcolo delle esternalità ambientali, per definire il prezzo di 1 kWh elettrico se venissero internalizzati i costi ambien-

¹ RSE Ricerca sul Sistema Energetico
Email: benedetta.marmiroli@rse-web.it

tali lungo il suo ciclo di vita. L'oggetto di studio è il mix elettrico italiano attuale (anno 2019) e il mix al 2030 così come definito nello scenario *Green Deal*.

Il corrente lavoro ha quindi richiesto: i) la modellazione in ottica LCA dei mix sopracitati (sezione 2.1) ii) il calcolo delle esternalità ambientali di inquinanti e gas climalteranti (sezione 2.2) iii) l'integrazione dei due metodi (sezione 2.3).

2. Metodo

2.1. Modellazione del mix elettrico in Simapro

Per applicare il calcolo delle esternalità al mix elettrico, in primis è stato modellato il mix elettrico italiano attuale (2019) e al 2030 (secondo lo scenario definito nel *Green Deal*) in Simapro (Ecoinvent database v. 3.3). L'unità funzionale è stata definita pari a 1 kWh di mix elettrico al consumo (produzione nazionale al netto dei pompaggi + import – export). Il mix elettrico attuale italiano è stato modellato sui dati resi disponibili da Eurostat (Eurostat, 2021) e da Terna, l'anno più recente per cui questi dati sono disponibili è il 2019. Ci si è basati sui dati di Eurostat per il consumo di combustibili, mentre la loro ripartizione tra le tecnologie di conversione è stata desunta dai rapporti di Terna. Per una trattazione più dettagliata della modellazione si rimanda agli studi di Carvalho et al. 2022 (Carvalho, et al., 2022) e di Gargiulo et al. (Gargiulo, et al., 2020), di cui il presente modello rappresenta un aggiornamento con i dati del 2019 e con lo scenario *Green Deal*.

2.2. Calcolo delle esternalità

Idealmente la valutazione delle esternalità in ambito ambientale dovrebbe essere effettuata tramite studi ad hoc, che quantifichino con indagini dirette (focus, group, questionari, ecc.) la disponibilità a pagare degli agenti economici interessati per il bene ambientale in questione (es. un anno di vita in più nel caso della valutazione dei danni sulla salute causati dall'inquinamento atmosferico). Tale procedura è però molto onerosa, in termini di costi e di tempo. Si utilizzano quindi stime già disponibili in letteratura adattandole poi al contesto di studio. Non è infatti possibile utilizzare tali e quali i valori di letteratura, in quanto le caratteristiche economiche e sociali della popolazione in esame sono diverse rispetto a quelle del contesto dove è stato realizzato lo studio primario.

I dati di letteratura da cui si è partiti per il presente caso di studio provengono dall'Handbook sui costi esterni dei trasporti della Commissione Europea (European Commission, 2019), dove sono presentati i costi esterni di inquinanti (NO_x, NMVOC, SO₂, Ammoniaca, PM_{2.5}) e emissioni climalteranti nei paesi membri dell'UE nel 2016.

Questi costi esterni sono stati adattati al contesto in esame (che ricopre aree geografiche aggiuntive rispetto ai paesi europei) tramite tecniche di *value transfer*. È stato poi necessario aggiornare i valori all'anno di riferimento tenendo conto dell'inflazione (per l'anno 2019) e del saggio di sconto sociale (per lo scenario al 2030).

Come tecnica di value transfer è stato utilizzato un procedimento semplificato che ipotizza che la disponibilità a pagare per un determinato bene (ambientale o di salute) sia funzione positiva del reddito. La formula utilizzata per effettuale il trasferimento dei valori è stata la seguente:

$$V_{pt_1} = V_{st_0} \left(\frac{Y_{pt_1}}{Y_{st_0}} \right)^\epsilon \quad 2.1$$

dove V_{pt_1} è il valore trasferito al paese p di policy nell'anno t_1 (2019), V_{st_0} è il valore primario, stimato tramite tecniche di indagine diretta nel paese di studio s nell'anno t_0 , V_{pt_1} e V_{st_0} sono rispettivamente il prodotto interno lordo (Pil) pro capite espresso a parità di potere d'acquisto del paese in esame e di quello dello studio primario ed ϵ è l'elasticità rispetto al reddito della disponibilità a pagare per il bene oggetto di trasferimento.

Il valore è stato in seguito riportato ai prezzi dell'anno in esame (2019) tramite il deflatore del Pil del paese a cui fa riferimento la stima primaria.

Il trasferimento dei valori è stato effettuato sia per l'anno di policy, ovverosia il 2019, che per l'anno 2030, ovverosia l'anno di riferimento dello scenario elettrico Green Deal. Per questo motivo, è stato necessario formulare una previsione riguardante il Pil pro capite nei paesi oggetto di analisi con orizzonte 2030 e, di conseguenza, anche una previsione del valore di ϵ in tale anno. I valori di Pil pro capite nel 2030 sono stati stimati applicando all'ultimo valore utile del Pil pro capite (2019) il tasso medio di variazione dei dieci anni precedenti.

Per il 2030 è anche necessario quantificare il tasso di sconto sociale con il quale attualizzare i futuri valori monetari all'anno di riferimento (2019). In ambito finanziario, il tasso di conto deve riflettere il costo-opportunità del capitale investito; in altre parole, il rendimento del progetto oggetto di valutazione deve essere perlomeno uguale a quello che sarebbe possibile ottenere impiegando il capitale in un progetto alternativo con lo stesso profilo di rischio (European Commission, 2014). Nelle analisi di tipo economico, che vanno, invece, a valutare gli effetti di un determinato progetto o investimento in termini di welfare, l'utilizzo di un tasso di sconto di tipo finanziario non è più appropriato: non si tratta più, infatti, di valutare il costo-opportunità per un singolo investitore, ma quello per la società nel suo complesso. Ecco che è quindi necessario fare ricorso a un tasso di sconto di tipo sociale, ovverosia al tasso al quale la società è disposta a fare un trade-off inter-temporale in termini di consumo (Groom & Maddison Pr, 2019).

Il metodo utilizzato in questo studio è il tasso sociale di preferenza temporale (social rate of time preference o *SRTP*) calcolato tramite la formula di Ramsey (Ramsey, 1928):

$$SRTP = p + \eta g \quad 2.2$$

dove p è il tasso di preferenza temporale, η è l'elasticità marginale del consumo e g è il tasso di crescita atteso del consumo pro-capite.

I costi associati alle esternalità per i paesi e le aree geografiche di interesse per il ciclo di vita del kWh al consumo in Italia sono riportati in tabella 1.

Tabella 1: Fattori di costo per area geografica per l'anno 2019 espressi in €₂₀₁₉

Fattori di costo [€ ₂₀₁₉ /kg]	NMVOC	CO ₂ eq	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	Ammonia
Germania	1,92	1,08	21,50	17,57	74,56	29,91
Unione Europea	1,27	1,08	11,54	11,54	41,24	18,53
Italia	1,14	1,08	14,61	13,16	45,19	22,39
Resto del mondo	0,73	1,08	6,65	6,65	23,74	10,67
Russia	1,13	1,08	4,09	8,33	45,47	12,84
Libia	0,56	1,08	1,37	2,76	6,69	2,08
Algeria	0,70	1,08	3,28	9,19	24,12	10,76
Paesi Bassi	3,02	1,08	15,55	21,82	80,72	32,40
Mare del Nord	2,42	1,08	11,26	11,05	36,19	-
Mar Mediterraneo	0,53	1,08	3,16	9,69	25,92	-
Indonesia	0,67	1,08	6,07	6,07	21,69	9,75
Malesia	1,04	1,08	9,41	9,41	33,60	15,10
Svezia	0,68	1,08	6,66	5,31	13,82	10,22
Francia	1,56	1,08	17,97	14,44	42,60	16,00
Ungheria	0,90	1,08	17,23	11,15	36,70	21,28
Spagna	0,74	1,08	5,15	7,15	20,92	6,73
Cina	0,78	1,08	7,08	7,08	25,31	11,37

Tabella 2: Fattori di costo per area geografica per l'anno 2030 espressi in €₂₀₁₉

Fattori di costo [€ ₂₀₁₉ /kg]	NMVOC	CO ₂ eq	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	Ammonia
Germania	1,37	0,75	15,43	12,60	53,49	21,46
Unione Europea	0,93	0,75	8,45	8,45	30,19	13,57
Italia	1,02	0,75	13,03	11,74	40,31	19,97
Resto del mondo	0,57	0,75	5,21	5,21	18,62	8,37
Russia	0,65	0,75	2,37	4,82	26,32	7,43
Libia	0,31	0,75	0,75	1,51	3,67	1,14
Algeria	0,58	0,75	2,70	7,57	19,86	8,86
Paesi Bassi	2,33	0,75	11,98	16,81	62,17	24,96
Mare del Nord	1,84	0,75	8,58	8,42	27,57	-
Mar Mediterraneo	0,43	0,75	2,58	7,90	21,12	-
Indonesia	0,41	0,75	3,69	3,69	13,20	5,93
Malesia	0,66	0,75	6,02	6,02	21,49	9,66

(continua nella pagina successiva)

Tabella 2: (continua dalla pagina precedente)

Fattori di costo [€ ₂₀₁₉ /kg]	NMVOC	CO ₂ eq	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	Ammonia
Svezia	0,53	0,75	5,23	4,17	10,85	8,03
Francia	1,22	0,75	14,11	11,33	33,44	12,56
Ungheria	0,56	0,75	10,68	6,91	22,75	13,20
Spagna	0,57	0,75	3,99	5,54	16,20	5,21
Cina	0,38	0,75	3,46	3,46	12,35	5,55

2.3. Integrazione col modello LCA

Dal momento che, come illustrato, i fattori di costo dipendono dal punto di emissione degli inquinanti, va introdotto un dettaglio spaziale alle emissioni, aggiuntivo rispetto ad una classica analisi LCA. Nel modello di Simapro, così come in qualsiasi studio di LCA, i dataset e le loro variabili ambientali non sono caratterizzati spazialmente. Bisogna quindi fare un'indagine sulla provenienza di materie prime e materiali che arrivano in Italia per entrare nella catena del valore della produzione elettrica.

Una prima analisi è stata fatta sulla provenienza di materie prime energetiche. Usando fonti di SNAM (SNAM, 2020), del ministero dello sviluppo economico (Ministero dello Sviluppo Economico, 2020) e del GSE (GSE, 2019), è stata desunta la provenienza di gas naturale (Russia, Algeria, Paesi Bassi e Libia), prodotti petroliferi (Russia, Libia, Algeria, Paesi bassi, Mare del nord, Mar Mediterraneo, Resto del mondo), carbone e oli vegetali (Italia, Francia, Spagna, Germania, Ungheria, EU28, Indonesia, Malesia, Resto del mondo), mentre combustibili come rifiuti, biogas e gas derivati sono prodotti in Italia. Altri componenti noti per non essere prodotti in Italia, sono i moduli fotovoltaici e le pale eoliche. In questo caso si è considerata la provenienza dal principale produttore (Cina per i primi, EU28 per i secondi). Altri mercati di prodotti ausiliari che entrano in più filiere sono stati attribuiti a paesi o regioni più ampie (Europa, resto del mondo) in cui il loro uso era prevalente.

L'attribuzione geografica di queste filiere all'interno del modello creato in Simapro è stata operata percorrendo l'albero dei flussi fino al punto in cui non vi era più un'ulteriore differenziazione geografica da operare (cioè fino a dove tutti i flussi sottostanti al dataset avessero provenienza (ed emissioni) locale o quando il peso della scheda al contributo finale in termini di inquinanti e gas climalteranti fosse inferiore allo 0,5% del totale. A quel punto il dataset veniva trasformato in un system process. Questo processo ha permesso di suddividere le emissioni nelle aree geografiche individuate in precedenza e moltiplicarle per i fattori di costo.

3. Risultati

Il calcolo delle esternalità ha portato a definire il prezzo del mix attuale (0,057 €₂₀₁₉/kWh) e dello scenario al 2030 (0,019 €₂₀₁₉/kWh), moltiplicando le emissioni, a cui è stata attribuita una collocazione geografica per i rispettivi fattori di costo. Nei grafici sottostanti (Figura 1 e Figura 2) sono riportati i prezzi al kWh per i due casi. Nel grafico di sinistra viene evidenziato il contributo di ciascun inquinante al prezzo finale e nel grafico di destra il contributo delle aree di emissione. Tutti i costi sono espressi in €₂₀₁₉, ovvero l'anno di riferimento di questa indagine.

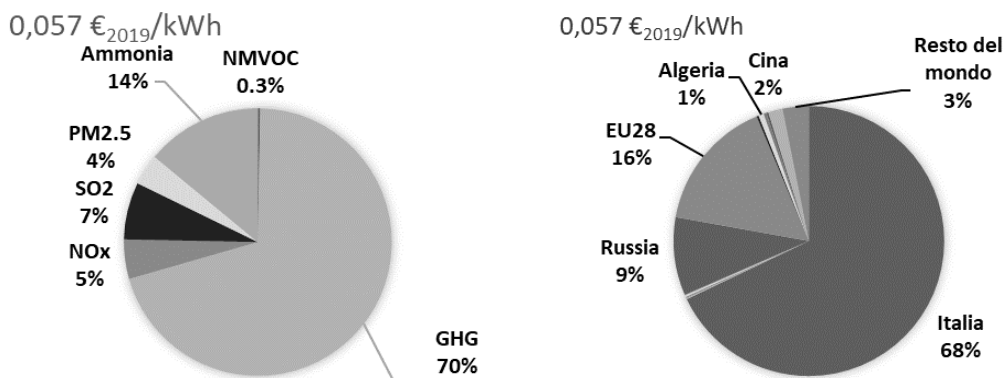


Figura 1: Mix 2019 esternalità. Costo al kWh. Diviso per inquinante (sx) e per regione di emissione (dx)

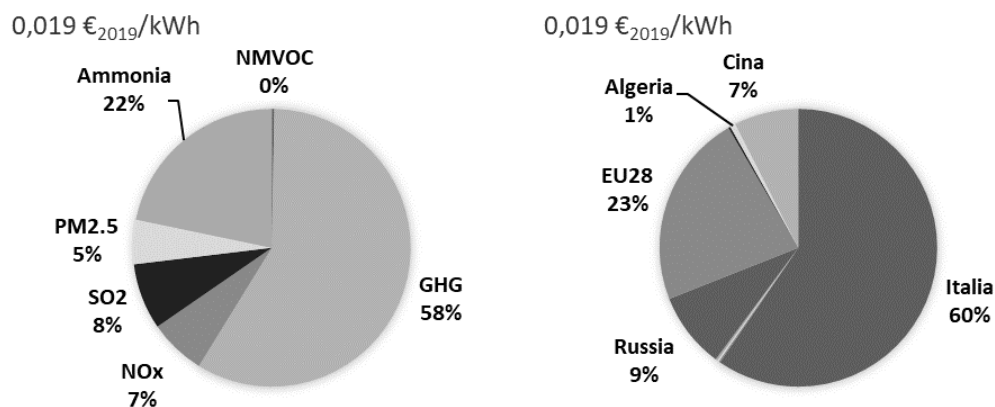


Figura 2: Scenario 2030 Green Deal esternalità. Costo al kWh. Diviso per inquinante (sx) e per regione di emissione (dx)

La caratteristica più evidente dei mix è che dal 60% al 70% del prezzo è determinato dal contributo della CO₂. Questo contributo decresce con la decarbonizzazione del mix. Essendo la maggior parte della CO₂ imputabile alle emissioni dirette in fase di esercizio delle centrali termoelettriche, l'Italia figura come il primo paese per contributo al costo delle esternalità. Il secondo inquinante in termini di costo è l'ammoniaca.

In Figura 3 viene analizzato più in dettaglio il mix del 2019, dettagliando il punto emissivo di ciascun inquinante.

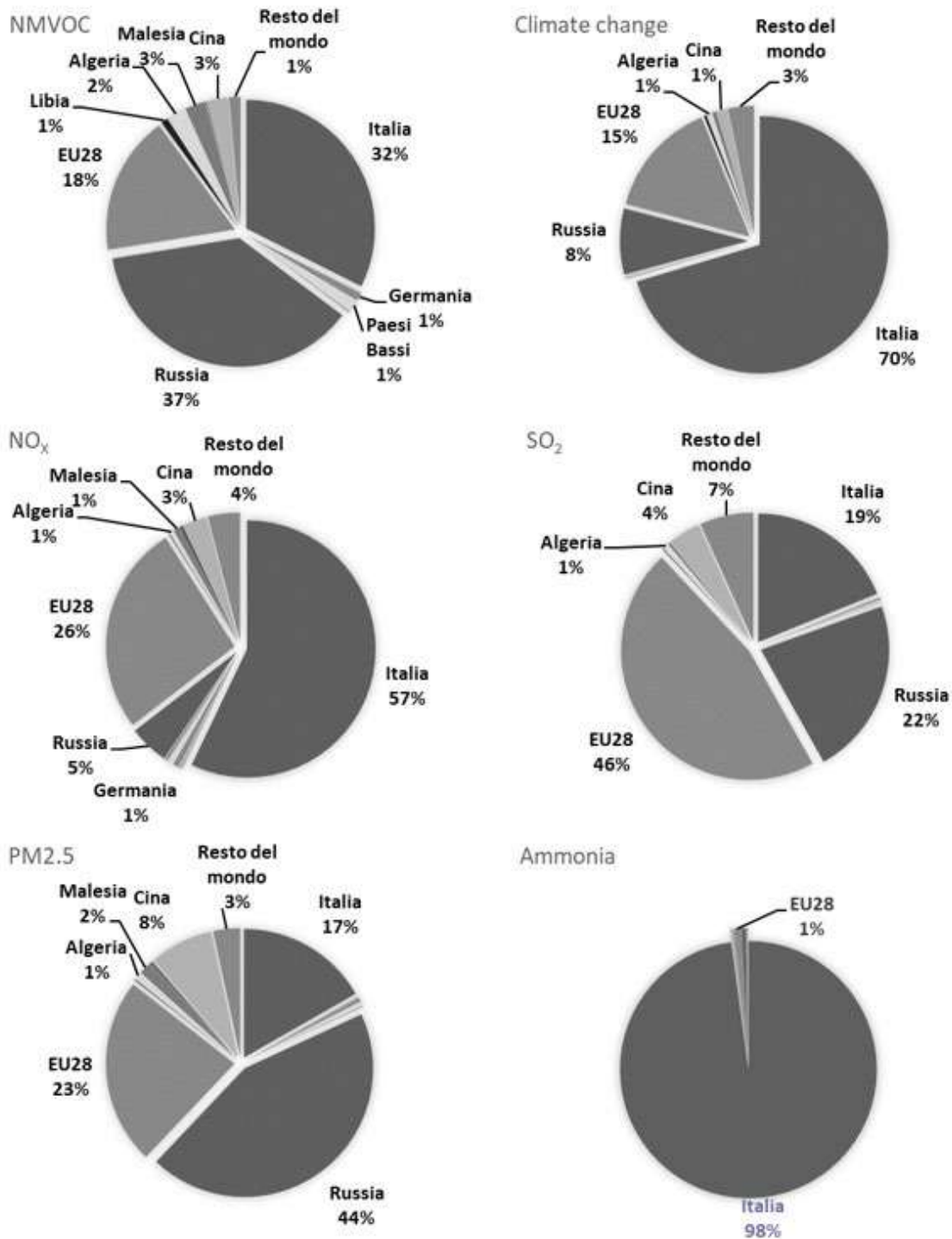


Figura 3: Mix 2019. Contributo delle regioni all'esternalità delle emissioni.

Le emissioni di gas climalteranti avvengono prevalentemente in Italia, mentre le emissioni di ammoniaca avvengono per il 99% in Italia. Il 99% delle emissioni sono attribuite al biogas utilizzato in impianti cogenerativi. Dato che per il biogas si è ipotizzato un mercato nazionale, è corretto che la quasi totalità delle emissioni sia in territorio italiano. Anche nel caso degli ossidi

di azoto quasi il 60% proviene dall'Italia, sempre a causa della preponderanza delle emissioni dirette in fase di esercizio delle centrali termoelettriche (0,115 g NO_x per 1 kWh in una centrale a ciclo combinato a gas naturale). Risultano invece più distribuite le altre emissioni: composti organici volatili non metanici (NMVOC), SO₂ e PM2.5 si distribuiscono tra Italia, Russia ed Unione Europea. Le emissioni di NMVOC vengono in larga parte dalla lavorazione del gas naturale, di cui la Russia è il maggior esportatore. Le emissioni di PM2.5 derivano quasi interamente dalla produzione di energia elettrica da lignite (combustibile assente nella produzione elettrica italiana) che entra nel sistema italiano attraverso il consumo di energia elettrica in altri paesi; in particolare l'energia richiesta per la compressione intermedia del gas nei metanodotti provenienti dalla Russia.

4. Conclusioni

Il prezzo attuale del kWh del mix elettrico non tiene in conto le esternalità che avvengono lungo questa filiera. L'integrazione della metodologia LCA e del calcolo delle esternalità ha permesso di ottenere il costo di 1 kWh di energia elettrica includendo costi ambientali di emissioni inquinanti e gas climalteranti. Il risultato ottenuto corrisponde a 0,057 €₂₀₁₉/kWh per il 2019 e 0,019 €₂₀₁₉/kWh per il 2030. Il prezzo medio del kWh nel 2019 è stato di 0,52 €/kWh. Questo significa che se si volessero internalizzare i costi esterni legati alla produzione di energia elettrica in Italia questo comporterebbe un aumento del prezzo di mercato di 11%. In questo quadro gli scenari al 2030 contribuiscono notevolmente alla riduzione delle esternalità, poiché il maggior contributo in termini economici è rappresentato appunto dalle emissioni di CO₂ equivalente.

5. Bibliografia

- Aravena, C., Hutchinson, W. G., Longo, A., 2012. Environmental pricing of externalities from different sources of electricity generation. *Energy Economics*, Volume 34, 1214-1225.
- BloombergNEF, 2020. Vestas Still Rules Turbine Market, But Challengers Are Closing In. Viewed 12 Nov 2021, <https://about.bnef.com/blog/vestas-still-rules-turbine-market-but-challengers-are-closing-in/>.
- Brander, L., 2013. *Guidance Manual on Value Transfer Methods for Ecosystem Services*, Nairobi.
- Carvalho, M. L., Marmioli, B., Girardi, P., 2022. Life cycle assessment of Italian electricity production and comparison with the European context. *Energy Reports*, 8(3), 561-568.
- Encyclopedia Britannica, 2022. Market Failure. Viewed 3 Mar 2022, <https://www.britannica.com/topic/market-failure>
- European Commission, 2014. *Guide to Cost-benefit Analysis of Investment Projects: Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020*. Brussels(Belgium): European Commission.
- European Commission, 2019. *Handbook on External Costs of Transport*. Version 2019 – 1.1, Publications Office.
- European Environment Agency, 2010. *EN35 External costs of electricity production*.
- Eurostat, 2021. *Energy balances June 2021 edition*.
- Gargiulio, A., Carvalho, M. L., Pierpaolo, G., 2020. Life Cycle Assessment of Italian energy scenarios to 2030. *Energies*, 15(3).

- Groom, B. & Maddison Pr, D., 2019. New Estimates of the Elasticity of Marginal Utility for the UK. *Environmental and Resource Economics*, 1 4, Volume 72, 1155–1182.
- GSE, 2019. Rapporto statistico 2018 - fonti rinnovabili.
- International Energy Agency, 2020. Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems.
- Jurgen Meyerhoff, C. O. V. H., 2009. Landscape externalities from onshore wind power. *Energy Policy*, Volume 38, pp. 82-92.
- Ministero dello Sviluppo Economico, 2019. Produzione nazionale di idrocarburi - anno 2019.
- Ministero dello Sviluppo Economico, 2020. La situazione energetica nazionale nel 2019.
- Ramsey, F. P., 1928. *A Mathematical Theory of Saving*.
- SNAM, 2020. Report di sostenibilità 2019.
- Stiglitz, J. & Walsh, C., 2006. *Principles of Microeconomics*. 4th Edition a cura di New York: W.W. Norton.
- Thopil, G. A. & Pouris, A., 2015. Aggregation and internalisation of electricity externalities in South. *Energy*, 501-511.
- Wang, Z. & Wei, W., 2017. External cost of photovoltaic oriented silicon production: A case in China. *Energy Policy*, Volume 107, 437-447.
- Wernet, G. et al., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 231, 1218–1230.
- Zerrahn, A., 2017. Wind Power and Externalities. *Ecological Economics*, Volume 141, 245-260.

Misurare la circolarità di sistemi elettrici

Maria Anna Cusenza¹, Alessio Novi², Tiberio Daddi², Pierpaolo Girardi¹

Abstract: L'economia circolare ricoprirà un ruolo di prioritaria importanza nel percorso di transizione energetica intrapreso dall'Unione europea. Il nuovo piano d'azione per l'economia circolare promuove, infatti, il rafforzamento del ruolo della circolarità nelle revisioni dei piani nazionali per l'energia e il clima. La misurazione della circolarità rappresenta un requisito imprescindibile per l'attuazione del percorso di transizione verso un modello di sviluppo circolare. In questo contesto, lo studio propone una metrica per la misurazione del livello di circolarità del sistema elettrico Italiano che integra aspetti relativi alla sostenibilità ambientale valutati secondo un approccio di ciclo di vita. I risultati ottenuti possono costituire un supporto scientifico nella pianificazione di azioni concrete nel percorso di transizione circolare del settore elettrico.

1. Introduzione

Il Green Deal europeo ha delineato la strategia dell'Unione europea (UE) per il conseguimento di un'economia circolare (EC) a impatto climatico zero (Commissione Europea, 2019). Nel contesto delle iniziative del Green Deal, nel 2020 la Commissione Europea ha aggiornato il piano per l'EC, lanciato nel 2015, con la Comunicazione COM(2020)98 (Commissione Europea, 2020a). Inoltre, ha sottolineato l'importanza strategica dell'EC nella politica di sviluppo sostenibile dell'UE inserendo l'obiettivo ambientale della transizione circolare tra i criteri per valutare il grado di ecosostenibilità di un investimento nell'ambito del regolamento sulla tassonomia (Unione Europea, 2020). Con riferimento al settore energetico, i principi di EC come la promozione dell'impiego di input rinnovabili e l'incremento dell'efficienza nell'uso delle risorse concorrono al conseguimento degli obiettivi europei fissati per il clima e l'energia al 2030 (Commissione Europea, 2014). Infatti, nell'ambito della strategia per l'integrazione del sistema energetico, la transizione verso un sistema più circolare ed efficiente è una delle azioni principali previste (Commissione Europea, 2020b). Il ruolo chiave dell'EC nella transizione energetica è ribadito anche nel nuovo piano d'azione per l'EC in cui si promuove il rafforzamento del ruolo della circolarità nelle revisioni dei piani nazionali per l'energia e il clima e, in una prospettiva più ampia, delle sinergie tra circolarità e riduzione dei gas a effetto serra per il conseguimento della neutralità climatica al 2050.

Nel campo dell'energia, ed in particolare dell'energia elettrica, l'analisi del ciclo di vita di scenari di incremento della generazione da fonti rinnovabili ha messo in luce come in questi una sostanziale riduzione dell'emissione di gas climalteranti si accompagni ad un aumento dell'im-

¹ Ricerca sul Sistema Energetico – RSE S.p.A., Dipartimento SFE – Sviluppo Sostenibile e Fonti Energetiche

² Scuola Superiore Sant'Anna, Istituto di Management
E-mail: mariaanna.cusenza@rse-web.it

patto sul consumo di risorse minerarie, soprattutto a causa della penetrazione della generazione da fotovoltaico (Carvalho et al., 2021; 2022; Cusenza et al., 2020), e quindi a modelli di sviluppo non circolari. Pertanto, nell'ottica di una transizione energetica circolare e sostenibile dal punto di vista ambientale è essenziale definire delle metriche che integrino gli indicatori di circolarità con indicatori di impatto ambientale. Un'analisi dello stato dell'arte ha evidenziato che le applicazioni di misurazione della circolarità di sistemi elettrici sono poco sviluppate sia nel contesto scientifico nazionale che in quello internazionale e che i pochi esempi disponibili sono applicati alla scala di singolo impianto. In questo contesto, il presente lavoro propone uno strumento per la misurazione della circolarità del settore elettrico alla scala di valutazione macro in cui sono stati integrati indicatori relativi alla sostenibilità ambientale valutati con la metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA) (ISO 14040, 2020). In dettaglio, lo strumento proposto consente di misurare il livello di circolarità del settore di generazione dell'energia elettrica di un Paese. Nel caso studio in esame lo strumento è stato applicato al settore di generazione italiano con riferimento all'anno 2019.

2. Metodo

La metrica sviluppata prevede metodi di misurazione e valutazione di tipo quantitativo e qualitativo. Le valutazioni qualitative sono basate sulla raccolta di input di natura progettuale, manageriale e strategica, e permettono di includere *variabili soft* come, ad esempio, l'integrazione di principi circolari nella strategia di sviluppo di un settore/organizzazione, mentre i metodi quantitativi permettono la valutazione oggettiva del grado di circolarità del sistema in esame e consentono di misurare le *performance* raggiunte rispetto a obiettivi prefissati (Alleanza per l'Economia Circolare, 2021).

Nel paragrafo seguente sono descritti la definizione e i principi di EC alla base della metrica e la struttura generale dello strumento proposto per la misurazione del livello di circolarità.

2.1. Principi base e struttura della metrica per la misurazione della circolarità del settore elettrico: scala di valutazione macro

La definizione di sistema energetico circolare presa a riferimento nello studio sottolinea l'importanza di integrare aspetti relativi alla sostenibilità ambientale e di adottare un approccio sistemico di ciclo di vita nei percorsi di transizione verso un sistema energetico circolare. La definizione alla base della metrica è la seguente: "un sistema energetico circolare è un sistema progettato in un'ottica di ciclo di vita e orientato alla riduzione del consumo di risorse non rinnovabili, della produzione di rifiuti e del rilascio di inquinanti nell'ambiente e che persegue gli obiettivi dello sviluppo sostenibile. La transizione verso un sistema energetico circolare richiede l'adozione di misure di incremento dell'efficienza dell'uso delle risorse attraverso l'eco-progettazione, l'uso di materiali riciclati e riciclabili nella fase di costruzione degli asset e la massimizzazione del loro uso attraverso progetti di condivisione e riqualificazione a fine vita. Nella fase di generazione dell'energia deve essere ridotta drasticamente la dipendenza dai combustibili fossili e devono essere ridotti gli sprechi attraverso l'attivazione di sinergie con gli altri settori dell'economia volte alla promozione del riuso, del riciclo e della valorizzazione dei componenti, dei materiali e dell'energia recuperati dai flussi in uscita lungo tutto il ciclo di vita". A partire dalla definizione sono stati individuati i seguenti principi di EC:

- *input* circolari (promozione dell'utilizzo di risorse rinnovabili, riciclabili e riciclate);
- ottimizzazione delle risorse (promozione dell'incremento dell'efficienza e dell'intensità dell'uso delle risorse, ad esempio attraverso l'estensione della vita utile degli asset);
- *output* circolari (promozione del riuso, del riciclo e della valorizzazione delle risorse materiche ed energetiche in uscita lungo tutto il ciclo di vita);
- riduzione degli impatti ambientali (promozione del disaccoppiamento della generazione di energia elettrica dagli impatti ambientali di ciclo di vita);
- ricerca, sviluppo e innovazione circolari (promozione delle attività di ricerca, sviluppo finalizzate alla rimozione delle barriere di natura tecnologica);
- progettazione e pianificazione circolari, collaborazione ed approccio sistemico (promozione dell'integrazione di principi di EC e dell'adozione di un approccio sistemico nella definizione di strategie di sviluppo e nella progettazione di sistemi e processi).

I principi possono essere classificati in due categorie: la prima include i principi che afferiscono al flusso delle risorse naturali, principi “*hard*”; la seconda include i principi che afferiscono alla capacità del sistema in esame di promuovere e sostenere la transizione circolare, principi “*soft*” o “abilitanti”.

2.2. *Struttura generale della metrica e del metodo di valutazione*

Lo strumento di misurazione proposto prevede una struttura a tre livelli di analisi. Il primo livello si articola in quattro ambiti valutativi:

- fattori abilitanti;
- struttura del settore e fase operativa;
- gestione degli impianti a fine vita;
- effetti ambientali.

Nell'ambito valutativo “fattori abilitanti” sono raggruppati gli indicatori che riguardano le politiche, le strategie, gli investimenti, l'innovazione e l'attivazione di collaborazioni bilaterali e multilaterali e il loro ruolo come *driver* della circolarità. Gli ambiti “struttura del settore e fase operativa” e “gestione degli impianti a fine vita” includono indicatori che forniscono una misura della circolarità in termini di configurazione del settore (tecnologie installate), gestione delle risorse materiche, energetiche e idriche e quantificazione dei flussi in ingresso e in uscita dal sistema (risorse rinnovabili e non rinnovabili, risorse riciclabili, risorse recuperate, ecc.) e infine l'ambito “effetti ambientali” include valutazioni relative all'impatto sul consumo di risorse e sul cambiamento climatico che allo stato attuale rappresentano le categorie ambientali di maggior rilevanza economica, sociale e politica per il settore di generazione dell'energia elettrica per via del suo ruolo prioritario nel percorso di decarbonizzazione dell'economia e della stretta correlazione tra transizione energetica e disponibilità di minerali (Commissione Europea, 2019, 2020). È importante notare che questi ultimi due indicatori sono stati valutati attraverso una LCA del Consumo Interno Lordo Italiano nel 2019 (Carvalho et al., 2022). Questo ha permesso, come anticipato, di integrare in uno strumento di analisi e di supporto alle policy da un lato indicatori gestionali e dall'altro, rigorose valutazioni quantitative che, in coerenza con i principi di circolarità, tengono conto dell'intero ciclo di vita del sistema. Ogni ambito di valutazione è suddiviso in categorie valutative che costituiscono il secondo livello di analisi. Infine, le categorie valutative si articolano nei diversi indicatori selezionati per la misurazione della circolarità che costituiscono il terzo livello di analisi. Il punteggio di circolarità viene attribuito seguendo diversi approcci di calcolo/

valutazione a seconda della tipologia di indicatore e può variare in una scala da 0 (lineare) a 1 (circolare). Lo strumento fornisce come risultato un indice di circolarità ottenuto sintetizzando i punteggi raggiunti nei tre livelli di analisi, attraverso un sistema di pesi calcolati, ad ogni livello, con il metodo dell'analisi gerarchica (Saaty, 1990). In dettaglio, ad ogni livello di analisi i punteggi di circolarità sono moltiplicati per i corrispondenti pesi e in seguito sommati per ottenere l'indice sintetico al primo livello di analisi.

La scala per la misurazione della circolarità varia da 0 a 1 ed è suddivisa in quattro fasce che classificano i sistemi in esame come illustrato di seguito:

- $0 \leq$ Indice di circolarità $< 0,25$ livello di circolarità I: emergente;
- $0,25 \leq$ Indice di circolarità $< 0,5$ livello di circolarità II: avviato;
- $0,5 \leq$ Indice di circolarità $< 0,75$ livello di circolarità III: consolidato;
- $0,75 \leq$ Indice di circolarità ≤ 1 livello di circolarità IV: circolare.

Gli ambiti e le categorie di valutazione, gli indicatori e i pesi relativi ad ogni livello di analisi sono riportati in Tabella 1.

3. Caso studio, assunzioni e fonti dei dati

Il caso studio è rappresentato dal settore italiano di generazione dell'energia elettrica. L'anno scelto come riferimento è il 2019, l'anno più recente per il quale sono disponibili il maggior numero di dati necessari all'applicazione dello strumento. Nel 2019, la potenza rinnovabile installata in Italia è pari a 55.495 MW, mentre la potenza complessiva del parco di generazione è 199.299 MW (Terna, 2019), la generazione di energia elettrica da fonti rinnovabili rappresenta circa il 40% dell'energia elettrica lorda generata (293.853 GWh).

Il settore nazionale di generazione di energia elettrica è stato modellizzato come un'azienda il cui prodotto in uscita, il kWh di energia elettrica, proviene da due aree produttive: il parco di generazione termoelettrico e il parco di generazione rinnovabile (Martignon et al., 2020). I confini del sistema includono le principali unità di processo del sistema in esame relative alla fase di generazione dell'energia elettrica. Pertanto, non è oggetto di valutazione né la circolarità intrinseca dei materiali e dei combustibili in ingresso al sistema, considerata nulla nel caso di impiego di risorse limitate e non rinnovabili e pari a 1 (circolare) nel caso di impiego di risorse rinnovabili o derivanti da percorsi di recupero e riciclo, né la circolarità dei sistemi coinvolti nella gestione dei flussi di rifiuti in uscita dal sistema in esame, ossia gli impianti per il recupero, il riciclo e lo smaltimento, assumendo pari a 1 la circolarità dei flussi recuperabili e pari a 0 quella dei flussi che non vengono reimmessi nel sistema economico. Le principali fonti documentali sono state: Terna S.p.A., RSE S.p.A., GSE S.p.A., ISPRA e le dichiarazioni ambientali dei principali operatori del settore nazionale di generazione di energia elettrica (Enel S.p.A., Eni S.p.A., ecc.).

Tabella 1: Ambiti e categorie di valutazione e indicatori per misurare la circolarità del settore italiano di generazione dell'energia elettrica

Ambito di valutazione	Categoria	Indicatore	Scala/metodo di valutazione
Fattori abilitanti (P: 0,13)	Strategia energetica nazionale (P: 0,50)	Integrazione di principi e di obiettivi di EC nella pianificazione energetica nazionale (P: 0,14)	Valutazione del numero di principi integrati nelle politiche
		Innovazione circolare (P: 0,57)	% di brevetti del settore elettrico favorevoli all'EC
		Livello di attuazione degli obiettivi della politica energetica nazionale coerenti con i principi dell'EC (P: 0,29)	Confronto tra la capacità rinnovabile installata nel 2019 e la capacità che si sarebbe dovuta installare per raggiungere gli obiettivi al 2030
	Strategia dei principali operatori nazionali del settore della generazione di energia elettrica (P: 0,50)	Grado di copertura dei rapporti di sostenibilità ambientale (P: 0,25)	% di energia elettrica generata da operatori che emettono rapporti di sostenibilità
		Grado di copertura registrazione EMAS e/o ISO 14001 (P: 0,50)	% di energia elettrica generata da operatori certificati EMAS/ISO 14001
		Integrazione dei principi e di obiettivi di EC nella politica ambientale (P: 0,25)	Valutazione dell'integrazione nelle politiche ambientali di principi e obiettivi di EC

(continued on the next page)

Table 1: (continued from previous page)

Struttura del settore e fase operativa (P: 0,48)	Struttura del settore (P: 0,25)	Capacità rinnovabile installata (P: 0,50)	% di potenza rinnovabile
		Impiego di materie prime critiche (P: 0,50)	<i>Commodity Life Cycle Costing</i> (Mela et al., 2021)
	Fase operativa (P: 0,75)	Generazione di energia elettrica da fonte energetica rinnovabile (P: 0,29)	% di energia elettrica generata da fonti rinnovabili
		Rendimento del parco di generazione (P: 0,29)	Parco termoelettrico: rapporto tra l'energia elettrica prodotta e il contenuto energetico dei combustibili utilizzati. Parco rinnovabile: 100%
		Disaccoppiamento tra la produzione di energia elettrica e le emissioni di CO ₂ (P: 0,12)	Tendenza emissioni gCO ₂ /kWh
		Consumo idrico – settore termoelettrico (P: 0,10)	% consumo idrico da fonti scarse
		Simbiosi industriale – valorizzazione dei rifiuti di altri settori economici (P: 0,10)	Valutazione del contributo alla valorizzazione dei rifiuti di altri settori economici
		Gestione dei rifiuti connessi alla fase di generazione – settore termoelettrico (P: 0,10)	% di rifiuti recuperati
Gestione degli impianti a fine vita (P: 0,17)	Dismissione circolare dei siti produttivi non attivi (P: 0,33)	Progetti di dismissioni circolari (P: 1)	% di impianti dismessi in un'ottica di EC
	Riqualificazione dei siti produttivi non attivi (P: 0,33)	Progetti di riqualificazione circolari (P: 1)	Valutazione basata sullo stato di avanzamento del progetto
Effetti ambientali (P: 0,14)	Consumo di risorse abiotiche (P: 0,50)	Impatto di ciclo di vita sul consumo di risorse (P: 1)	Tendenza impatto kgSb _{eq} /kWh
	Cambiamento climatico (P: 0,50)	Impatto di ciclo di vita sul cambiamento climatico (P: 1)	Tendenza impatto kgCO _{2eq} /kWh

4. Risultati

Sulla base delle ipotesi e delle assunzioni dello studio, il settore della generazione di energia elettrica ha ottenuto un punteggio di circolarità pari a 0,49 ed è pertanto classificato come sistema “avviato” per quanto concerne la transizione verso l’EC (Figura 1). Dall’analisi dei dati è emerso che l’ambito “struttura del settore e fase operativa” incide per circa il 49% sul punteggio di circolarità complessivo, seguito dagli ambiti “gestione degli impianti a fine vita” con un’incidenza pari al 21%, “fattori abilitanti” con un contributo del 16% e “effetti ambientali” con un’incidenza del 14%.

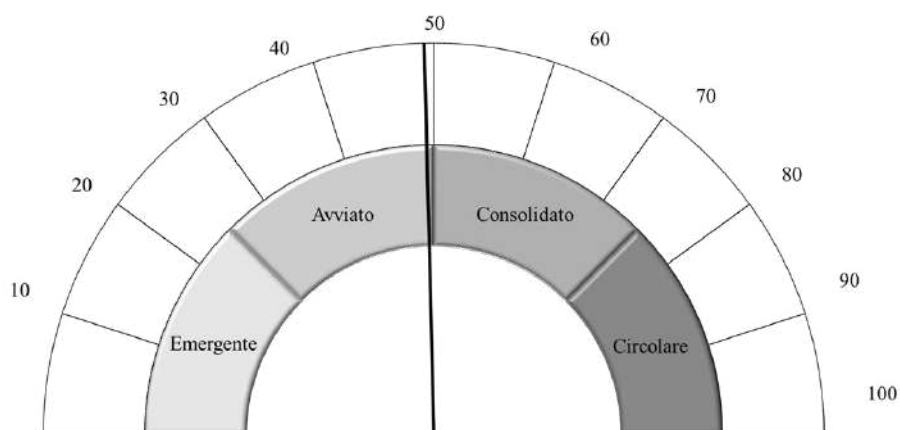


Figura 1: livello di circolarità del sistema di generazione di energia elettrica in Italia nel 2019

L’analisi dettagliata degli ambiti valutativi ha consentito di identificare il contributo di ogni indicatore e di fare delle valutazioni in merito al livello di integrazione dei principi di circolarità descritti al Paragrafo 2.1. Con riferimento all’ambito valutativo “fattori abilitanti”, i risultati ottenuti hanno evidenziato un buon livello di integrazione dei principi di EC nei piani di sviluppo del settore elettrico nazionale e nelle politiche ambientali dei principali operatori del settore. Un punteggio elevato è stato ottenuto anche per quanto riguarda il contributo dell’innovazione alla transizione circolare. In dettaglio, l’indicatore sull’innovazione valutato sulla base dei brevetti concessi al settore elettrico ha evidenziato che circa l’87% sono favorevoli alla transizione verso un settore elettrico circolare. Il grado di copertura dell’emissione dei rapporti di sostenibilità ambientale, delle registrazioni EMAS e/o certificazioni ISO 14001 dell’energia elettrica generata in Italia è pari a circa il 60%. Pertanto, il punteggio di circolarità medio ottenuto da questi indicatori è di circa 0,6. Infine, con riferimento al raggiungimento degli obiettivi di crescita della potenza rinnovabile al 2030 fissati dal PNIEC (Commissione Europea, 2019), sulla base della traiettoria teorica del percorso di raggiungimento ipotizzata nello studio, è risultato che l’Italia allo stato attuale ha installato una capacità inferiore rispetto a quella prevista ottenendo per l’indicatore, rappresentativo del principio “input rinnovabili”, un punteggio pari a 0. Questo risultato evidenzia la necessità di aumentare l’impegno per favorire l’installazione di capacità rinnovabile soprattutto se si considera che il PNIEC vigente è ormai superato perché non adeguato al nuovo pacchetto per il clima e l’energia dell’UE “Fit for 55” (Commissione Europea, 2021). Con riferimento all’ambito di valutazione “struttura del settore e fase operativa” il sistema in esame ha ottenuto punteggi elevati per gli indicatori “rendimento del parco di generazione” (punteggio: 0,90; principio: ottimizzazione delle risorse) e “disaccoppiamento tra la produzione di energia

elettrica e le emissioni di CO₂” (punteggio: 1; principio: riduzione dell’impatto ambientale). Gli indicatori “consumo idrico – settore termoelettrico” e “gestione dei rifiuti connessi alla fase di generazione – settore termoelettrico” hanno ottenuto, rispettivamente, punteggi di circolarità di 0,51 e 0,42. Pertanto, entrambi rappresentano delle aree prioritarie di intervento nella transizione verso un settore elettrico circolare. La circolarità della gestione degli impianti a fine vita è stata analizzata con riferimento a due indicatori “dismissione circolare dei siti produttivi non attivi” e “riqualificazione dei siti produttivi non attivi”. Sulla base dei dati raccolti è risultato che per il 96,3% delle centrali dismesse in Italia è stato previsto un progetto di riqualificazione dei siti produttivi. Tuttavia, l’indagine è stata focalizzata sul parco di generazione termoelettrico ed entrambi gli indicatori sono stati valutati quasi esclusivamente sulla base dei dati pubblicati da Enel S.p.A. nell’ambito del progetto Futur-e¹. Di conseguenza, questo ambito richiede ulteriori approfondimenti volti all’individuazione o alla creazione di nuovi indicatori che consentano di ottenere una valutazione che sia rappresentativa dell’intero settore di generazione. L’ambito relativo agli effetti ambientali ha ottenuto un punteggio di circolarità pari a 0,07. In dettaglio, il sistema ha ottenuto un punteggio di circolarità pari a 1 in corrispondenza dell’indicatore “impatto di ciclo di vita sul cambiamento climatico” poiché si osserva una tendenza negativa negli anni dell’impatto su questa categoria e punteggio pari a 0 per l’indicatore “impatto di ciclo di vita sul consumo di risorse abiotiche” poiché la tendenza è in questo caso crescente (Carvalho et al., 2020). L’aumento è associato alla maggiore quota di energia elettrica generata con tecnologie rinnovabili alle quali è associato un maggior impatto sul consumo di materie prime per kWh di energia elettrica (Wernet et al., 2016).

5. Conclusioni

Lo studio ha avuto come obiettivo lo sviluppo e l’applicazione di uno strumento per la misurazione del livello di circolarità del settore della generazione dell’energia elettrica di un Paese e la sua applicazione al caso studio italiano. In mancanza di metodi consolidati in letteratura, la sfida è stata quella di integrare indicatori di tipo LCA, fondamentali in un’ottica di EC, con indicatori tipo “soft” in grado di cogliere gli orientamenti di policy e di governance dei principali attori del settore. L’applicazione dello strumento ha consentito di misurare, sulla base degli indicatori selezionati, l’attuale livello di circolarità del sistema in esame e di individuare le potenziali aree di miglioramento. In dettaglio, nell’anno di riferimento dello studio (2019), il sistema in esame ha raggiunto un punteggio di 0,49, al limite del confine con il livello successivo di circolarità, relativo a sistemi consolidati, della classificazione adottata nello studio. L’analisi ha evidenziato che alcune delle azioni prioritarie per promuovere la transizione circolare dovrebbero prevedere un aumento degli sforzi per rispettare gli impegni presi in termini di incremento della generazione di energia elettrica da fonti rinnovabili e nella gestione della risorsa idrica e dei rifiuti associati alla fase operativa in accordo ai principi di EC. Inoltre, lo studio ha evidenziato la necessità di associare alla maggiore penetrazione delle fonti rinnovabili percorsi di innovazione tecnologica volti al recupero e reimpiego delle materie prime dalle tecnologie dismesse allo scopo di disaccoppiare la generazione dal consumo di risorse non rinnovabili. Inoltre, l’applicazione al caso studio ha consentito di evidenziare le criticità connesse all’accessibilità dei dati necessari per la valutazione di alcuni indicatori e di individuare le potenziali aree di miglioramento della

¹ <https://corporate.enel.it/it/futur-e>

metrica in termini di indicatori selezionati per la valutazione di alcuni ambiti di valutazione e di disponibilità dei dati necessari. Con riferimento a quest'ultimo aspetto, è emersa la necessità di attivare dei canali specifici per migliorare la rapidità nell'acquisizione dei dati necessari.

6. Bibliografia

- Alleanza per l'Economia circolare. (2021). Fare l'Economia Circolare. Quaderno 1. Misurare la Circolarità: Coniugare approcci globali, nazionali e aziendali.
- Carvalho, M. L., Temporelli, A., & Girardi, P. (2021). Life cycle assessment of stationary storage systems within the Italian electric network. *Energies*, 14(8), 2047.
- Carvalho, M. L., Marmioli, B., & Girardi, P. (2022). Life cycle assessment of Italian electricity production and comparison with the European context. *Energy Reports*, 8, 561-568.
- Carvalho, M., Marmioli, B., Mela, G., Molocchi, A. (2020). Elementi per l'integrazione della LCA di scenari energetici con la modellistica energetica e la valutazione monetaria delle esternalità. RSE S.p.A., Rapporto RdS n. 21010395, Milano.
- Commissione Europea, 2008. Direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 312 del 22.11.2008, pag. 3.
- Commissione Europea, 2014. COM(2014)15 final. Quadro per le politiche dell'energia e del clima per il periodo dal 2020 al 2030.
- Commissione Europea, 2019. COM(2019)640 final. Il Green Deal europeo.
- Commissione Europea, 2020a. COM/2020/98 final. Un Nuovo Piano d'azione per l'Economia Circolare per un'Europa più Pulita e più Competitiva.
- Commissione Europea, 2020b. COM(2020)299 final. Energia per un'economia climaticamente neutra: strategia dell'UE per l'integrazione del sistema energetico.
- Commissione Europea, 2020c. COM(2020)474 final. Resilienza delle materie prime critiche: tracciare un percorso verso una maggiore sicurezza e sostenibilità.
- Commissione Europea, 2021. COM(2021)550 final. Pronti per il 55%: realizzare l'obiettivo climatico dell'UE per il 2030 lungo il cammino verso la neutralità climatica.
- Cusenza, M.A., Guarino, F., Longo, S., Mistretta, M., Cellura, M. (2020). Environmental assessment of 2030 electricity generation scenarios in Sicily: An integrated approach. *Renewable Energy* (160) 1148 -1159.
- ISO 14040:2006/Amd 1:2020. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework - Amendment 1.
- Martignon G., Ciceri G., Molocchi A. (2020). Sistema energetico e economia circolare: feedback da Normazione e IEA Bioenergy, misura della circolarità e analisi di coerenza dei sussidi ambientalmente rilevanti. RSE S.p.A., Rapporto RdS n. 20010644, Milano.
- Mela, G., Carvalho, M., Temporelli, A., Girardi, P. (2021). The Commodity Life Cycle Costing Indicator. An Economic Measure of Natural Resource Use in the Life Cycle. *Sustainability*, vol. 4870, p. 13, 2021.
- Saaty, T.S. (1990). How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*. Volume 48(1), Pages 9-26.
- TERNA S.p.A., 2019. Dati statistici. Produzione. www.Terna.it

Unione Europea, 2020. Regolamento (UE) 2020/852 relativo all'istituzione di un quadro che favorisce gli investimenti sostenibili e recante modifica del regolamento (UE) 2019/2088.

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, M., Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* volume 21, pages1218–1230.

Greenhouse gas emission savings of biogasoline produced from municipal sewage sludge with respect to its fossil equivalent

Virginia Lama¹, Stefano Macrelli¹, Andrea Contin^{1,2}, Diego Marazza¹, Serena Righi^{1,2}

Abstract: The transport sector is one of the most critical areas to decarbonize and the production of sustainable advanced fuels still faces several challenges. Therefore, it is essential to find viable and sustainable solutions to increase the renewable energy source (RES) share within the sector. In this context, the present study aims to assess the GreenHouse Gas (GHG) emission savings of the biogasoline produced in the TO-SYN-FUEL project with respect to the Renewable Energy Directive (RED II) (2018/2001/EC) criteria defined in its Annex V. To do that, the Global Warming Potential (GWP) is calculated for the biogasoline produced at the demonstrator plant and compared with the respective conventional fuel. A commercial integrated system is evaluated as well. All data for the GHG emissions quantification has been collected with the help of all partners involved in the project. The results of this evaluation highlight the crucial role of energy-consuming stages and the dependency on the energy source selected to meet the environmental targets.

1. Introduction

The ongoing climate crisis demands the entire economy to find alternative solutions to drastically reduce GHG emissions across all sectors. The European New Green Deal has set important targets to achieve climate neutrality in Europe by 2050. In this context, the transport sector represents one of the most critical fields to be decarbonized, given the inelastic nature of its infrastructure and the challenges associated to the production of sustainable advanced renewable fuels which are economically viable (Chiaramonti et al., 2021). The Renewable Energy Directive (RED II) and the Fuel Quality Directive (FQD) 98/70/EC are the key regulations that the European Commission has shaped for the fuel sector. The average share of Renewable Energy Sources (RES) in the European transport sector was around 8% in 2018 (EEA, 2019) and is expected to grow up to a 14% by 2030, as set by the RED II (EC, 2018).

To achieve this goal, it is necessary to develop innovative technologies that could allow the efficient production of sustainable advanced biofuels, preferably second generation ones which avoid impacts on biodiversity and land use, as well as competition with food crops (Naik et al., 2010). Among existing feedstocks, municipal sewage sludge constitutes a suitable option for the production of this type of biofuels which also represents a problematic waste stream both in terms of the amount produced annually and in terms of the way it is currently managed. In this regards,

¹ CIRSA - Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Alma Mater Studiorum - University of Bologna, Via dell'Agricoltura 5, 48123 Ravenna, Italy

² DIFA – Dipartimento di Fisica e Astronomia “Augusto Righi” Alma Mater Studiorum - Università di Bologna, Via Bertini Pichat 6/2, 40127 Bologna, Italia
Email: serena.righi2@unibo.it

the Horizon 2020 EU project TO-SYN-FUEL aims to tackle the above mentioned issues by combining in one integrated plant TCR®, thermo-catalytic reforming, HDO, hydro-deoxygenation, and PSA, pressure swing adsorption, to produce biofuels and green hydrogen from municipal sewage sludge. The present study evaluates the TO-SYN-FUEL technology, i.e., TCR-PSA-HDO, from the carbon emission perspective with the aim of demonstrating its validity according to current European legislations.

2. Materials and methods

Life Cycle Assessment (LCA) is a standardized methodology (ISO, 2006a,b) that has been selected to calculate the GHG emission savings of the biogasoline produced by the TCR-PSA-HDO integrated plant with respect to its fossil equivalent, i.e., gasoline. The software that has been used to perform the LCA is GaBi® version 2021.2.

2.1. Goal and scope definition

The aim of this study is to determine the GHG emissions of the biogasoline produced by the TCR-PSA-HDO integrated system considering the system boundaries presented in figure 1. The system boundaries are defined as “*well-to-wheel*” in the case of conventional gasoline, given its fossil origin and thus the importance of considering the environmental impacts of oil extraction, and could be defined as “*bin-to-wheel*” for the biogasoline, applying the so-called “zero burden approach”, given the fact that sewage sludge is considered a waste stream. Therefore, impacts related to sewage sludge production are not included in the study.

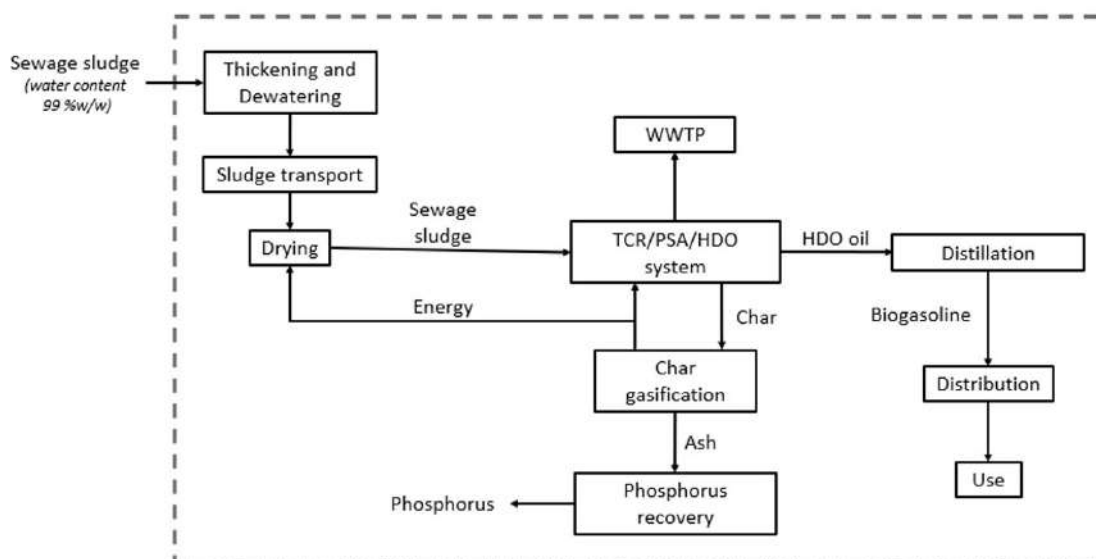


Figure 1: System boundaries of the TCR-PSA-HDO system

The functional unit (FU) is defined as “1 MJ of Higher Heating Value (HHV) in the fuel produced”.

2.1.1. TCR-PSA-HDO configurations analysed

The biogasoline produced by the TCR-PSA-HDO integrated system is analysed evaluating the following plant configurations:

- Demonstrator 500 kg/h
- Commercial plant 500 kg/h

In both cases, the TCR treating capacity is 500 kg/h of dried sewage sludge and the two configurations mainly differ in terms of the overall efficiency of the integrated system, which is higher in the commercial one.

Three different scenarios of the TCR-PSA-HDO integrated system have been modelled for each configuration, which differ in terms of additional thermal energy provided for sewage sludge drying, for a total of six scenarios:

- TCR-PSA-HDO natural gas, where the additional thermal energy for drying is provided by natural gas. It could be considered as usual solution.
- TCR-PSA-HDO wood gasification, where the additional thermal energy for drying is provided by wood gasification. This scenario represents the current state of the project since the demonstrator plant in Hohenburg (Amberg-Sulzbach district) is installed right next to a wood gasification sewage sludge drying plant.
- TCR-PSA-HDO greenhouse, where the drying is provided by hybrid greenhouse. This technology can be considered as CO₂-neutral since it does not need fossil energy. This scenario can also represent existing cases where off-heat from industrial process is used for drying.

Each scenario has then been compared with conventional gasoline and evaluated according to the guidelines defined in the Annex V of the RED II.

2.1.2. Inventory analysis

To conduct the inventory analysis for this LCA study, primary data has been directly collected from the project partners and used to model the foreground system, i.e. TCR-PSA-HDO integrated system. GaBi Professional version 2021.2 and Ecoinvent version 3.8 databases have been used to model all the processes belonging to the background system, e.g., electricity and thermal energy production etc. For modelling the parts of the system which are not included in the actual demonstrator, such as the phosphorus recovery technology, literature data from the EU project P-REX and related to the EcoPhos® process has been used. Environmental credits associated to the TCR-PSA-HDO system are considered for the phosphorus recovery and for the electricity and heat produced by the CHP and the biochar gasification system as well.

2.1.3. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

Inventory results have been translated into contributions and scores on GWP according to the 'Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context' Handbook (EC, 2011) and the characterisation factor proposed by 'Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods' (EC, 2012).

2.2. Renewable Energy Directive (RED II)

The Renewable Energy Directive (RED II) defines a series of sustainability and GHG emission criteria that bioliquids used in transport must comply with to be counted towards the overall 14% target and to be eligible for financial support by public authorities. In particular, according to the RED II, Annex V, “greenhouse gas emissions savings from biofuels and bioliquids shall be calculated as follows:

$$SAVING = (EF(t) - EB)/EF(t)$$

Where *EB* stands for total emissions from the biofuel; and *EF(t)* for total emissions from the fossil fuel comparator for transport. The fossil fuel comparator in the case of biofuels is 94 g CO₂eq/MJ”.

Moreover, “the greenhouse gas emission savings from the use of biofuels, bioliquids and biomass fuels shall be at least 65 % for biofuels, biogas consumed in the transport sector, and bioliquids produced in installations starting operation from 1 January 2021” (EC, 2018).

Therefore, for the TCR-PSA-HDO biofuels to be in compliance with the RED II, their GHG emissions savings should be of at least 65% with respect to the fuel comparator value of 94 g CO₂eq/MJ, i.e., 32,9 g CO₂eq./MJ.

3. Results and discussion

3.1. Global Warming Potential (GWP)

In figures 2 and 3, the GWP (excluding biogenic carbon) impact score referred to the FU is shown for the biogasoline produced in the three TCR-PSA-HDO thermal energy scenarios and for the demonstrator and commercial configurations, respectively. Both are compared to the respective conventional fuel and to the RED II “fuel comparator value”. The line represents the benchmark referred to the 65% GHG emission saving to be achieved.

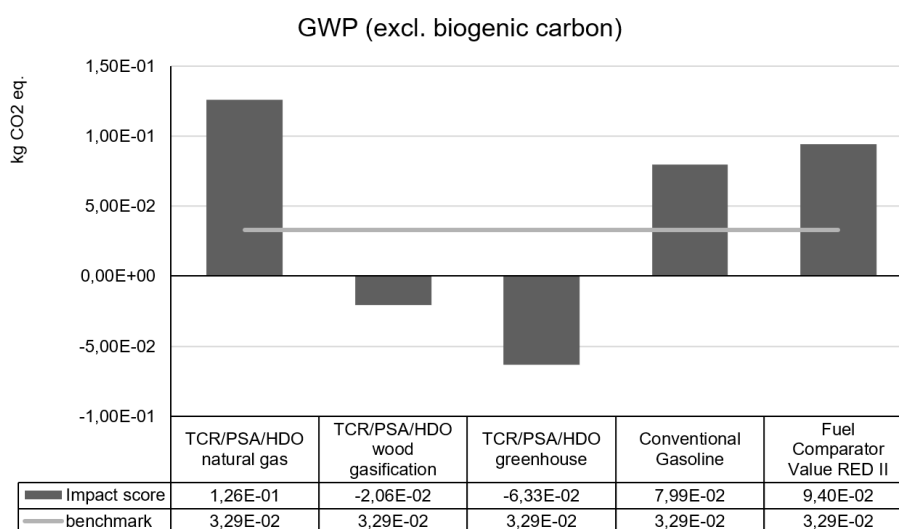


Figure 2. GWP (excl. biogenic carbon) results for the biogasoline produced at the demonstrator 500 kg/h plant for the three thermal energy scenarios analysed and for conventional gasoline; RED II fuel comparator value is also reported, as well as the benchmark.

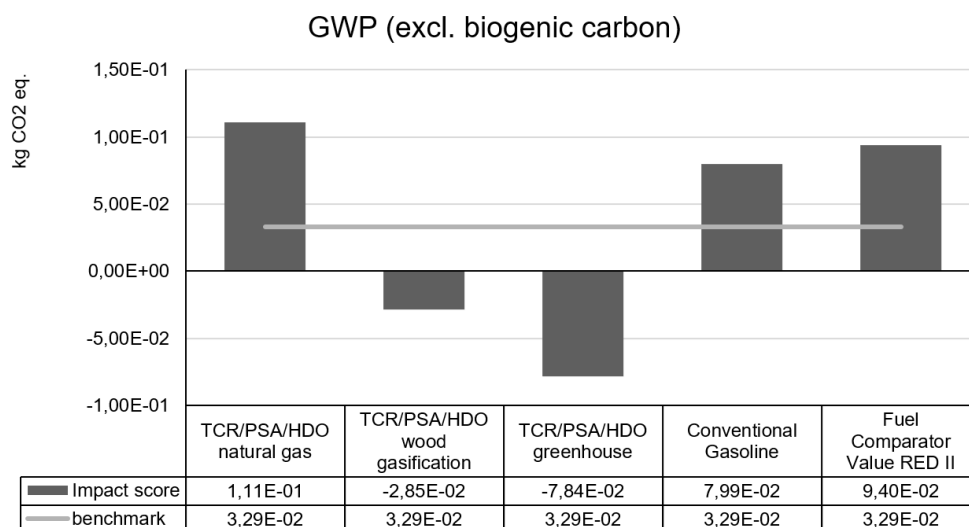


Figure 3. GWP (excl. biogenic carbon) results for the biogasoline produced at the commercial 500 kg/h plant for the three thermal energy scenarios analysed and for conventional gasoline; RED II fuel comparator value is also reported, as well as the benchmark.

Results show that providing the thermal energy needed for the sewage sludge drying with natural gas has a significant higher contribution to the CO₂ eq. emissions in the atmosphere, leading this scenario to perform even worse than that of fossil gasoline. On the other hand, wood gasification and greenhouse thermal energy sources represent more sustainable alternatives in terms of emissions.

In Table 1 are reported the GHG emission savings for the TCR-PSA-HDO scenarios shown in the above figure 2, thus including the two plant configurations (demonstrator and commercial) and the biogasoline obtained from the integrated system. All the calculations have been done following the guidelines described at the beginning of paragraph 3.2 and defined by the RED II. GHG savings that meet the benchmark are highlighted in green, otherwise they are coloured in red.

Table 1. GHG emission savings calculated for the scenarios analysed using GWP (excl. biogenic carbon) results.

GHG emission savings (%)	TCR/PSA/HDO natural gas	TCR/PSA/HDO wood gasification	TCR/PSA/HDO greenhouse
Biogasoline from Demonstrator	-34%	122%	167%
Biogasoline from Commercial plant	-18%	130%	183%

4. Conclusions

In conclusion, using natural gas as thermal energy source for the sewage sludge drying proves to be the worst choice if compared to the wood gasification and greenhouse scenarios, regardless of the TCR-PSA-HDO system configuration. The GHG emission saving for the natural gas scenario does not achieve the 65% benchmark set by the RED II for the biofuel considered. On the other hand, wood gasification and greenhouse scenarios represent way more promising solutions to meet the target. They indeed perform better than the conventional fuel and largely achieve the 65% reduction of GHG emissions. It must be noted that in all scenarios analysed, the commercial TCR-PSA-HDO configuration allows for better results if compared to the demonstrator plant. This shows the crucial role of implementing engineering strategies to recover energy and by-products whenever possible.

Acknowledgments

TO-SYN-FUEL project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 745749.

5. Bibliography

- Chiaromonte, D., Talluri, G., Scarlat, N., Prussi, M., 2021. The challenge of forecasting the role of biofuel in EU transport decarbonisation at 2050: A meta-analysis review of published scenarios. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 139, 110715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110715>
- EC-JRC, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context, first ed. European Commission. Viewed on Feb 2022, <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/>
- EC-JRC, 2012. Characterisation Factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment Methods. Database and Supporting Information, first ed. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability
- EC, 2018. Renewable Energy Directive (RED II) - Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources. Viewed on Mar 2022, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=uriserv:OJ.L_.2018.328.01.0082.01.ENG
- EEA, E.E.A., 2019. Use of renewable fuels in transport in Europe. Viewed on Mar 2022, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-cleaner-and-alternative-fuels/use-of-cleaner-and-alternative-5>
- ISO, 2006a. Environmental Management-life Cycle Assessment-principles and Framework, second ed. ISO 14040; 2006e07-01; ISO, Geneva, Switzerland.
- ISO, 2006b. Environmental Management-life Cycle Assessment-requirements and Guidelines, first ed. ISO 14040; 2006e07-01; ISO, Geneva, Switzerland.
- Naik, S.N., Goud, V. V, Rout, P.K., Dalai, A.K., 2010. Production of first and second generation biofuels: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 578–597. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.003>

SESSIONE POSTER IV

I Cuochi dell'Alleanza Slow Food come modello di ristorazione sostenibile: Carbon Footprint dell'attività di Les Résistants a Parigi

Elena Neri^{1,2}, Gaia Esposito^{1,2}, Raffaella Ponzio³, Valentina Niccolucci²,
Riccardo M. Pulselli^{1,2}

Abstract: Per operare la transizione verso dei sistemi di consumo più sostenibili è necessario il contributo di ogni settore produttivo, anche della ristorazione. Il presente studio riguarda l'attività di un ristorante francese, afferente ai cuochi dell'alleanza di Slow Food, caratterizzato dall'attenzione nel selezionare tutti gli ingredienti, prediligendo filiere consapevoli, e dal riutilizzo degli scarti di cucina in ottica di economia circolare. I risultati hanno evidenziato quanto questo tipo di gestione riesca a ridurre gli impatti ambientali rispetto a realtà convenzionali. Le strategie adottate dall'azienda per minimizzare gli impatti costituiscono un'utile linea guida da seguire nel settore della ristorazione.

1. Introduzione

La transizione ecologica verso un sistema di sviluppo sostenibile e un modello di economia circolare richiede la partecipazione da parte di ogni settore economico, anche quello della ristorazione. Il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), approvato il 13 luglio 2021, ha stanziato 2.4 miliardi di euro per “innalzare la capacità competitiva delle imprese e promuovere un'offerta turistica basata su sostenibilità ambientale, innovazione e digitalizzazione dei servizi” (Ministero del Turismo, 2022). Sebbene anche la ristorazione produca molteplici effetti negativi sull'ambiente (Hu et al., 2013; Baldwin et al., 2011; Kerstens et al., 2016; Martin-Rios et al., 2018), questa possiede delle potenzialità nel contribuire a mitigare parte degli impatti ambientali (Liu et al., 2020; Green Restaurant Association). Dall'altra parte, molti studi hanno evidenziato l'attenzione dei consumatori alle tematiche ambientali, ripercuotendosi non solo nelle scelte d'acquisto, ma anche nelle abitudini alimentari (Doszhanov and Ahmad, 2015; Mohd, 2013). Ad esempio, nel 2018 la sfida #FoodForChange Challenge lanciata da Slow Food, che riguardava l'adesione volontaria ad una serie di buone pratiche di alimentazione consapevole per una settimana e la quantificazione delle emissioni evitate grazie a questi comportamenti, ha riscontrato un grande successo, con la partecipazione di circa 5000 persone da tutto il mondo (Slowfood.it). La Life Cycle Assessment (LCA) è stata ampiamente utilizzata per analizzare l'impatto sui

¹INDACO₂ srl, Siena

²LABORIOSO, Laboratorio di Ricerca Congiunto, Università degli Studi di Siena

³Slow Food Italia

Email: elena.neri@indaco2.it

singoli prodotti nel settore agrifood (Notarnicola et al., 2015), mentre sono meno frequenti studi su piatti completi (Zufia e Arana, 2008; Davis e Sonesson, 2008; Calderón et al., 2010; Schmidt Rivera et al., 2014), relativi alla ristorazione o a pasti consumati in ristorante (Balwin et al., 2011; Calderon et al., 2018). Slow Food, da anni svolge analisi del ciclo di vita sui prodotti dei Presidi (Slow Food, 2018) e ultimamente l'attenzione è stata focalizzata su diete e attività di ristorazione, al fine di promuovere un'educazione alla selezione degli ingredienti e abitudini alimentari sane, minimizzando allo stesso tempo gli impatti ambientali a casa e fuori. In particolare, è stata svolta un'analisi su un'attività di ristorazione in Francia, "Les Resistent" di Parigi, che adotta la filosofia dei cuochi dell'alleanza. I risultati del presente studio hanno evidenziato come l'attività analizzata possa costituire un modello da seguire da tutto il settore della ristorazione, non solo per la qualità proposta, ma anche come strategia da adottare per minimizzare gli impatti ambientali.

2. Materiali e metodi

2.1. Caso studio

Il ristorante Les Resistents si trova in centro a Parigi nella zona del Marais. La ricerca di materie prime di qualità in tutto il territorio nazionale e la selezione di produttori orientati a pratiche agricole e zootecniche responsabili è stata una delle priorità considerate dai proprietari. Attualmente i produttori selezionati sono circa 120. Il 99% dei prodotti che sono utilizzati al ristorante sono biologici, coltivati/allevati con metodi tradizionali, impiegando varietà/razze autoctone. Non è utilizzato nessun ingrediente che sia cresciuto in serra o coltivato/allevato in modo intensivo industriale. Le materie prime sono consegnate direttamente dai produttori, oppure (nella maggior parte dei casi) sono conferite nel centro logistico di Rungis, che trasporta tutto in un unico viaggio al locale. La maggior parte dei prodotti è trasformata al momento e servita, senza conservazione in frigo. Sono utilizzate 9 razze autoctone diverse di bovino, alcune delle quali provenienti dalla Corsica per l'eccellente qualità e la gestione attenta dell'allevamento. Il pesce proviene da pesca certificata sostenibile, includendo un'ampia varietà di specie, prediligendo quelle meno conosciute e raramente utilizzate nei ristoranti, che variano a seconda della disponibilità. I gestori del locale, sono in contatto continuo con i pescatori, che tramite una chat dedicata comunicano il pescato in tempo reale. I vegetali sono tutti prodotti con utilizzo minimizzato di prodotti chimici e macchinari e provengono principalmente dalla Normandia, Britannia e dalla zona Valenciana Francese. I funghi, "Champignon de Paris" provengono da un produttore a nord di Parigi che coltiva i funghi in grotta. La frutta arriva principalmente dall'area Valenciana Francese e dalla Corsica. Il formaggio è prodotto da latte di animali allevati allo stato brado e alimentati con erba e fieno. Il pane è prodotto da un forno che si trova vicino al locale, utilizzando lievito naturale, farine di varietà locali e acqua di pozzo, con lavorazione manuale. L'acqua servita al tavolo è microfiltrata dal rubinetto. Il vino proviene da produttori locali. Tutti i giorni il menù cambia a seconda della disponibilità dei prodotti e della stagionalità ed è basato principalmente su ingredienti vegetali, con alcuni piatti di carne. Gli scarti della cucina sono tutti riutilizzati come guarnizione, condimento o nelle zuppe. Gli avanzi dai piatti sono portati a casa dai clienti con carrier-bags in cartone. Grazie a questo tipo di gestione, gli scarti e il food waste, sia dalla cucina che dalla sala, sono stati ridotti a quantità trascurabili. Giornalmente sono serviti circa 120 clienti. Anche i saponi per la cucina e per i bagni sono selezionati con ecolabel o biologici. L'utilizzo del gas è

esclusivamente per la cucina, mentre l'elettricità è utilizzata in parte anche per il riscaldamento (i.e. pompa di calore), oltre che per cucina, celle frigorifere e illuminazione.

2.2. Life Cycle Assessment

La procedura ha previsto un'accurata analisi di inventario estesa a tutti i processi del ciclo di vita: dalla produzione delle materie prime, il loro trasporto al ristorante, l'energia per cucinarli, le bevande, l'apparecchiatura in sala e la sua gestione, l'utilizzo di detergenti utilizzati in cucina, in lavanderia (i.e. tovaglioli di stoffa) e nei bagni del locale, l'acqua, le carrier-bags, i consumi di elettricità per la gestione generale del locale e la gestione degli scarti della cucina (i.e. riutilizzo per nuove ricette). Sono esclusi dallo studio i fine vita delle carrier-bags e eventuali avanzi cucinati (i.e. considerati fuori dai confini del sistema e quantità trascurabili). I dati sono stati raccolti mediante intervista durante il sopralluogo al ristorante. In figura 1 sono riportati in valore percentuale gli ingredienti consumati in un anno.

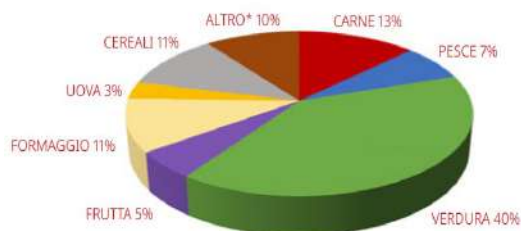


Figura 1: Quantità percentuali di ingredienti utilizzati in un anno da Les Resistents. Altro e.g. mandorle, nocciole, cioccolata, olio, caffè, zucchero.

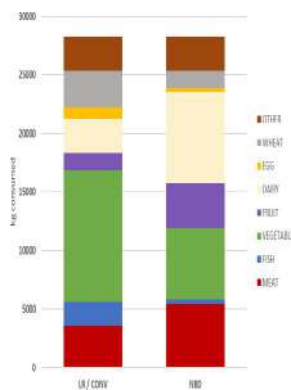


Figura 2: Confronto tra le quantità dei diversi ingredienti utilizzati da Les Resistents (LR), uguali allo scenario convenzionale (CONV), e nello scenario elaborato con la dieta sbagliata (NBD).

A partire da questi dati è stata calcolata la Carbon Footprint unitaria di ciascun prodotto, per poi ottenere la Carbon Footprint complessiva per 1 anno di attività e per un cliente medio (i.e. dividendo la CF complessiva per il numero di clienti serviti annualmente), per facilitare la comunicazione ai clienti del ristorante. La Carbon Footprint degli ingredienti utilizzati, dove possibile, è stata assunta simile ai valori ottenuti i Presidi Slow Food analizzati in precedenza (Slow Food, 2018). Per gli altri ingredienti sono stati utilizzati dati di letteratura, facendo riferimento a produzioni biologiche. Sono stati inoltre elaborati due scenari alternativi (fig. 2): a) ristorante analogo a Les Resistents ipotizzato con gestione “convenzionale” (scenario CONV): stessi consumi di materiali ed energia; stesse quantità di carne, verdura e altri alimenti; ingredienti non di stagione (e.g. produzione in serra), con provenienze estere, da produttori a gestione convenzionale/intensiva/industriale; saponi non biologici; acqua in bottiglia di plastica; carrier-bags in plastica. b) ristorante analogo a Les Resistents ipotizzato con gestione di tipo “convenzionale” basato su un menù che rispecchia una dieta non equilibrata (scenario NBD – Non Balanced Diet): stessi consumi di materiali ed energia; diverse proporzioni tra carne, verdura, latticini etc. secondo una “dieta non equilibrata” (i.e. in riferimento a proporzioni indicate da medici nutrizionisti in Slow Food, 2018); ingredienti non di stagione, con provenienze estere, a gestione convenzionale/intensiva/

industriale; saponi non biologici; acqua in bottiglia di plastica; carrier-bags in plastica. Gli scarti sia della cucina che della sala sono stati considerati aumentando le quantità di ingredienti lavorati (i.e. trattamento di fine vita escluso). Per quanto riguarda gli ingredienti dello scenario CONV e NBD sono stati utilizzati dati di letteratura, facendo riferimento a conduzioni convenzionali (e.g. Notarnicola et al., 2015; Antonelli et al., 2016).

I processi riferiti a trasporti, consumo di elettricità, metano, cartone e plastica sono stati invece selezionati dalla banca dati Ecoinvent.

L'elaborazione è stata effettuata utilizzando la banca dati Ecoinvent e il software SimaPro, selezionando il metodo CML-IA baseline, indicatore GWP100.

3. Risultati e discussioni

La Carbon Footprint complessiva per l'attività di ristorazione di Les Resistents di 1 anno (fig. 3) è 64.64 t CO₂eq, ovvero 2.15 kg CO₂eq per cliente medio. Più della metà degli impatti (54%) deriva dal consumo di carne (nonostante l'utilizzo ridotto come quantitativo nei menù) e in piccola parte da latticini (13%) e pesce (6%), mentre i consumi di altri materiali ed energia hanno ciascuno un contributo inferiore al 5% (e.g. elettricità 5%, metano 4%, uova 4%, cereali 3%, verdura 2%, altro 7%). I trasporti non influiscono in modo significativo sugli impatti.

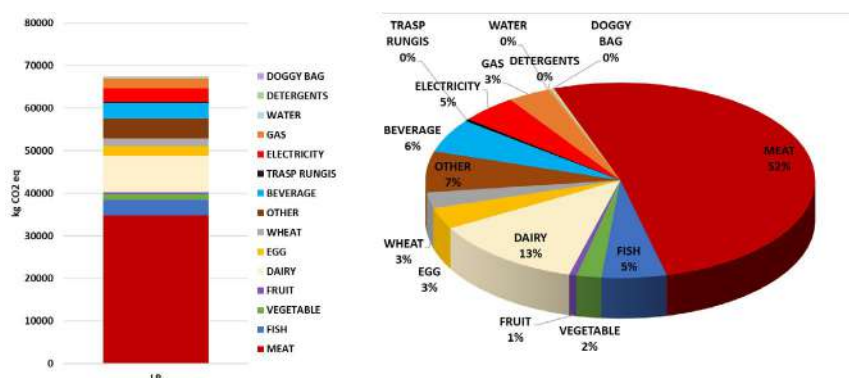


Figura 3: Dettagli della Carbon Footprint di Les Resistents (1 anno di attività) in valori assoluti e percentuali.

I punti critici (hotspots) della filiera riguardano: alti consumi di energia elettrica e gas, che incidono comunque minimamente sull'impatto complessivo dell'attività. Possibili soluzioni includono alcuni interventi strutturali, come l'installazione di piastre a induzione, l'ottimizzazione di sistemi di condizionamento climatico del locale, lo sfruttamento di fonti energetiche rinnovabili (e.g. pannelli fotovoltaici). Dall'altro lato invece, si evince dallo studio che l'impatto dei trasporti, per altro ben ottimizzati, non risulta essere rilevante, sebbene i prodotti arrivino da tutto il territorio nazionale, percorrendo talvolta anche lunghe distanze. È evidente che la scelta di produzioni consapevoli ha effetti più rilevanti in termini di mitigazione dell'impatto, rispetto al concetto del km0. Le buone pratiche attuate dall'azienda, che meritano sicuramente di essere evidenziate, sono: proposta di menù e quantità annuali utilizzate basate principalmente su verdura e in modo minore su carne; utilizzo di prodotti stagionali; selezione accurata dei fornitori caratterizzati da gestioni attente e prodotti di qualità; selezione di carni provenienti da allevamenti allo stato brado e razze autoctone; selezione di agricoltori che minimizzano l'uso di prodotti chimici e macchinari in campo; no scarti dalla cucina; scelta di detersivi biologici o ecolabel; acqua microfiltrata

dal rubinetto servita al tavolo; tovagliato essenziale (non usa e getta), costituito solamente da un tovagliolo in tessuto lavato in sede.

In letteratura non sono presenti molti studi che riguardano l'impatto ambientale di attività di ristorazione. Inoltre il confronto non risulta consistente a causa delle differenti caratteristiche del caso studio, confini del sistema e assunzioni, rispetto a quello analizzato. In generale, l'approvvigionamento delle materie prime è la voce che incide maggiormente sull'impatto totale (Balwin et al., 2011), in linea con quanto emerso in questo studio. Invece, la Carbon Footprint per un piatto unico servito in un ristorante Austriaco è circa 2.5 CO₂eq (Calderon et al., 2018).

La fig. 4 illustra il confronto del caso di Les Resistents con i due diversi scenari ipotizzati. L'analogo convenzionale evidenzia una Carbon Footprint annuale doppia (i.e. 130 t CO₂eq) rispetto a Les Resistents, ovvero 4.31 kg CO₂eq per cliente medio. In particolare, aumentano del 13% sul totale gli impatti dei latticini (i.e. 16 t CO₂eq), 10% e 8% rispettivamente verdura e frutta (i.e. nello scenario convenzionale non di stagione, quindi prodotti in serra o provenienti dal sud America), 8% per carne e 6% per pesce (i.e. nello scenario convenzionale da acquacoltura intensiva o proveniente dall'Oceano Indiano). Uova, farinacei, oltre all'acqua in bottiglia di plastica, saponi e carrier-bag aumentano per meno del 5%, anche se il loro impatto in termini assoluti raddoppia. Questi risultati evidenziano l'importanza della scelta dei fornitori, non solo per la qualità degli ingredienti, ma anche per le caratteristiche della conduzione aziendale (e.g. utilizzo di prodotti chimici e trattamenti in campo, energia per la fase agricola, produzione dei mangimi, dieta degli animali, gestione delle stalle). Dal confronto con il secondo scenario, si nota che la Carbon Footprint è 4.5 volte (i.e. 296 t CO₂eq; fig. 4) quella di Les Resistents, ovvero 8.27 kg CO₂eq per cliente medio. In particolare, aumentano del 23% di impatti sui latticini (i.e. 68 t CO₂eq), 19% la carne e 17% la frutta (i.e. non di stagione, quindi prodotti in serra o provenienti dal sud America). Gli scarti incidono sull'aumento dell'impatto per un 16%. Gli altri ingredienti hanno una variazione complessiva degli impatti inferiore al 5%. Da questo scenario quindi risulta importante la consapevolezza della gestione di un'attività di ristorazione, non solo per la qualità degli ingredienti e la selezione dei fornitori, ma anche per la proposta di menù ai clienti, influenzando sulle loro abitudini alimentari al ristorante.

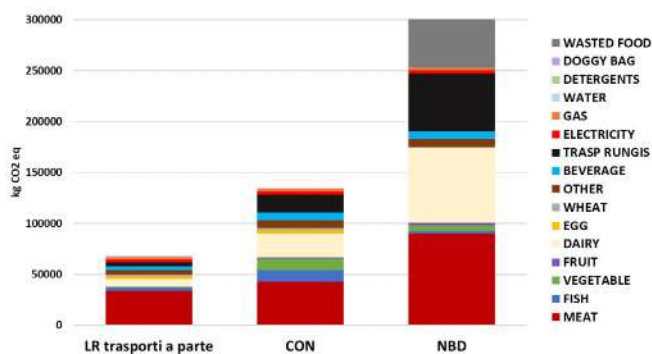


Figura 4: Confronto delle Carbon Footprint di Les Resistents LR vs scenario Convenzionale CON e Dieta Non Bilanciata NBD (1 anno di attività).

4. Conclusioni

Il presente studio ha riguardato l'analisi degli impatti dell'attività di ristorazione di Les Resistents a Parigi, gestito secondo la filosofia dei cuochi dell'alleanza di Slow Food, I risultati ottenuti

dall'analisi del ciclo di vita evidenziano una Carbon Footprint di 64.64 t CO₂eq per l'attività di ristorazione di un anno, ovvero 2.15 kg CO₂eq per cliente medio. I risultati sono stati anche confrontati con due differenti scenari alternativi, il primo con menù analogo a Les Resistents ma con ingredienti convenzionali/industriali ed il secondo con menù basato principalmente su carne e latticini e ingredienti convenzionali/industriali. Rispetto a questi scenari, gli impatti generati dall'attività di ristorazione di Les Resistents sono inferiori rispettivamente del 50% e 78%. La gestione attenta dell'attività di Les Resistents, la cura con cui sono selezionati gli ingredienti, che prevedono principalmente varietà autoctone e stagionali, provenienti da aziende del territorio Francese, sono buone pratiche che contribuiscono a ridurre gli impatti. In proposito, dallo studio emerge che l'impatto dei trasporti non risulta particolarmente rilevante. Si deduce che, in ambito di ristorazione, la sostenibilità è condizionata da una selezione accurata delle materie prime, in base alle pratiche agricole e zootecniche, molto più che dalle distanze percorse. I concetti di filiera corta e chilometro zero, soprattutto nel contesto delle grandi città, hanno una valenza relativa. La dimensione nazionale per la fornitura delle materie prime nel caso di Les Resistents risulta ottimale anche in virtù di una buona organizzazione logistica. Differenze significative si osservano nel confronto con lo scenario convenzionale che include prodotti del mercato globale. La proposta di menù che si basa principalmente su verdure, che accompagnano carne di qualità, è una scelta che non solo educa il cliente ad una dieta equilibrata, ma riduce la sua Carbon Footprint anche quando si alimenta fuori casa.

5. Bibliografia

- Antonelli, M., Bassi, R., Bianchi, M., Ciati, R., Ruini L., Dembska, K., Esposito, E., Mennecozzi, A., Principato, L., Ruggerini A., Ruini L., Cottavafi C., De Nicolò M., Di Stasi A., Marino M., Filareto A., Pignatelli S., Redavid E., Sessa F., Sordi L., Vannuzzi E., Giorda M., Gilli C., Nosi C., Pratesi C.A., Maffei C., Bastianoni S., Neri E., Niccolucci V., Meriggi P. 2016. Double Pyramid 2016. Tech document, Barilla Center for Food and Nutrition. ISBN 978-887578657-1
- Baldwin, C, Wilberforce, N, Kapur, A, 2011. Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16 (1), 40-49.
- Calderón, LA, Iglesias, L, Laca, A, Herrero, M, Díaz, M, 2010. The utility of life cycle assessment in the ready meal food industry. *Resour. Conserv. Recy.* 54, 1196-1207.
- Calderón, LA, Herrero, M, Laca, A, Díaz, M, 2018. Environmental impact of a traditional cooked dish at four different manufacturing scales: from ready meal industry and catering company to traditional restaurant and homemade. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23(4), 811-823.
- Davis, J, Sonesson, U, 2008. Life cycle assessment of integrated food chains - a Swedish case study of two chicken meals. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 574-584
- Doszhanov, A, Ahmad, ZA, 2015. Customers' intention to use green products: The impact of green brand dimensions and green perceived value. In: *SHS Web of Conferences*, (vol. 18). EDP Sciences.
- Green Restaurant Association, 2022. Viewed 9 Mar 2022, <https://www.dinegreen.com/>
- Horeca news, 2022. PNRR. La Ristorazione chiede di essere inclusa nei progetti per il turismo 4.0, viewed 9Mar 2022, <https://horecanews.it/pnrr-la-ristorazione-chiede-di-essere-inclusa-nei-progetti-per-il-turismo-4-0/>.

- Hu, HH, Parsa, HG, Self, J, 2010. The dynamics of green restaurant patronage. *Cornell Hosp. Q.* 51 (3), 344–362.
- Hu, ML, Horng, JS, Teng, CC, Chou, SF, 2013. A criteria model of restaurant energy conservation and carbon reduction in Taiwan. *J. Sustain. Tour.* 21 (5), 765–779.
- Kerstens, SM, Priyanka, A, Van Dijk, KC, De Ruijter, FJ, Leusbrock, I, Zeeman, G, 2016. Potential demand for recoverable resources from Indonesian wastewater and solid waste. *Resour. Conserv. Recycl.* 110, 16–29.
- Liu, KN, Hu, C, Lin, MC, Tsai, TI, Xiao, Q, 2020. Brand knowledge and non-financial brand performance in the green restaurants: Mediating effect of brand attitude. *Int. J. of Hosp. Manag.* 89, 102566.
- Martin-Rios, C, Demen-Meier, C, Gössling, S, Cornuz, C, 2018. Food waste management innovations in the foodservice industry. *Waste Manag.* 79, 196–206.
- Minister del Turismo, 2022. Viewed 9 Mar 2022, <https://www.ministeroturismo.gov.it/>.
- Mohd, N, 2013. Youngconsumer ecological behaviour: The effects of environmental knowledge, healthy food, and healthy way of life with the moderation of gender and age. *Manag. Environ. Qual. Int. J.* 24 (6), 726–737.
- Notarnicola, B, Salomone, R, Petti, L, Renzulli, PA, Roma, R, 2015. *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector*. Springer International Publishing Switzerland 2015.
- Sarmiento, CV, El Hanandeh, A, 2018. Customers' perceptions and expectations of environmentally sustainable restaurant and the development of green index: The case of the Gold Coast, Australia. *Sustain. Prod. Consum.* 15, 16–24.
- Schmidt Rivera, XC, Espinoza Orias, N, Azapagic, A, 2014. Life cycle environmental impacts of convenience food: comparison of ready and home-made meals. *J. Clean. Prod.* 73, 294–309.
- Slow Food. Viewed 9 Mar 2022, <https://www.slowfood.it/>.
- Slow Food, 2018. Buoni per il pianeta, buoni per la salute, viewed 9 Mar 2022, <https://www.fondazione Slow Food.com/it/cosa-facciamo/i-presidi/>.
- Zufia, J, Arana, L, 2008. Life cycle assessment to eco-design food products: industrial cooked dish case study. *J. Clean. Prod.* 16:1915–1921.

Valutazione energetico-ambientale della produzione di elettricità da biogas

Paola Caputo¹, Maurizio Cellura², Teresa Maria Gulotta³, Marina Mistretta⁴

Abstract: La ricerca valuta le prestazioni energetiche e ambientali della generazione elettrica da biogas agricolo prodotto mediante digestione anaerobica, considerando un campione di impianti con differenti taglie di potenza e matrici trattate. Gli impianti alimentati principalmente con prodotti agricoli presentano eco-profilo peggiori, essenzialmente a causa della produzione di insilati. Inoltre, impianti della stessa taglia possono avere prestazioni energetico-ambientali differenti in funzione delle particolari condizioni operative. L'applicazione della Life Cycle Assessment ha permesso di stimare i potenziali impatti di un eco-profilo medio, che è stato poi confrontato con quello relativo all'energia elettrica prelevata dalla rete elettrica nazionale e al fotovoltaico. Il settore biogas si rivela promettente nel contribuire a migliorare la sostenibilità di alcune filiere agro-zootecniche, alla decarbonizzazione e all'incremento dell'autosufficienza energetica.

1. Introduzione

Il presente studio si inserisce nel contesto della transizione energetica e ambientale, caratterizzato dagli obiettivi europei e globali al 2030 e al 2050, dalle recenti Direttive Europee (e.g. RED II) in tema di promozione delle fonti energetiche rinnovabili, dalla decarbonizzazione e dal Green Deal.

Per una transizione efficace, è necessario valorizzare la produzione di energia elettrica e termica da fonti rinnovabili che siano versatili e programmabili. In tale contesto, il biogas agricolo, prodotto mediante digestione anaerobica (AD) e utilizzato in motori cogenerativi (CHP) per la produzione di energia elettrica e termica, si rivela importante anche per il bilanciamento della rete elettrica nazionale.

Le tecnologie per la produzione di biogas e il successivo impiego in motori cogenerativi sono mature e diffuse in vari contesti. L'Europa rappresenta il più importante produttore di biogas a livello globale con 18.802 impianti, una potenza elettrica installata pari a 10 GW e 62,5 TWh di energia elettrica prodotta all'anno (EBA, 2020). In Italia gli impianti AD-CHP, caratterizzati da

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito, Piazza Leonardo da Vinci, 32, Milano

² Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Ingegneria, Viale delle Scienze Ed. 9, Palermo

³ Università degli Studi di Messina, Dipartimento di Economia, Piazza Pugliatti 1, Messina

⁴ Università Mediterranea di Reggio Calabria, Dipartimento di Ingegneria dell'Informazione, delle Infrastrutture e dell'Energia Sostenibile (DIIES), Via Graziella - Feo di Vito, Reggio Calabria
E-mail: teresamaria.gulotta@unime.it

potenze elettriche generalmente comprese tra 100 e 1000 kW, rappresentano complessivamente una potenza installata pari a circa 1,5 GW e una produzione elettrica pari a 8,3 TWh all'anno, ovvero circa il 2,8% degli usi elettrici finali (GSE S.p.A., 2019). Tali impianti sono caratterizzati da prestazioni energetiche e ambientali legate fortemente alla tipologia di alimentazione dei digestori e alle condizioni operative. Per questo motivo, i potenziali impatti energetico ambientali degli impianti AD-CHP devono essere valutati considerando il loro intero ciclo di vita. A tal proposito, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) permette di individuare le caratteristiche e le condizioni operative migliori comparando diverse soluzioni impiantistiche e gestionali. La letteratura presenta numerosi studi di LCA applicata alla produzione di energia elettrica da biogas (Lansche and Müller, 2012; Pacetti et al., 2015; Bacenetti et al. 2016; Fusi et al., 2016; Lijó et al., 2017). Come evidenziato da Ingrao et al. (2019), molti studi usano prevalentemente dati secondari, che potrebbero influenzare la qualità dei risultati.

L'articolo presentato propone uno studio di LCA applicata a un campione di impianti italiani AD-CHP a biogas, con lo scopo di: 1) valutare i potenziali impatti energetici e ambientali; 2) identificare i principali hot-spot; 3) stimare i potenziali benefici e le eventuali criticità. Il campione analizzato include impianti caratterizzati da potenze che vanno da 100 a 1000 kW e alimentati da diverse matrici agro-zootecniche, per i quali è stato possibile raccogliere dati primari raccolti tramite questionari e interviste ai gestori e proprietari degli impianti.

2. Metodo

In questa sezione sono illustrate le modalità di selezione del campione, lo scopo e l'obiettivo dello studio, i dati di inventario e il metodo di impatto selezionato.

2.1. Campione di impianti considerato

Nel corso dell'indagine, è stato possibile elaborare informazioni uniformi e complete, riferite all'anno 2019, per 128 impianti localizzati in Lombardia e Piemonte. Come descritto di seguito, tali impianti sono caratterizzati da taglie e tipo di alimentazione variabile e, nella loro totalità, rappresentano una potenza totale di 66 MW elettrici. La disponibilità di dati primari, raccolti non solo facendo riferimento ai database disponibili (ARPA, 2021; Consorzio Monviso Agroenergia, 2020; Fiper, 2021; Gestore dei Servizi Energetici GSE S.p.A., 2019), ma anche grazie a intensi scambi con i gestori di impianto, le dimensioni del campione, la varietà delle taglie e delle condizioni di gestione considerate rendono tale campione sufficientemente rappresentativo ai fini dell'analisi qui presentata.

Poiché le condizioni operative dipendono principalmente dal tipo di alimentazione dei digestori e dalla potenza del generatore elettrico, gli impianti analizzati sono stati classificati in base alle matrici in ingresso alla AD, che possono includere prodotti agricoli (coltivati per la produzione di biogas), sottoprodotti e rifiuti agro-zootecnici (liquami, letame o altri sottoprodotti), e in base alla potenza dell'unità CHP.

In particolare, sulla base delle matrici in ingresso alla AD, gli impianti sono stati classificati in: 1) impianti con prevalenza di prodotti agricoli (AP) (> 75%); 2) impianti con prevalenza di sottoprodotti (SP) (>75%); 3) impianti con filiera equilibrata nei casi intermedi (AS).

Mentre, sulla base della potenza elettrica sono stati considerati: 1) impianti di piccola taglia (S) (≤ 150 kW); 2) impianti di taglia media (M) (150 - 500 kW); 3) impianti di grande taglia (L) (> 500 kW).

Dalla combinazione delle suddette classificazioni derivano nove tipologie di impianto. Tuttavia, escludendo le combinazioni meno rappresentative in termini di numero di impianti, sono state esaminate soltanto 5 combinazioni (denominate di seguito “cluster”), le cui caratteristiche medie sono riportate nella Tabella 1.

Tabella 1: principali caratteristiche dei cluster in esame

Cluster	Classe di taglie	Classe di matrici	Prodotti agricoli %	Sotto prodotti %	Potenza elettrica kW	Energia elettrica prodotta MWh/y	Calore prodotto MWh/y
S-SP	S	SP	6,3	93,7	100	815	903
M-AS	M	AS	34,5	65,5	250	2075	2285
M-SP	M	SP	16,3	83,7	350	2803	2923
L-AS	L	AS	32,3	67,7	762	6487	6611
L-AP	L	AP	96,1	3,9	817	7054	7333

2.2. Life Cycle Assessment

Per l'analisi del ciclo di vita degli impianti campione è stata applicata la LCA secondo quanto riportato nella ISO 14040-44 (ISO, 2021a; ISO, 2021b). I principali scopi dello studio sono stati 1) valutare gli impatti energetici e ambientali degli impianti appartenenti ai 5 cluster in esame; 2) confrontare l'eco-profilo mediato sui 5 cluster con gli eco-profilo di altri sistemi di generazione elettrica; 3) valutare il contributo di ciascuna fase del ciclo di vita sugli impatti complessivi.

Ai fini dello studio, sono state considerate le seguenti fasi: 1) produzione di matrici agricole (mais e altri insilati che vanno a comporre le matrici in ingresso alla AD, ove previsto); 2) produzione di biogas mediante AD e impiego del co-prodotto (digestato come fertilizzante); 3) cogenerazione di energia elettrica e calore nell'unità CHP. I confini del sistema sono rappresentati nella Figura 1 da cui è possibile individuare i flussi di input e output in tali impianti, come energia elettrica, calore e digestato. Gli impianti AD-CHP si trovano all'interno dei siti delle aziende agricole; pertanto, i flussi che alimentano il processo di digestione anaerobica sono disponibili *in situ*. Con riferimento ai residui zootecnici (liquami e letame), essendo scarti di altri processi produttivi, sono stati considerati *burden free*.

L'energia elettrica prodotta durante il processo di cogenerazione è interamente esportata alla rete. Invece, il fabbisogno di energia elettrica degli impianti è soddisfatto dalla rete.

L'unità funzionale (FU) selezionata è 1 MWh di energia elettrica prodotta e venduta alla rete, considerando che questa rappresenta la principale funzione degli impianti in quanto il calore è in buona parte utilizzato per autoconsumo o non valorizzato. Sono stati inoltre considerati i crediti relativi alla produzione di digestato (che sostituisce urea) e calore (qualora utilizzato per scopi termici diversi dall'autoconsumo per il riscaldamento dei reattori).

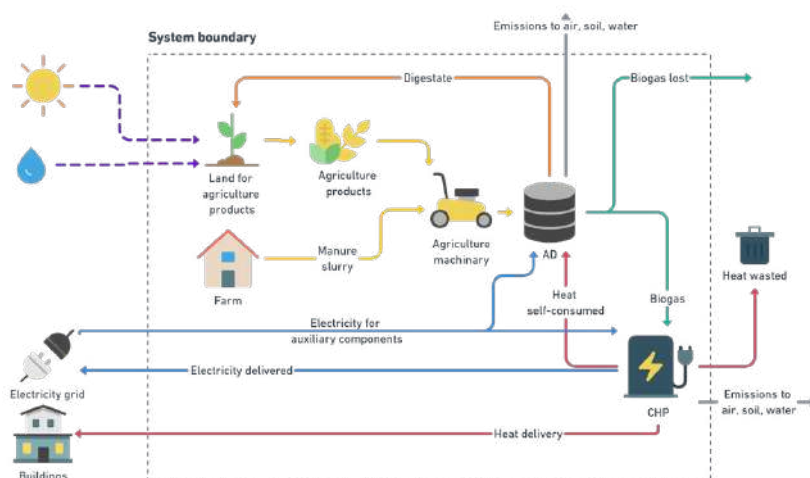


Figura 1: schema degli impianti di AD e CHP analizzati; dettaglio del confine del sistema e flussi di materia e di energia

Nella Life Cycle Inventory (LCI), i bilanci di massa e di energia in ingresso (consumo di materiali e di risorse energetiche) e in uscita (emissioni di inquinanti atmosferici, produzione di rifiuti, prodotti e co-prodotti) sono stati quantificati usando sia dati primari che dati secondari. I risultati di tale fase, aggregati per ciascuno dei 5 cluster, sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2: inventario degli input e degli output per i 5 cluster considerati per unità funzionale

	Cluster				
	S-SP	M-AS	M-SP	L-AS	L-AP
Composizione matrice agro-zootecnica					
Input					
Mais [t]	0,43	1,55	0,64	1,62	1,85
Triticale [t]	0	0	0,26	0,02	0,11
Sorgo [t]	0	0	0,17	0,01	0,22
Orzo [t]	0	0,06	0,28	0	0,01
Acqua di processo [t]	0	0	0,35	0	0
Liquame bovino [t]	9,58	2,34	1,98	1,52	0
Liquame suino [t]	0	0,09	4,15	0	0
Letame bovino[t]	0,58	0,12	0,55	1,28	0,07
Output					
Matrice agro-zootecnica [t]	10,58	4,14	8,36	4,44	2,25
Impianto AD					
Input ^a					
Energia elettrica da rete [MWh]	0,14	0,11	0,11	0,08	0,11
Calore da CHP [MWh]	0,28	0,30	0,37	0,27	0,26

(continua nella pagina successiva)

Tabella 2: (continua dalla pagina precedente)

	Cluster				
	S-SP	M-AS	M-SP	L-AS	L-AP
Output ^a					
Biogas [m ³]	457,10	483,58	471,81	479,73	477,12
Digestato [m ³]	9,53	3,69	8,17	3,33	1,79
Emissioni in aria dal biogas non captato ^b					
CH ₄ da biogas non captato [kg]	9,51	10,06	9,82	9,98	9,93
CO ₂ da biogas non captato [kg]	8,60	9,09	8,87	9,02	8,97
Emissioni in aria dalla gestione del digestato					
CH ₄ (stoccaggio del digestato) [kg]	12,81	4,96	10,99	4,48	2,42
CH ₄ (stoccaggio del letame e liquame) [kg]	33,77	8,43	22,34	10,21	0,27
N ₂ O (stoccaggio del digestato) [kg]	0,30	0,12	0,25	0,1	0,06
N ₂ O (stoccaggio del letame e liquame) [kg]	1,98	0,50	1,31	0,6	0,02
Impianto CHP ^a					
Input					
Energia elettrica [kWh]	12,37	7,18	6,76	1,70	4,68
Output					
Energia elettrica [MWh]	1	1	1	1	1
Calore netto prodotto [MWh]	0,84	0,81	0,67	0,74	0,78
Calore non valorizzato [MWh]	0,75	0,73	0,51	0,71	0,67
Calore venduto [MWh]	0,09	0,08	0,16	0,03	0,11
Emissioni in aria dovuti alla combustione					
NOx [kg]	1,78	1,82	2,06	2,06	1,65
CH ₄ [kg]	1,11	1,15	1,29	1,34	1,10

^a Dati forniti dai gestori degli impianti; ^b Elaborazioni a partire dai dati forniti dai gestori degli impianti ed Ecoinvent database v3.8 (Wernel et al., 2016); ^c Dati di letteratura (Reichhalter et al. 2011), (Sedorovich et al. 2007).

3. Risultati

I principali risultati ottenuti sono riportati in Tabella 3 per ciascun cluster e riferiti alla FU di 1 MWh elettrico. Per ogni categoria di impatto, la prestazione peggiore è colorata in rosso, quella migliore in bianco e le diverse tonalità di rosa mostrano risultati intermedi.

I risultati dimostrano come il cluster L-AP risulti essere quello con il peggior eco-profilo per tutte le categorie di impatto valutate; ciò è essenzialmente dovuto alla produzione di insilati. L'opzione migliore è invece rappresentata dal cluster S-SP, seguito da M-SP. Questo risultato evidenzia come la produzione di biogas da reflui zootecnici possa comportare sia la valorizzazione

ne di sottoprodotti (alla cui produzione non corrispondono nuovi impatti) sia importanti crediti ambientali derivanti dalle emissioni evitate per il mancato stoccaggio e spandimento di letame e liquami. Tuttavia, tali impianti comportano un impatto maggiore associato alle infrastrutture per unità funzionale rispetto a quelli di grandi dimensioni. Gli altri cluster valutati (M-AS, L-AS) presentano eco-profilo intermedi rispetto a quelli degli impianti di taglia S e L. Solo per quanto riguarda gli indicatori AP ed EP, tutti i cluster valutati presentano risultati simili, a causa dei contributi delle infrastrutture, delle materie prime e delle emissioni della AD.

La Tabella 3 riporta anche un eco-profilo ottenuto mediante media pesata (in funzione dell'energia elettrica prodotta) degli eco-profilo dei 5 cluster considerati e un confronto ulteriore energia elettrica da rete elettrica nazionale e da fotovoltaico (FV).

All'energia elettrica da rete nazionale corrispondono i risultati peggiori per gli indicatori ADP_f , GWP, ODP, POFP e CED; ciò è sostanzialmente riconducibile al grande contributo dei combustibili fossili nel mix elettrico italiano. All'energia elettrica da PV corrispondono invece i risultati migliori per gli indicatori AP, EP, GWP, POFP e CED, mentre tale opzione risulta peggiore per ADP_e . Sulla base degli impianti a biogas analizzati e delle assunzioni fatte, l'energia elettrica da biogas mostra gli impatti minori per ADP_f e ODP, mentre incide in misura più significativa su AP ed EP.

Tabella 3: impatti ambientali per 1 MWh elettrico prodotto. Valutazioni sui 5 cluster biogas e sull'impianto medio risultante e comparazione con la rete elettrica nazionale (Rete) e con la produzione elettrica da fotovoltaico (FV)

Categorie d'impatto		Energia elettrica da cluster					Energia elettrica da		
		S-BP	M-AB	M-BP	L-AB	L-AP	Profilo medio	Rete	FV
ADP_e	kg Sb _{eq}	3,16E-03	5,47E-03	3,23E-03	4,20E-03	6,12E-03	4,99E-03	4,86E-04	9,41E-03
ADP_f	MJ	-1,12E+03	5,10E+02	-1,28E+03	-1,23E+02	8,61E+02	1,97E+02	5,65E+03	9,07E+02
AP	kg SO _{2eq}	2,29E+00	2,80E+00	2,26E+00	2,52E+00	3,09E+00	2,75E+00	1,87E+00	5,38E-01
EP	kg PO ₄ ³⁻ _{eq}	4,65E-01	1,59E+00	1,08E+00	1,53E+00	2,08E+00	1,69E+00	4,89E-01	2,38E-01
GWP	kg CO _{2eq}	-6,76E+02	2,53E+02	-3,74E+02	-2,68E+00	4,61E+02	1,55E+02	4,38E+02	8,07E+01
ODP	kg CFC-11 _{eq}	-1,63E-05	2,06E-06	-1,43E-05	-3,34E-06	6,80E-06	-1,29E-07	5,74E-05	7,53E-06
POFP	kg C ₂ H _{4eq}	2,04E-02	1,08E-01	2,60E-02	5,12E-02	1,17E-01	8,04E-02	8,29E-02	2,71E-02
CED	MJ	3,97E+03	1,14E+04	7,56E+03	1,05E+04	1,42E+04	1,17E+04	8,72E+03	1,24E+03
$CED_{nr,f}$	MJ	-1,29E+03	5,10E+02	-1,45E+03	-1,71E+02	8,95E+02	1,72E+02	6,16E+03	9,76E+02
$CED_{nr,b}$	MJ	1,49E-01	1,46E-01	1,25E-01	1,16E-01	1,31E-01	1,27E-01	3,56E-02	3,21E-02
$CED_{nr,n}$	MJ	2,40E+02	2,25E+02	1,55E+02	1,38E+02	2,20E+02	1,85E+02	9,63E+02	1,18E+02
$CED_{r,b}$	MJ	4,74E+03	1,04E+04	8,65E+03	1,04E+04	1,29E+04	1,11E+04	3,00E+02	2,78E+01
$CED_{r,wat}$	MJ	2,03E+02	1,72E+02	1,51E+02	1,16E+02	1,60E+02	1,46E+02	8,59E+02	1,23E+02
$CED_{r,oth}$	MJ	7,59E+01	6,17E+01	5,58E+01	4,00E+01	5,95E+01	5,30E+01	4,34E+02	3,87E+03

Focalizzandosi sul GWP, si ottiene un risultato pari a circa 81 kgCO_{2eq}/MWh per l'energia elettrica PV e pari a circa 155 kgCO_{2eq}/MWh per l'energia elettrica da biogas, ovvero solo il 35% di quello relativo all'energia elettrica da rete nazionale. La CED dell'energia elettrica da biogas è in genere maggiore rispetto a quella da rete nazionale e da PV, ad eccezione del cluster S-SP e M-SP,

per i quali la CED è rispettivamente pari al 46% e al 87% di quella dell'energia elettrica da rete nazionale. Va tuttavia sottolineato che la CED dell'energia elettrica da biogas è quasi totalmente rinnovabile ($CED_{r,b}$ 95%), mentre la CED dell'energia elettrica da rete nazionale è per la maggior parte fossile ($CED_{nr,f}$ 70%). Tali risultati sono confermati anche dall'analisi di contributo riportata in Figura 2 e relativa all'impianto medio.

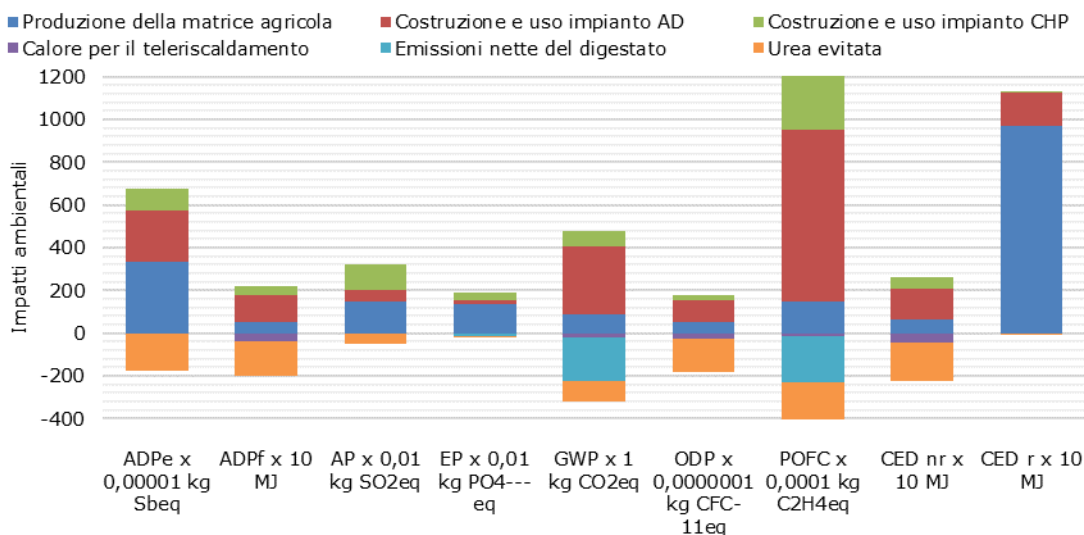


Figura 2: Analisi dei contributi delle fasi del profilo medio sulle categorie d'impatto

4. Conclusioni

Nello studio presentato è stata eseguita la valutazione degli impatti energetici e ambientali relativi alla produzione di energia elettrica da biogas mediante metodologia LCA, considerando un campione di impianti rappresentativo del contesto operativo del nord Italia e basandosi principalmente su dati primari.

I risultati ottenuti confermano che le prestazioni energetiche e ambientali sono essenzialmente influenzate dalla composizione delle matrici in ingresso alla AD. Il digestato risulta un prezioso coprodotto, con effetti positivi in quasi tutte le categorie di impatto per i crediti ambientali derivanti dalla mancata produzione di un'equivalente quantità di urea e dal mancato spandimento diretto su terreno di liquami e letame. Infatti, gli impianti alimentati prevalentemente con sottoprodotti di origine animale presentano le migliori prestazioni, proprio come conseguenza di tali crediti ambientali. I risultati evidenziano inoltre come gli impianti di piccole e medie dimensioni possano essere più facilmente alimentati con sottoprodotti e per questo generalmente presentano eco-profilo migliori.

Per tutti i cluster, un punto negativo è rappresentato dalla quota di biogas che sfugge alla captazione. Oltre a ridurre la resa della produzione di biogas, ciò ha infatti un effetto negativo sul GWP. Tale criticità può essere facilmente attenuata grazie a un'accurata manutenzione degli impianti e all'impiego di componenti tecnologici più efficaci (guarnizioni, condotti, valvole ecc.).

Ulteriori miglioramenti potrebbero consistere nell'evitare i serbatoi di stoccaggio aperti per il digestato, nell'incentivare l'impiego del calore co-generato (evitando il ricorso a un'equivalente

quantità energetica fossile) e nel promuovere ulteriormente la valorizzazione di prodotti di scarto e sottoprodotti quali matrici in ingresso alla AD.

Concludendo, i principali punti di forza del settore biogas agricolo sono riconducibili a una maggiore sostenibilità ambientale ed economica di alcune filiere agricole locali, al contributo in termini di bilanciamento della rete elettrica, decarbonizzazione e autosufficienza energetica. Infatti, anche senza considerare i crediti ambientali, l'esercizio degli impianti a biogas permette un risparmio di energia fossile compreso tra il 44% e il 67%. La ricerca si svilupperà considerando gli esiti dei provvedimenti nazionali in corso, esplorando mediante LCA i potenziali impatti e benefici legati ad altri tipi di conversione dell'energia sulla base dei contesti operativi peculiari (upgrading a biometano, produzione di idrogeno ecc.).

5. Bibliografia

- ARPA, 2021. Piedmont Environmental Protection Agency Biogas [WWW Document]. Reviewer biogas. URL https://webgis.arpa.piemonte.it/Geoviewer2D/?config=other-configs/biogas_config.json (accessed 11.15.21).
- 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. *Appl. Energy* 179, 669–686. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029>
- Consorzio Monviso Agroenergia, 2020. Il biogas verso il futuro - Strategia 2024 [WWW Document]. *AgriBiogas 2020*. URL www.ConsorzioMonvisoAgroenergia.it (accessed 11.15.21).
- CML - Department of Industrial Ecology, 2016. CML-IA Characterisation Factors [WWW Document]. URL <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors> (accessed 3.17.22).
- EBA, 2020. The contribution of the biogas and biomethane industries to medium-term greenhouse gas reduction targets and climate- neutrality by 2050 0–2.
- Fiper, 2021. Report Impianti Biogas Agricolo Fiper 2020 [WWW Document]. URL <https://www.fiper.it/publicazioni-di-interesse> (accessed 3.2.22).
- Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M., Azapagic, A., 2016. Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 4. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2016.00026>
- Gestore dei Servizi Energetici GSE S.p.A., 2019. Rapporto statistico: Energia da fonti rinnovabili in Italia.
- Ingrao, C., Bacenetti, J., DAamczyk, J., Ferrante, V., Messineo, A., Huisingsh, D., 2019. Investigating energy and environmental issues of agro-biogas derived energy systems: A comprehensive review of Life Cycle Assessments. *Renew. Energy* 136, 296–307. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.023>
- ISO, 2021a. UNE EN ISO 14044:2006/A2:2021 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines - Amendment 2 ISO, 2021b. UNE EN ISO 14044:2006/A1:2021 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines - Amendment 1 Lansche, J., Müller, J., 2012. Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: Environmental impact of different agricultural substrates. *Eng. Life Sci.* 12, 313–320. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100061>

- Lijó, L., Lorenzo-Toja, Y., González-García, S., Bacenetti, J., Negri, M., Moreira, M.T., 2017. Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. *Bioresour. Technol.* 237, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.055>
- Pacetti, T., Lombardi, L., Federici, G., 2015. Water–energy Nexus: a case of biogas production from energy crops evaluated by Water Footprint and Life Cycle Assessment (LCA) methods. *J. Clean. Prod.* 101, 278–291. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.084>.
- Reichhalter, H., Bozzo, A., Dal Savio, S., Guerra, T., 2011. Analisi energetica, ambientale ed economica di impianti a biogas in Provincia di Bolzano - Relazione conclusiva -, Tis Innovation Park - Area Energia & Ambiente.
- Sedorovich, D.M., Rotz, C.A., Richard, T.L., 2007. Greenhouse gas emissions from dairy farms. 2007 ASABE Annu. Int. Meet. Tech. Pap. 9 BOOK. <https://doi.org/10.13031/2013.23112>.

La Life Cycle Assessment applicata alla valutazione della sostenibilità dei sistemi power-to-gas: analisi di un caso studio

Vincenzo Antonucci¹, Luca Cellura¹, Marco Ferraro¹, Cristina Italiano¹,
Marina Mistretta², Giovanni Tumminia¹, Antonio Vita¹

Abstract: I sistemi power-to-gas potrebbero svolgere un ruolo fondamentale nell'aumentare la penetrazione delle fonti rinnovabili nei sistemi energetici attuali. In questo contesto, il presente studio propone l'applicazione della metodologia LCA per la valutazione degli impatti energetici e ambientali di un sistema power-to-gas costituito da celle a combustibile a ossidi solidi reversibili, accoppiate ad un reattore di metanazione catalitico. Lo studio rappresenta una delle prime esperienze disponibili in letteratura di valutazione ambientale in un'ottica di ciclo vita del sistema investigato. I risultati dello studio mostrano che il contributo della fase di produzione agli impatti energetici e ambientali è sempre inferiore al 4%, mentre la fase d'uso è responsabile di un contributo agli impatti superiore al 95% in tutte le categorie investigate.

1. Introduzione

L'obiettivo di decarbonizzazione al 2050, fissato dal Green Deal Europeo, e la riduzione delle emissioni di gas a effetto serra di almeno il 55 % entro il 2030 richiede quote più elevate di energie rinnovabili e una maggiore efficienza energetica in un sistema energetico integrato (Commissione Europea, 2021). Una decarbonizzazione profonda del sistema energetico implica che dovranno essere sviluppate soluzioni idonee a promuovere la sostenibilità, la sicurezza, la continuità e l'economicità dei sistemi energetici compresi quelle per l'accumulo di lungo periodo dell'energia rinnovabile. Conseguentemente, tra le misure che consentono di accelerare la transizione verso un sistema energetico decarbonizzato, le tecnologie che permettono l'accumulo energetico stagionale, come le tecnologie power-to-gas, rivestono un ruolo di primaria importanza. Tra queste vi sono le tecnologie, che attuano la conversione dell'anidride carbonica emessa (CO₂), per esempio, da impianti industriali o da impianti di generazione di energia elettrica.

In questo contesto, i sistemi di accumulo energetico sono oggetto di un crescente interesse nel settore elettrico dove le rinnovabili, per definizione aleatorie e poco programmabili, stanno raggiungendo e raggiungeranno percentuali di mercato sempre più elevate. In tale ambito si inseriscono i sistemi di accumulo che immagazzinano il surplus di energia elettrica qualora l'infrastruttura elettrica non risulti idonea a smaltire in sicurezza tutta la potenza generata dalle fonti rinnovabili. Tra le tecnologie di accumulo i sistemi power-to-gas consentono di immagazzinare

¹ Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto di Tecnologie Avanzate per l'Energia (ITAE) "Nicola Giordano", Via S. Lucia sopra Contesse, 5, 98126 Messina, Italia

² Dipartimento di Patrimonio, Architettura e Urbanistica, Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, Salita Melissari, 89124 Reggio Calabria, Italia
Email: giovanni.tumminia@itae.cnr.it

sotto forma chimica il surplus di energia elettrica, producendo idrogeno mediante un elettrolizzatore ed in gas naturale sintetico qualora l'idrogeno prodotto venga fatto reagire con la CO₂. In particolare, la produzione del gas naturale sintetico presenta il vantaggio di un suo utilizzo con mezzi ampiamente disponibili sul mercato e la possibilità di essere immesso nelle esistenti infrastrutture di trasporto/stoccaggio. Pertanto, è necessario definire e adottare azioni e strategie per favorire modelli di produzione sostenibile delle sopra descritte tecnologie. A supporto di tali strategie, la metodologia della Life Cycle Assessment (LCA) rappresenta la metodologia più efficace per la valutazione delle prestazioni energetico- ambientali delle tecnologie di produzione e o accumulo energetico.

In questo contesto, il presente lavoro propone l'applicazione della metodologia LCA per la valutazione degli impatti energetici e ambientali di un sistema power-to-gas costituito da celle a combustibile a ossidi solidi reversibili (SOEC/SOFC) accoppiate ad un reattore di metanazione catalitico. Dall'analisi dello stato dell'arte è emerso che i sistemi combinati SOEC/SOFC sono attualmente nella fase iniziale di sviluppo (Botta, Mor, Patel, & Aravind, 2018) e che non vi sono esperienze di studi di LCA applicati ad un sistema con caratteristiche simili a quello in esame. I pochi studi disponibili in letteratura, infatti, approfondiscono altri aspetti quali ad esempio quelli termodinamici (Botta et al., 2018), di progettazione di sistemi di controllo della potenza (Zhang & Zheng, 2022) e di integrazione dei sistemi nelle micro-reti (Mermelstein & Posdziech, 2017). Pertanto, il presente studio rappresenta una delle prime esperienze di valutazione degli impatti energetici e ambientali in un'ottica di ciclo vita di un sistema SOEC/Reattore di metanazione/SOFC.

2. Caso Studio

Il sistema energetico oggetto di analisi è costituito da un elettrolizzatore ad ossidi solidi reversibile accoppiato ad un reattore di metanazione catalitico. Nell'elettrolizzatore ad ossidi solidi (SOEC), alimentato da acqua deionizzata, avviene la produzione elettrochimica di idrogeno, che, successivamente in reazione con l'anidride carbonica, è convertito in metano nel reattore di metanazione catalitico. Il metano prodotto è riutilizzato nello stesso dispositivo che funziona come cella a combustibile a ossidi solidi (SOFC) per produrre energia elettrica. In particolare, il sistema bidirezionale SOEC/SOFC ha una potenza assorbita nominale di 9 kW, quando funziona in modalità SOEC, e una potenza generata nominale di 2,5 kW, quando funziona in modalità SOFC. Il reattore catalitico è un reattore multitubolare all'interno del quale sono alloggiati quattro catalizzatori con proprietà catalitiche bidirezionali tali da consentirne l'impiego sia in processi di metanazione del syngas/CO₂ proveniente da celle SOEC che in processi di reforming del gas naturale/biogas per produrre syngas a temperature comprese tra 600-750 °C. In Tabella 1 sono riportati i dati relativi al funzionamento del sistema investigato, riferiti alla produzione di 1 kWh di energia elettrica.

Tabella 1: Dati relativi al funzionamento del sistema investigato.

SOEC		Reattore		SOFC	
Input	Quantità	Input	Quantità	Input	Quantità
Idrogeno (NL/h) (da ricircolo)	162,11	Idrogeno (NL/h)	1.444,29	Aria (NL/h)	4.376,00
Acqua deionizzata (NL/h)	1.488,50	CO ₂ (NL/h)	361,02	Metano (NL/h)	240,00
Energia elettrica (kWh)	-	-	-	-	-
Output	Quantità	Output	Quantità	Output	Quantità
Idrogeno (NL/h)	1.444,29	Metano (NL/h)	240,00	Energia elettrica (kWh)	1,00

3. Metodo

Lo studio LCA è stato sviluppato in conformità alle norme (UNI EN ISO 14040, 2021) e (UNI EN ISO 14044, 2021). Sulla base delle funzioni principali del sistema in esame e dell'obiettivo dello studio, è stato adottato un approccio attributional LCA, che è l'approccio più idoneo se lo scopo principale dello studio è valutare gli impatti energetico - ambientali connessi ad un sistema di prodotto (EC - JRC, 2010).

3.1. Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione

Lo studio mira a valutare i potenziali impatti energetico - ambientali connessi al sistema esaminato, valutando, inoltre, l'incidenza delle singole fasi incluse nei confini del sistema sulle prestazioni energetico - ambientali complessive.

3.2. Unità funzionale

L'unità funzionale scelta esprime il servizio fornito dal sistema esaminato: immagazzinare l'energia elettrica sotto forma chimica (idrogeno prodotto nella SOEC e poi convertito in metano nel reattore di metanazione) e di rilasciarla nei modi e nei tempi richiesti nell'applicazione prevista. Pertanto, in accordo con la funzione svolta, l'unità funzionale scelta per lo studio è 1 kWh di energia elettrica.

3.3. Confini del sistema

La definizione dei confini del sistema è stata eseguita seguendo l'approccio "from cradle to gate", includendo le seguenti fasi di ciclo di vita:

- estrazione delle materie prime, essa include tutti i processi che avvengono a monte della produzione delle unità di processo che costituiscono il sistema di prodotto investigato;
- fase di produzione dei catalizzatori, essa include le fasi di sintesi del catalizzatore, le fasi di deposizione sul supporto ceramico e di attivazione;

- fase di produzione della SOEC/SOFC;
- fase di produzione del reattore;
- fase operativa del sistema SOEC/Reattore di metanazione/SOFC.

3.4. *Qualità dei dati, assunzioni e metodo di calcolo degli impatti*

Lo studio è stato condotto attraverso l'impiego di dati primari ricavati dalle attività sperimentali condotte presso i laboratori del CNR-ITAE (Ancona et al., 2022). Tali dati sono stati utilizzati per la modellizzazione dei processi di foreground. Per la modellizzazione dei processi di background sono stati utilizzati dati secondari dal database ambientale Ecoinvent 3.7 (Wernet et al., 2016). Per la valutazione degli impatti energetici e ambientali si è ipotizzata una vita utile del sistema esaminato di 10 anni (Longo et al., 2019). Le categorie di impatto energetico - ambientale selezionate per descrivere le prestazioni del sistema sono riportate in Tabella 2. Esse sono stimate utilizzando il metodo di calcolo Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al., 2007), per il calcolo degli impatti energetici, e il metodo Environmental Footprint, per il calcolo degli impatti ambientali (Fazio et al., 2019).

Tabella 2: categorie di impatto energetico - ambientale esaminate.

Indicatore di impatto ambientale	Acronimo	Unità di misura
Consumo di energia primaria, totale	GER	MJ
Consumo di energia primaria, rinnovabile	GER _R	MJ
Consumo di energia primaria, non rinnovabile	GER _{NR}	MJ
Cambiamenti climatici	GWP	kg CO ₂ _{eq}
Distruzione dello strato di ozono	ODP	kg CFC-11 _{eq}
Radiazione ionizzante	IR	kBq U235 _{eq}
Formazione di ozono fotochimico	POCP	kg di NMVOC _{eq}
Formazione di particolato	PM	Potenziale di incidenza
Tossicità per gli esseri umani, effetti non cancerogeni	HT _{nce}	CTUh
Tossicità per gli esseri umani, effetti cancerogeni	HT _{ce}	CTUh
Acidificazione	AP	moli di H ⁺ _{eq}
Eutrofizzazione delle acque dolci	EU _{FW}	kg PO ₄ _{eq}
Eutrofizzazione delle acque di mare	EU _M	kg N _{eq}
Eutrofizzazione terrestre	EU _T	mol N _{eq}
Eco-tossicità delle acque dolci	E _{FW}	CTUe
Uso del suolo	LU	Pt
Impoverimento della risorsa idrica	WRD	m ³ _{eq}
Uso delle risorse - minerali e metalli	ADP _{m&m}	kg Sb _{eq}

3.5. Analisi di inventario

L'analisi di inventario ha incluso la raccolta dati, la definizione delle procedure di calcolo necessarie alla contabilizzazione dei flussi di materia ed energia in ingresso e dei flussi in uscita lungo l'intero ciclo di vita, e la modellizzazione del sistema di prodotto.

Il processo di produzione della SOEC/SOFC è stato modellizzato principalmente sulla base dei dati primari (riportati in Tabella 3), mentre i dati mancanti sono stati ricavati dallo studio (Longo et al., 2019).

Tabella 3: Dati di inventario - fase di produzione della SOEC/SOFC.

Componente	Quantità (kg)
Celle	39,27
Isolanti	9,57
Collettore di corrente	16,00
Piastre terminali e altri componenti metallici minori	8,60
Collettore di corrente anodica	1,20
Collettore di corrente catodica	5,80
Contenitori stack	27,20

In Tabella 4 sono riportati i dati relativi alla fase di produzione dei componenti del reattore di metanazione.

Tabella 4: Dati di inventario - fase di produzione del reattore di metanazione.

Componente	Materiale	Quantità (kg)
Cono di distribuzione dei gas di reazione	Lega Incoloy 800HT	0,6
Sistema di preriscaldamento dei gas di reazione	Acciaio AISI 316L-H	3
Tubi di reazione	Lega Incoloy 800HT	1,3
Cilindro per la condensazione dell'acqua	Lega Incoloy 800HT	2,9
Mantello esterno	Lega Incoloy 800HT	1,6

Per la valutazione degli impatti energetici e ambientali connessi alla fase operativa del sistema esaminato è stato considerato il ricircolo in input alla SOEC dell'acqua deionizzata in uscita dal reattore di metanazione. Inoltre, per la modellizzazione della fase operativa del reattore di metanazione, si è assunto che la CO₂, in ingresso al reattore di metanazione, sia un prodotto di scarto di altri processi produttivi e che sia "burden free". Pertanto, il sistema in esame svolge la funzione di sistema di accumulo per l'energia elettrica rinnovabile contribuendo ad una integrazione più efficiente delle fonti energetiche rinnovabili nel parco di generazione dell'energia elettrica e allo stesso consente la valorizzazione energetica delle emissioni di CO₂ in uscita da altri sistemi produttivi.

4. Risultati

In Tabella 5 è riportato il consumo di energia primaria di ciclo di vita (GER) per unità funzionale e i contributi della fase di produzione e della fase operativa del sistema esaminato. In particolare, si osserva che il sistema SOEC/Reattore di metanazione/SOFC è responsabile del consumo di 26,9 MJ di energia primaria, di cui circa il 32% è costituito da energia primaria non rinnovabile. Come si evince dalla Tabella 5, la fase d'uso è responsabile della quasi totalità del consumo di energia primaria (99,7%), esclusivamente derivante dalla fase di funzionamento della SOEC. Si è assunto, infatti, che il reattore sia alimentato dall'idrogeno prodotto dalla SOEC e che la CO₂ in ingresso al reattore sia "burden free". Inoltre la configurazione studiata prevede che la SOFC sia alimentata con il metano prodotto nel reattore di metanazione. Di conseguenza, l'elevato contributo al GER della fase d'uso è imputabile all'energia elettrica e alla produzione dell'acqua deionizzata in ingresso alla SOEC. Il consumo di energia primaria rinnovabile (GER_R) rappresenta circa il 68% del consumo totale, avendo assunto che l'energia elettrica in input alla SOEC e l'energia elettrica necessaria per la produzione dell'acqua deionizzata sono generate da un sistema fotovoltaico.

Tabella 5: Consumo di energia primaria di ciclo di vita.

	Produzione SOEC/SOFC	Produzione Reattore	Fase d'uso	Tot.
GER (MJ)	3,16E-02	3,14E-03	2,69E+01	2,69E+01
GER _{NR} (MJ)	2,54E-02	2,55E-03	8,54E+00	8,57E+00
GER _R (MJ)	6,22E-03	5,88E-04	1,84E+01	1,84E+01

In Tabella 6 sono riportati gli impatti ambientali di ciclo di vita riferiti all'unità funzionale del sistema SOEC/Reattore di metanazione/SOFC e i contributi relativi alla fase di produzione e alla fase operativa del sistema. Con riferimento alla sola fase di produzione del sistema investigato (riportata in Tabella 6 separatamente per la produzione della SOEC/SOFC e del reattore di metanazione), i risultati mostrano che il processo di produzione della SOEC/SOFC è responsabile di un contributo variabile da un valore minimo pari al 50% (AP) ad un valore massimo pari al 92% (ODP). Tuttavia, se si considerano tutte le fasi incluse nei confini del sistema (fase di produzione e fase d'uso), i risultati mostrano che la fase di produzione del sistema investigato ha un impatto marginale sui potenziali impatti ambientali. Infatti, ad esclusione della categoria d'impatto HT_{ncc}, il contributo agli impatti della fase di produzione è sempre inferiore al 2%, mentre la fase d'uso è responsabile di un contributo agli impatti superiore al 95% in tutte le categorie d'impatto ambientale investigate.

Tabella 6: Impatti ambientali di ciclo di vita.

	Produzione SOEC/ SOFC	Produzione Reattore	Fase d'uso	Tot.
GWP (kg CO _{2eq})	2,28E-03	2,24E-04	9,19E-01	9,22E-01
ODP (kg CFC-11 _{eq})	1,67E-10	1,43E-11	2,27E-07	2,27E-07
IR (kBq U235 _{eq})	1,46E-04	1,84E-05	6,16E-02	6,17E-02
POCP (kg NMVOC _{eq})	1,06E-05	3,50E-06	2,43E-03	2,44E-03
PM (Pot. di incid.)	2,99E-10	4,74E-11	4,65E-08	4,68E-08
HT _{ncc} (CTUh)	1,04E-10	1,76E-11	2,91E-08	2,92E-08
HT _{ce} (CTUh)	3,18E-11	3,73E-12	7,82E-10	8,18E-10
AP (mol H ⁺ _{eq})	3,39E-05	3,41E-05	5,56E-03	5,63E-03
EU _{FW} (kg PO _{4eq})	1,07E-06	2,31E-07	3,24E-04	3,25E-04
EU _M (kg N _{eq})	2,77E-06	5,00E-07	7,37E-04	7,40E-04
EU _T (mol N _{eq})	3,12E-05	6,54E-06	7,53E-03	7,57E-03
E _{FW} (CTUe)	1,74E-01	5,43E-02	1,27E+03	1,27E+03
LU (Pt)	1,30E-02	1,67E-03	5,15E+01	5,15E+01
WDP (m ³ _{eq})	5,31E-04	6,40E-05	3,57E+01	3,57E+01
ADP _{m&m} (kg Sb _{eq})	8,95E-08	2,05E-08	6,30E-05	6,31E-05

Come si evince dalla Figura 1, gli impatti ambientali connessi alla fase d'uso sono dovuti esclusivamente alla fase operativa della SOEC, ad eccezione del GWP, in cui le emissioni di CO₂ associate alla fase operativa del reattore di metanazione e della SOFC incidono rispettivamente per circa il 9% e il 17%.

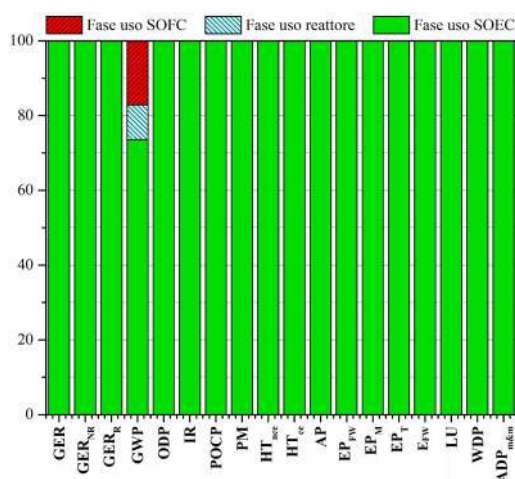


Figura 1: Impatti energetico - ambientali connessi alla fase operativa (Analisi di contributo).

L'analisi dettagliata della fase operativa della SOEC, riportata in Figura 2, ha evidenziato che la produzione dell'acqua deionizzata è responsabile del maggior contributo in tutte le categorie

investigate. In dettaglio, la produzione dell'acqua deionizzata ha un'incidenza percentuale compresa tra il 40% e il 99% sull'impatto in tutte le categorie in esame, con l'eccezione delle categorie $ADP_{m\&m}$, del GER e del LU, nelle quali l'energia elettrica richiesta dal sistema contribuisce, rispettivamente, per l'85%, il 19% e il 4%.

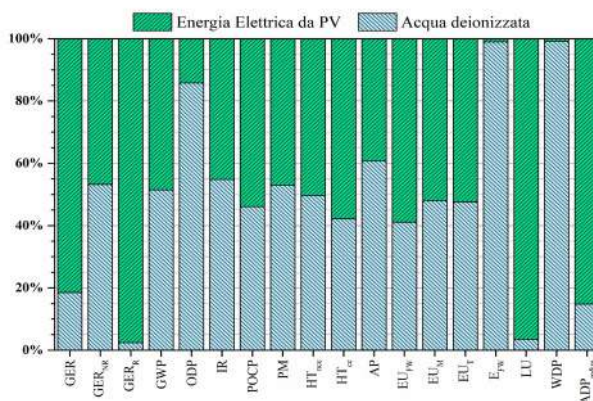


Figura 2: Impatti energetico - ambientali connessi alla fase operativa della SOEC (Analisi di contributo).

5. Conclusioni

Nel presente lavoro è stata applicata la metodologia LCA per la valutazione delle prestazioni energetico - ambientali di ciclo di vita connesse alla produzione di energia elettrica attraverso un sistema costituito da celle a combustibile a ossidi solidi reversibili accoppiate ad un reattore di metanazione catalitico. L'applicazione della metodologia LCA ha consentito di stimare gli impatti energetico - ambientali di ciclo di vita riferiti all'unità funzionale (1 kWh di energia elettrica) del sistema investigato e di identificare il contributo connesso ad ogni unità di processo inclusa nei confini del sistema. Sulla base delle assunzioni dello studio è emerso che gli impatti energetici e ambientali del sistema investigato sono connessi quasi esclusivamente alla fase operativa, mentre la fase di produzione del sistema è responsabile di impatti marginali. Inoltre, lo studio ha consentito di individuare la SOEC come maggiore responsabile degli impatti energetico - ambientali della fase operativa. Infatti, il reattore di metanazione è alimentato dall'idrogeno prodotto dalla SOEC e l'anidride carbonica in input al reattore è "burden free" poiché è uno scarto di altri processi produttivi, mentre la SOFC è alimentata con il metano prodotto nel reattore di metanazione. Di conseguenza gli impatti della fase d'uso sono connessi unicamente all'energia elettrica e all'acqua deionizzata in ingresso alla SOEC. Poiché il sistema è alimentato da fonti energetiche rinnovabili, un miglioramento delle prestazioni energetico - ambientali può essere conseguito attivando dei percorsi che consentano di utilizzare in input alla SOEC acqua deionizzata da ricircolo, secondo un approccio di gestione in linea con i principi di economia circolare, o cercando di migliorare la sostenibilità energetico - ambientale dei processi di produzione dell'acqua deionizzata.

6. Bibliografia

- Ancona, M. A., Antonucci, V., Branchini, L., Catena, F., De Pascale, A., Di Blasi, A., Ferraro, M., Italiano, C., Melino, F., Vita, A. (2022). Parametric Thermo-Economic Analysis of a Power-to-Gas Energy System with Renewable Input, High Temperature Co-Electrolysis and Methanation. *Energies*, 15(5).
- Botta, G., Mor, R., Patel, H., & Aravind, P. V. (2018). Thermodynamic evaluation of bi-directional solid oxide cell systems including year-round cumulative exergy analysis. *Applied Energy*, 226, 1100–1118.
- Commissione Europea. (2021). Decarbonizzare il nostro sistema energetico per conseguire i nostri obiettivi climatici.
- EC - JRC. (2010). European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 E.
- Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, E., Secchi, M., & Zampori, L. (2019). Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, EUR 28888 EN, European Commission, Ispra, 2018. ISBN 9789279767425.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., ... Nemecek, T. (2007). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent report No. 3, v2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Langsdorf, S. (2011). EU Energy Policy: from the ECSC to the Energy Roadmap 2050. Brussels: Green European Foundation.
- Longo, S., Cellura, M., Guarino, F., Brunaccini, G., & Ferraro, M. (2019). Life cycle energy and environmental impacts of a solid oxide fuel cell micro-CHP system for residential application. *Science of The Total Environment*, 685, 59–73.
- Mermelstein, J., & Posdziech, O. (2017). Development and Demonstration of a Novel Reversible SOFC System for Utility and Micro Grid Energy Storage. *Fuel Cells*, 17(4), 562–570.
- UNI EN ISO 14040:2021. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento (2021).
- UNI EN ISO 14044:2021. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida (2021).
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230.
- Zhang, M., & Zheng, W. (2022). Refined Modeling and Bi-directional Power Flow Control of Reversible Solid Oxide Cell, 1–7.

Quantificazione delle emissioni dei metalli pesanti nei dataset agricoli di ILCIDAF attraverso il modello SALCA – heavy metals applicato al suolo italiano

Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli¹, Pietro A. Renzulli¹, Rosa Di Capua¹, Francesco Astuto¹, Giacomo Falcone⁴, Giovanni Mondello², Teresa Maria Gulotta², Nicola Casolani³, Manuela D'Eusanio³

Abstract: Il progetto Italian Life Cycle Inventory Database of Agrifoods (ILCIDAF), finanziato dal MUR (Progetto PRIN 2017), si occupa della realizzazione di dataset di Life Cycle Inventory (LCI) per le filiere di produzione della pasta e del pane, dell'olio d'oliva, del vino e degli agrumi. Nel contesto di questo progetto, nel presente lavoro, si descrive l'applicazione del modello SALCA al territorio italiano per la stima delle emissioni dei metalli pesanti. Obiettivo del presente lavoro è la comparazione dell'applicazione del modello SALCA a dataset esistenti e a dataset italiani di nuova costruzione relativi alla coltivazione di grano, al fine di valutare la robustezza delle emissioni stimate. Tale comparazione è fatta sottoponendo i diversi dataset a LCIA e valutando gli eco-indicatori ottenuti.

1. Introduzione

Diverse iniziative internazionali hanno portato alla realizzazione di banche dati nazionali relative al settore agroalimentare: Agrifootprint, Ecoinvent, Agribalyse, FoodLCA-DK e World Food LCA Database. La necessità di sviluppare una banca dati italiana è alla base del Progetto di Rilevante Interesse Nazionale PRIN 2017, dal titolo “Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian Life Cycle Inventory Database of Agri-Food Products” (ILCIDAF), finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca (MUR). Questo progetto propone la costruzione di un database italiano regionalizzato dedicato al settore agroalimentare nazionale. Il gruppo di ricerca consta di quattro unità scientifiche: l'Università degli Studi di Bari, Messina, Reggio Calabria e Chieti-Pescara che si stanno dedicando a quattro filiere produttive rilevanti per l'economia italiana (cereali e derivati, olio d'oliva, agrumi, vino). Il database sarà costruito considerando tutte le fasi del ciclo di vita del prodotto: fase agricola, fase industriale di trasformazione, fase di distribuzione, fase d'uso e fase di fine vita.

Rispetto a due precedenti lavori (Notarnicola et al., 2020 e Notarnicola et al., 2022) nei quali erano stati affrontati gli aspetti metodologici significativi (principi generali riguardanti le fonti dei dati e la loro rappresentatività, unità funzionale, confini del sistema, allocazione, qualità dei

¹ Dipartimento Jonico in “Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture”

² Università degli Studi di Messina, Dipartimento di Economia

³ Università degli Studi “G. d'Annunzio” di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia

⁴ Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, Dipartimento di Agraria

Email: bruno.notarnicola@uniba.it

dati), l'obiettivo del presente lavoro è quello di descrivere l'applicazione del metodo SALCA (Freiermuth, 2006) al progetto ILCIDAF. Inoltre, si effettua il confronto dei risultati LCIA (Life Cycle Impact Assessment) ottenuti con dati provenienti dalle banche dati esistenti con i risultati ottenuti utilizzando dati italiani di nuova costruzione relativi alla fase agricola del grano, per valutare il contributo dell'applicazione del modello SALCA. In particolare, vengono verificate le differenze in percentuale, in termini di eco-indicatori ambientali, risultanti dalla valutazione di impatto per i processi di coltivazione di grano selezionati con e senza l'implementazione del modello SALCA.

2. Adattamento del Modello SALCA al territorio italiano

Le operazioni agricole, oltre a comportare consumo dei materiali (carburante e olio lubrificante), influiscono significativamente su alcuni fenomeni naturali, quali erosione e lisciviazione, incrementando, di conseguenza, le emissioni di metalli pesanti in ambiente. I metalli pesanti maggiormente considerati in agricoltura sono: cromo (Cr), cadmio (Cd), piombo, (Pb), nichel (Ni), rame (Cu), zinco (Zn) e mercurio (Hg). In ambito LCA per tali emissioni viene tipicamente utilizzato il modello svizzero SALCA - heavy metals (Freiermuth, 2006). In altri database esistenti (es. Ecoinvent, WFLDB, Agri-footprint, Agribalyse), l'applicazione di questo modello a vari tipi di coltivazione, in diverse aree geografiche (nazioni), inclusa quella italiana, comporta alcuni adattamenti e approssimazioni per tener conto delle specificità dell'area geografica in questione. Tuttavia, la ricca eterogeneità del territorio italiano necessita di maggiori considerazioni su tali specificità rispetto a quanto riportato nei suddetti database. Pertanto, nei paragrafi successivi si illustrano le fonti e i metodi per implementare dati specifici, riguardanti il territorio italiano, nel modello SALCA. Tale implementazione è stata inclusa nel database ILCIDAF.

I metalli pesanti penetrano nel suolo anche attraverso la deposizione atmosferica, di conseguenza, il modello utilizza un fattore di assegnazione (A_i) da attribuire alla sola agricoltura. Le equazioni indicate in Freiermuth, 2006 prevedono, quindi, un fattore moltiplicativo " A_i " relativo alla responsabilità dell'agricoltura circa le emissioni del metallo pesante i -esimo considerato.

$$A_i = M_{Agro,i} / (M_{Agro,i} + M_{Deposition,i}) \quad (1)$$

- A_i = fattore di assegnazione per il metallo pesante " i ";
- $M_{Agro,i}$ = quantità totale del metallo pesante " i " che entra nel suolo attraverso la coltivazione (fertilizzanti, fitofarmaci e semi) calcolato con la seguente formula:

$$M_{Agro,i} = M_{fertilizer,i} + M_{active\ ingredient,i} + M_{seed,i} \quad (2)$$

- $M_{fertilizer,i}$, $M_{active\ ingredient,i}$, $M_{seed,i}$ indicano la quantità di metallo pesante " i " contenuta in fertilizzanti, sostanze attive e semi. Tali quantità sono determinate moltiplicando la concentrazione di metallo pesante " i " contenuta in: fertilizzanti (Desaules & Studer, 1993; Manzi & Kessler, 1998), sostanze attive (Perkow & Ploss, 1994 e FAW & BLW, 2000), semi (Schultheiss et al., 2007) per la quantità di fertilizzante, sostanze attive e semi applicati al suolo.
- $M_{Deposition,i}$ = quantità di metallo pesante " i " introdotto nel suolo attraverso la deposizione atmosferica. Tali informazioni sono state acquisite mediante la pubblicazione di ISPRA (2019) relativa ai dati delle emissioni, assunte come deposizioni, dei metalli pesanti per le regioni italiane.

Per una maggiore rappresentatività geografica tutte le grandezze indicate vanno caratterizzate a livello regionale, considerando le regioni rappresentative della produzione nazionale di un determinato alimento. Il fenomeno della lisciviazione determina il rilascio di metalli pesanti in acque profonde, a condizione che il terreno in questione non sia drenato. La formula è di seguito rappresentata:

$$M_{\text{Leach},i} = m_{\text{Leach},i} * A_i \quad (3)$$

- $M_{\text{Leach},i}$ = carico di metallo pesante “i” che viene rimosso dallo strato per lisciviazione e può essere attribuito alla coltivazione [mg/(ha*anno)] (Wolfensberger & Dinkel, 1997);
- $m_{\text{Leach},i}$ = quantità di metallo pesante lisciviato in media: tabella 3, scarico di metalli pesanti lisciviati nel terreno (indicata in appendice in Freiermuth, 2006)

Il processo di erosione comporta emissioni di metalli pesanti nelle acque superficiali. A differenza dell'equazione precedente, l'equazione per tale processo presenta fattori che vanno caratterizzati per il territorio italiano e a livello regionale. La formula relativa a tale fenomeno richiede il dimensionamento della quantità di suolo eroso per la quale sono state seguite le indicazioni presenti nelle linee guida di Agribalyse e WFLDB. L'equazione è:

$$B = S_{\text{erosion}} = 1000 * R * K * LS * (c_1 * c_2) * P \quad (4)$$

- B = quantità di suolo eroso in un anno [kg/(ha*anno)];
- R = fattore di erosività [MJ*mm/(ha*h*anno)];
- K = fattore di erodibilità [t*h/(MJ*mm)];
- LS = fattore di pendenza [-];
- c_1 = fattore di lavorazione del terreno [-];
- c_2 = fattore di coltivazione [-];
- P = fattore pratico [-].

I fattori R, c_1 , c_2 e P sono stati dimensionati a livello regionale, mentre K indica un valore medio nazionale e sono stati acquisiti dalla banca dati dell'European Data Centre (ESDAC, 2015).

Il fattore R è un valore puntuale determinato in diverse stazioni distribuite su tutto il territorio nazionale. Considerato che le coltivazioni oggetto di studio in genere sono dislocate a basse quote, è stato imposto un valore di cut-off pari a 600m, perché è più difficile che vi sia una coltivazione rilevante a quote superiori. È stata fatta la media dei valori di R misurati ad altimetrie inferiori a quella indicata, per ciascuna regione, ottenendo un valore di R regionalizzato.

Il fattore K, su indicazione della banca dati ESDAC, è indicato in Panagos et al. 2014. Tale fattore può anche essere considerato per uno strato di suolo superficiale caratterizzato da una maggiore “pietrosità”, ove in media il fattore $K_{\text{stoniness}}$ (usato nel modello) è minore del 15% rispetto al fattore K.

Il fattore LS, invece, necessita di ulteriori considerazioni. Dalla banca dati dell'ESDAC è possibile acquisire il valore LS per le regioni italiane, tuttavia, bisogna considerare che l'agricoltura non è praticata su tutto il territorio nazionale. Infatti, altimetrie elevate e pendenze pronunciate rendono difficoltosa la coltivazione e la movimentazione dei mezzi agricoli. La definizione del fattore LS, avviene, quindi, mediante l'applicazione del metodo RUSLE (metodo indicato anche nelle linee guida di Agribalyse), ove è richiesto in ingresso il valore della lunghezza del pendio (in piedi) e la pendenza (in percentuale). Sono state assunte due condizioni: una relativa alla pianura, per la quale sono state scelte una lunghezza del pendio di 300 piedi e una pendenza dell'1%. Il fattore LS_{pianura} risultante è pari a 0,17. Per la collina, invece, è stata assunta

una lunghezza del pendio di 100 piedi e una pendenza del 5%. Il valore $LS_{collina}$ risultante è pari a 0,65. I due valori sono stati poi ponderati per la percentuale di superficie pianeggiante ($S_{pianura}$) e collinare ($S_{collina}$) di ciascuna regione italiana (indicate nella banca dati ISTAT) individuando così il valore LS risultante.

$$LS = LS_{pianura} * S_{pianura} (\%) + LS_{collina} * S_{collina} (\%) \quad (5)$$

La Tabella 1 indica i valori medi dei fattori per la stima del suolo eroso in Italia.

Tabella 1: fattori italiani per la stima della quantità di suolo eroso (B)

Area	R	$K_{stonines}$	LS	c_1	c_2	P	B
	[MJ*mm/ (ha*h*anno)]	[t*h/ (MJ*mm)]	adim.	adim.	adim.	adim.	[kg/ (ha*anno)]
ITALIA	1792,862	0,0276	0,478	0,237	0,249	0,956375	1339,083

Definita la grandezza B è possibile proseguire il calcolo relativo alle emissioni di metalli pesanti attraverso il processo di erosione tramite l'equazione:

$$M_{Erosion,i} = C_{TOT,i} * B * a * f_{Erosion} * A_i \quad (6)$$

- $M_{Erosion,i}$ = quantità di metalli pesanti rimossi dal suolo per erosione che può essere attribuita alla coltivazione [kg/(ha*anno)];
- $C_{TOT,i}$ = concentrazione totale di metallo pesante i nel suolo [kg/kg];
- B = quantità di suolo eroso in un anno [kg/(ha*anno)];
- a = fattore che descrive l'arricchimento dei metalli pesanti sui complessi argilla-umus più facilmente erodibili. Poiché questo fattore non è stato ancora determinato per i metalli pesanti, il valore di arricchimento per il fosforo è 1,86 (come indicato in Freiermuth, 2006);
- $f_{Erosion,i}$ = fattore di erosione che dipende dalla distanza dell'applicazione dal corso d'acqua e descrive quale proporzione del materiale eroso raggiunge il corso d'acqua. Il valore medio è assunto pari a $f=0,2$.

Il fattore $C_{TOT,i}$ è stato quantificato attraverso la banca dati dell'ESDAC e caratterizzato per quattro macroaree italiane (nord, centro, sud e isole).

2.1. Applicazione del Modello SALCA

Come già accennato, il modello SALCA per la stima delle emissioni dei metalli pesanti in agricoltura è implementato in diversi database. Tipicamente l'inclusione delle emissioni di metalli pesanti, nella LCIA della fase agricola, modifica i risultati della valutazione ambientale incrementando il valore dell'eco-indicatore finale. Le categorie di impatto interessate dal rilascio in ambiente di metalli pesanti sono: tossicità umana non cancerogena; tossicità umana cancerogena ed ecotossicità in acqua dolce.

Di seguito si paragonano i valori degli eco-indicatori, riferiti alla coltivazione del grano, ottenuti con dati presi dai database commerciali (Ecoinvent, Agri-footprint, WFLDB), includendo ed escludendo la modellazione SALCA, con i valori degli eco-indicatori ottenuti con i dati il ILCIDAF seguendo lo stesso procedimento.

2.1.1. Applicazione del Modello SALCA con dati di DB esistenti

Questa analisi è il risultato del confronto di alcuni processi presenti in database esistenti dedicati alla coltivazione di grano in diversi paesi. In particolare, sono stati confrontati i dataset per diversi Stati con e senza le emissioni dei metalli pesanti da diversi database. I processi selezionati per l'analisi sono di seguito elencati: 8 dataset Ecoinvent (v. 3.8); 14 processi WFLDB (v. 3.5) di cui 4 relativi al grano duro e 9 al grano non irrigato e 12 processi di Agri-footprint (v. 5.0).

Tabella 2: elenco dei processi presenti in database esistenti considerati nell'analisi

Ecoinvent (v. 3.8)	Wheat grain {AU} wheat production Cut-off, U Wheat grain {Canada without Quebec} wheat production Cut-off, U Wheat grain {DE} wheat production Cut-off, U Wheat grain {FR} wheat production Cut-off, U Wheat grain {ES} wheat production Cut-off, U Wheat grain {IN} wheat production Cut-off, U Wheat grain {US} wheat production Cut-off, U Wheat grain {ZA} wheat production Cut-off, U	
WFLDB (v. 3.5)	Durum wheat grain, at farm (WFLDB)/ AU U Durum wheat grain, at farm (WFLDB)/CA U Durum wheat grain, at farm (WFLDB)/ES U Durum wheat grain, at farm (WFLDB)/IT U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/AR U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/AU U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/CA U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/DE U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/FR U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/HU U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/PL U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/RU U Wheat grain, non-irrigated, at farm (WFLDB)/US U	
Agri-footprint (v.5.0)	Wheat grain, at farm/AR Mass Wheat grain, at farm/CA Mass Wheat grain, at farm/ES Mass Wheat grain, at farm/HU Mass Wheat grain, at farm/IT Mass Wheat grain, et farm/RU Mass	Wheat grain, at farm/AU Mass Wheat grain, at farm/DE Mass Wheat grain, at farm/FR Mass Wheat grain, at farm/IN Mass Wheat grain, at farm/PL Mass Wheat grain, at farm/US Mass

Ciascun dataset è stato sottoposto alla valutazione di impatto, ottenendo l'eco-indicatore finale. Si è proceduto poi alla eliminazione delle emissioni derivanti dall'applicazione del SALCA e alla valutazione dell'impatto delle stesse per verificare l'incremento percentuale dell'eco-indicatore. In Tabella 3 è riportato il valore della differenza percentuale (indicata con il simbolo $\Delta\%$) degli eco-indicatori valutati con e senza l'applicazione del modello SALCA nei processi indicati.

Il contributo apportato dall'implementazione del modello SALCA – heavy metals ha valore massimo per il grano duro coltivato in Spagna (WFLDB) con una $\Delta\%$ pari a 5,44 e valore minimo in Sud Africa (Ecoinvent) e Russia (WFLDB) con un $\Delta\%$ pari a 0,1.

Tabella 3: Differenza percentuale tra i valori di eco-indicatori da processi Ecoinvent, WFLDB, Agri-footprint di coltivazione del grano con e senza l'applicazione del modello SALCA - SM

	AR	AU	CA	DE	ES	FR	HU	IN	IT	PL	RU	US	ZA
Ecoinvent		2,41	3,96	3,48	1,73	3,09		0,31				1,8	0,1
WFLDB ¹		2,02	2,29		5,44				3,09				
WFLDB ²	0,54	3,62	0,68	1,17		0,73	0,25			1,4	0,1	1,2	
Agrifootprint	1,83	1,08	2,52	3,95	4,02	3,18	3,15	0,94	3,64	4,51	2,51	2,09	

Note: ¹ processi di WFLDB relativi al grano duro; ² processi di WFLDB di grano non irrigato.

2.1.2. Applicazione del Modello SALCA con i dataset di ILCIDAF

Applicando lo stesso approccio, descritto nei paragrafi precedenti, con i dati ILCIDAF sito specifici, è stato possibile confrontare i valori dell'eco-indicatore per il grano italiano (tenero e duro) con e senza l'implementazione del modello SALCA. La differenza percentuale media in Italia è di 0,71%. Tale valore è il risultato della media delle $\Delta\%$ ottenute dalla coltivazione di grano tenero medio italiano (0,34%) e dalla coltivazione di grano duro medio italiano (1,07%), come riportato in Tabella 4.

Tabella 4: Differenza percentuale tra i valori di eco-indicatore derivanti da processi ILCIDAF di coltivazione del grano italiano (duro e tenero) con e senza l'applicazione del modello SALCA

	Grano medio Italia	Grano tenero medio Italia	Grano duro medio Italia
$\Delta\%$	0,71	0,34	1,07

3. Discussione

Analizzando i dati indicati in Tabella 3 si evince che c'è molta variabilità fra i diversi processi, nonostante paesi uguali siano implementati in diversi database. I documenti metodologici dei tre database esistenti analizzati quantificano le emissioni dei metalli pesanti dovute ai fenomeni di lisciviazione ed erosione, ma le fonti di riferimento dei dati sono differenti e spesso relative al paese di origine del database stesso. Pertanto, si presume che le differenze del $\Delta\%$ siano dipendenti dalla scelta delle fonti dei dati indicate nei riferimenti bibliografici di ciascun documento. In generale, a parità di paese, Agri-footprint presenta valori maggiori del $\Delta\%$, ad eccezione dell'Australia e del Canada. Tuttavia, per il Canada i processi Ecoinvent escludono la regione del Quebec. Inoltre, WFLDB permette di sviluppare un ulteriore confronto: i processi indicati sono relativi sia alla coltivazione di grano duro che alla coltivazione di grano generico non irrigato. Il

$\Delta\%$ è minore nel caso di coltivazione non irrigata, esclusa l'Australia in cui si osserva un valore più alto per il grano non irrigato.

Valutando i dati risultanti nel database ILCIDAF, il $\Delta\%$ relativo al grano duro è superiore al $\Delta\%$ nel caso di grano tenero. Il $\Delta\%$ medio italiano (0,71) (Tabella 4) rientra nel range percentuale derivante dalla valutazione dei dataset esistenti (Tabella 3). Infatti, il valore medio è dello stesso ordine di grandezza. Tuttavia, $\Delta\%$ italiano del progetto ILCIDAF è minore rispetto ai $\Delta\%$ degli altri dataset esistenti, inclusi quelli italiani (3,09 per WFLDB e 3,64 per Agri-footprint). La differenza percentuale valutata con e senza l'applicazione del modello SALCA implementato con i dati ILCIDAF è pari a 1/4 (0,23%) rispetto al valore relativo al processo di coltivazione di grano duro italiano sviluppato da WFLDB (v. 3.5) e 1/5 (0,20%) del processo di coltivazione di grano sviluppato da Agri-footprint (v. 5.0). Tale differenza è imputabile proprio alla scelta dei dati utilizzati per l'applicazione del SALCA. Il progetto ILCIDAF, infatti, ha regionalizzato quanto più i diversi fattori richiesti per le equazioni (vedi paragrafo 2.0). In particolare, i fattori relativi alla stima della quantità di suolo eroso sono geograficamente rappresentativi del territorio analizzato. Anche i dati relativi alla deposizione dei metalli pesanti fanno riferimento a dati regionalizzati pubblicati dall'ISPRA.

4. Conclusione

In conclusione, l'adattamento del modello SALCA al territorio italiano applicato per la costruzione del database ILCIDAF consente la stima delle emissioni dei metalli pesanti. Tali emissioni sono incrementate a causa del contributo delle operazioni agricole sui processi di lisciviazione ed erosione al suolo.

Il confronto degli eco-indicatori basati su dataset esistenti di Ecoinvent, WFLDB e Agri-footprint per la coltivazione di grano in diversi paesi, con e senza la stima delle emissioni dei metalli pesanti, consente di stimare l'aumento percentuale, in termini di eco-indicatore ambientale, dovuta all'implementazione del modello SALCA. I valori risultanti definiscono come l'influenza delle emissioni dei metalli pesanti sia inferiore al 5,5% e superiore allo 0,1%.

Il calcolo dell'aumento percentuale dell'eco-indicatore riferito alla coltivazione di grano, con dati ILCIDAF, con e senza la stima delle emissioni dei metalli pesanti è in linea con quanto indicato dai database commerciali esistenti. L'alta variabilità della $\Delta\%$ è dovuta all'applicazione regionalizzata del modello. Infatti, i dati utilizzati nei dataset ILCIDAF sono diversi da quelli indicati nei documenti degli altri database analizzati perché i fattori utilizzati per la stima dell'erosione e la deposizione dei metalli pesanti sono esclusivamente riferiti al territorio italiano. Invece, per la stima della lisciviazione, data l'assenza di dati regionalizzati italiani, sono stati utilizzate le stesse fonti indicate anche per gli altri database.

La scelta dei dati utilizzati per l'applicazione del modello è fondamentale per quanto riguarda la rappresentatività geografica del processo indicato. Questo consente di affermare che è necessaria una regionalizzazione del modello SALCA al territorio italiano in modo tale da ottenere una maggior rappresentatività dei dati utili per lo sviluppo della metodologia LCA al settore agroalimentare italiano e in particolare nella fase agricola.

Acknowledgement: Questo articolo fa parte dei risultati del progetto di ricerca "Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian LCI Database of Agri-Food Products (ILCIDAF)" (PRIN – Progetti di Ricerca di Interesse Nazionale 2017- Prot. 2017EC9WF2, settore ERC SH2, Linea C- finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca (MUR).

5. Bibliografia

- Desaules, A, & Studer, K, 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz Messresultate 1985–1991. Schriftenreihe Umwelt, 200, 1-75;
- ESDAC, 2015. European Soil Data Centre, Disponibile su: <<https://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/soil-threats-data>>;
- FAW und BLW (Hrsg.) 2000. Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis 2000. Bern: EDMZ;
- Freiermuth, R, 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der landwirtschaftlichen Ökobilanz. Report Agroscope FAL Reckenholz, 42;
- ISPRA, 2019. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Disponibile su: <https://annuario.isprambiente.it/sys_ind/667>;
- Menzi, H, & Kessler, J, 1998. Heavy metal content of manures in Switzerland. In Proc. 8th Int. Conf. FAO ESCORENA Network on Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture RAMIRAN (pp. 495-506);
- Notarnicola, B, Falcone, G, Gulisano, G, Liberatore, L, Masini, S, Mistretta, M, Petti, L, Primerano, P, Raggi, A, Renzulli, P.A, Saija, G, Salomone, R, Strano, A, Tassielli, G, 2020. IX Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA: La sostenibilità della LCA tra sfide globali e competitività delle organizzazioni, Cortina d'Ampezzo 9-11 Dic 2020;
- Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, P. A, Di Capua, R, Saija, G, Salomone, R, Primerano, P, Petti, L, Raggi, A, Casolani, N, Strano, A, Mistretta, M, 2022. Life cycle inventory data for the italian agri-food sector: background, sources and methodological aspects. The International Journal of Life Cycle Assessment, 1-16, viewed Feb 2022: <<https://doi.org/10.1007/s11367-021-02020-x>>;
- Panagos, P, Meusburger, K, Ballabio, C, Borrelli, P, & Alewell, C, 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. Science of the total Environment, Volumes 479–480;
- Perkow, W, & Ploss, H, 1994. Wirksubstanzen der Pflanzenschutz und Schädlingsbekämpfungsmittel. Berlin: Blackwell Wissenschafts-Verlag;
- RUSLE, 1997. Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), viewed Gen 2022: <<http://www.iwr.msu.edu/rusle/lstable.htm>>;
- Schultheiss, U, Roth, U, Döhler, H, Eckel, H, 2004. Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme, 2004. Umweltbundesamt: Berlin. p130;
- Wolfensberger, U, & Dinkel, F, 1997. Beurteilung Nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993 – 1996: Vergleichende Betrachtung von Produkten aus ausgewählten NWR und entsprechenden konventionellen Produktion bezüglich Umweltwirkungen und Wirtschaftlichkeit. Bern: Bundesamt für Landwirtschaft BLW.

Sfide operative nella costruzione di una banca dati italiana di Life Cycle Inventory nel settore vitivinicolo

Manuela D'Eusanio¹, Nicola Casolani¹, Raggi Andrea¹, Lolita Liberatore¹, Luigia Petti¹

Abstract: Il settore vitivinicolo italiano ricopre un ruolo fondamentale nell'economia nazionale e nello scenario produttivo mondiale. Infatti, l'Italia è tra i primi produttori di vino al mondo, con una elevata superficie coltivata a vite. La letteratura internazionale mostra la carenza di dati ambientali nel settore vitivinicolo italiano. Pertanto, la costruzione di una banca dati specifica di Life Cycle Inventory (LCI) diviene essenziale per la diffusione della Life Cycle Assessment quale metodo di valutazione ambientale. Il presente lavoro mira a trattare le principali sfide affrontate nella costruzione della banca dati Italian Life Cycle Inventory Database of Agrifoods (ILCIDAF) relativa alla filiera vitivinicola. In particolare, alcune difficoltà emerse sono relative alla complessità della filiera ed alle specificità delle produzioni; questo aspetto coinvolge tutte le fasi produttive, da quella agricola a quella di trasformazione industriale e di commercializzazione.

1. Introduzione

L'Italia è uno dei principali attori nel settore vitivinicolo mondiale, insieme a Francia e Spagna, contando nel 2020 una produzione pari a 71540 migliaia di quintali e una superficie vitata pari a circa 670 migliaia di ettari (Istat, 2021). La filiera vitivinicola in Italia si caratterizza per essere eterogenea ed articolata (Malorgio et al., 2011), con ciascuna regione dotata di vigneti autoctoni e contraddistinti da diversi ambienti pedoclimatici che rendono caratteristico il vino nelle proprietà organolettiche, così come nell'articolazione dell'intero comparto.

L'eterogeneità dei sistemi agroalimentari, ed in particolare quello della filiera vitivinicola, comporta un certo grado di variabilità dovuta alla territorialità geografica, alle condizioni climatiche, alla tipologia del suolo, alle diverse pratiche di coltivazione dei vigneti (es. biologico, convenzionale) così come ai relativi processi di vinificazione (Notarnicola et al., 2017; Rugani et al., 2013). L'ambiente pedoclimatico, inteso come l'insieme delle condizioni del suolo e del clima riguardanti una determinata area, non solo assume un ruolo essenziale nella resa produttiva del vigneto ma anche nella qualità del vino prodotto (Mazzei et al., 2010). Esso diviene, inoltre, un aspetto importante da considerare qualora si vogliano valutare i potenziali impatti ambientali derivanti dal ciclo di vita del vino. La metodologia Life Cycle Assessment (LCA) (ISO 14040:2021, ISO 14044:2021) consente questa finalità prendendo in considerazione tutti gli input e gli output relativi al ciclo di vita del vino, tenendo conto degli aspetti geografici, temporali e tecnologici.

Nonostante il settore vitivinicolo sia da anni oggetto di studi di LCA, con analisi che hanno preso in considerazione diverse fasi della filiera vitivinicola (da quella agricola a quella di trasformazione industriale e smaltimento dei rifiuti) (Ferrara e De Feo, 2018), diverse questioni

¹ Dipartimento di Economia, Università degli Studi "G. d'Annunzio" Chieti-Pescara
Email: Manuela.deusanio@unich.it

metodologiche rimangono ancora da esplorare, in quanto possono influenzare la qualità dei dati di inventario e, di conseguenza, l'affidabilità della valutazione dell'impatto (Notarnicola et al., 2017). Diversi Paesi hanno sviluppato delle banche dati di inventario specifiche per le filiere agroalimentari (ad esempio Agribalyse in Francia; Food LC DK in Danimarca; Agrifootprint in Germania e World Food Database in Svizzera) al fine di migliorare la qualità dei dati a disposizione e meglio rappresentare le peculiarità dei loro prodotti, così come i processi della catena di approvvigionamento (Morais et al., 2016). Fino ad oggi, la modellizzazione di sistemi di prodotto agroalimentari italiani è stata sviluppata principalmente ricorrendo a dati secondari provenienti da banche dati internazionali (Notarnicola et al., 2017) quali, ad esempio, Ecoivent o GaBi, che non forniscono dati accurati (assenza del dato o scarsa qualità) per i diversi contesti regionali; in questo quadro, diviene essenziale sviluppare una specifica banca dati italiana per il settore agroalimentare che tenga conto delle peculiarità territoriali delle filiere coinvolte.

A tal fine, il progetto PRIN 2017 "Promoting agri-food sustainability: development of an Italian life cycle inventory database of agri-food products" si pone l'obiettivo di creare una banca dati per i prodotti agroalimentari italiani. La banca dati ILCIDAF (Italian Life Cycle Inventory Databases of Agrifoods) sarà costruita per le filiere del vino, dell'olio di oliva, degli agrumi e dei prodotti derivati dal grano (Figura 1), con un confine di sistema che va dalla fase agricola, alla fase di utilizzo del prodotto fino allo smaltimento finale dei rifiuti.



Figura 1: Filiere agroalimentari analizzate nel progetto ILCIDAF e relative unità operative responsabili

Questo lavoro mira a presentare le principali riflessioni e criticità emerse durante lo sviluppo della banca dati ILCIDAF nel settore vitivinicolo tenendo conto delle peculiarità della filiera vitivinicola.

2. Aspetti operativi e criticità

Una questione centrale nelle applicazioni LCA al settore vitivinicolo, comune ad altri prodotti, alimentari e non, è la fase di raccolta dei dati nell'ambito dell'inventario (LCI), che può influire significativamente sul livello di qualità generale dello studio. Infatti, la qualità dei dati ha un forte impatto sui risultati di un'analisi LCA (Guinée, 2002) e può essere valutata secondo criteri basati sulla correlazione temporale, geografica e tecnologica (Weidema e Wesnaes, 1996). Data la complessità di questa filiera, in ragione della struttura del tessuto produttivo e delle sue peculiarità,

lo sviluppo di una banca dati italiana richiede di affrontare una serie di problematiche e relative scelte per l'acquisizione di dati rappresentativi del settore vitivinicolo che siano di elevata qualità.

Nei paragrafi a seguire illustreremo alcuni aspetti operativi da considerare per lo sviluppo della banca dati ILCIDAF in relazione alla definizione della tipologia di prodotto (2.1), alla fase agricola (2.2), alla fase di trasformazione (2.3) e a quella di commercializzazione, consumo e smaltimento (2.4).

2.1. Definizione della tipologia di prodotto

In Italia sono riconosciute oltre 600 varietà di vite (Registro della varietà - MIPAAF, 2022) e l'influenza del luogo di produzione sulle caratteristiche di un vino è nota dai tempi antichi. La nozione di *terroir* appare come il risultato di interazioni di fattori fisici, biologici o umani (Sicheri, 2015). Le diverse condizioni pedoclimatiche, così come l'ampia varietà vinicola, trovano testimonianza nella regolamentazione delle denominazioni di origine che, nel caso Europeo, si suddividono in Denominazione d'Origine Protetta (DOP) e Indicazione Geografica Protetta (IGP) (Regolamento UE n. 1308/2013). Le denominazioni geografiche corrispondono, in media, a circa il 60% della produzione vinicola complessiva dell'UE (2009-2018) (Pomarici e Sardone, 2020).

Nello specifico, la DOP si riferisce al nome di una regione, di un luogo specifico o, in casi eccezionali, di un Paese, che conferisce qualità e caratteristiche a un determinato prodotto a causa di un particolare ambiente e contesto geografico. Tutti i vini DOP devono essere prodotti esclusivamente con uve coltivate in una zona specifica e con determinate caratteristiche (ad esempio la varietà di vitigno, la resa massima di produzione). Nel caso, invece, dei prodotti IGP (o IGT) le uve utilizzate devono provenire almeno per l'85% dalla zona designata. All'interno della categoria DOP troviamo sia i vini a Denominazione di Origine Controllata e Garantita (DOCG) che i vini a Denominazione di Origine Controllata (DOC) (Legge 238 del 12/12/2016). Il vino DOP, in Italia, rappresenta nel 2020 il 68% della produzione che vanta un'indicazione geografica certificata con 16,5 milioni di ettolitri imbottigliati, con una crescita dell'1,1% rispetto all'anno precedente; il vino IGP rappresenta il restante 32% con 7,8 milioni di ettolitri e cresce del 3,2% (ISMEA – Qualivita, 2021). Per lo sviluppo della banca dati ILCIDAF è, quindi, molto importante comprendere la categoria di prodotto a cui si fa riferimento, se trattasi o meno di un vino che vanta una regolamentazione legata ad aspetti geografici (DOP o IGP) oppure no. Queste informazioni sono utili in fase di rilevazione dei dati, in quanto permettono di contestualizzare meglio il prodotto e le sue caratteristiche; pertanto, i dataset dovrebbero documentare alcuni elementi minimi relativi alla tipologia di produzione: varietà di vitigno, zona di produzione, di coltivazione, forma di allevamento (es. a pergola, a cordone libero, a gouyot).

I prodotti che, invece, non vantano una denominazione geografica non possono, ai sensi di legge, far riferimento ad aree geografiche, in particolare a quelle tutelate dalla legislazione DOP o IGP (Regolamento UE n. 1308/2013); perciò, è importante tener conto di questo aspetto in fase di definizione dell'inventario.

2.2. Fase Agricola

Nella fase agricola, rilevanti impatti ambientali sono riconducibili ad alcuni input, come l'applicazione di pesticidi e fertilizzanti (es. Neto et al., 2013; Borsato et al., 2019) ed i consumi energetici (gasolio ed energia elettrica) (Comandaru et al., 2012; Point et al., 2012; Amienyo et al., 2014). I trattamenti fitosanitari hanno la finalità di combattere le malattie parassitarie quali, ad

esempio, la peronospora, l'oidio, la botrite e il mal dell'esca, nonché i fitofagi, come ad esempio la tignola (Bottura, 2011). In relazione agli input sono emerse diverse criticità riguardanti l'uso di pesticidi e fertilizzanti, in quanto i dati primari sono spesso specifici e contestualizzati per un determinato prodotto e luogo geografico (ad esempio sono richiesti minori quantitativi di concimi per quei terreni che hanno una elevata dotazione di sostanza organica). Allo stesso tempo, il ricorso a dati secondari non permette una corretta identificazione e quantificazione dei flussi di input e output data la loro scarsa presenza in letteratura e nei testi di riferimento specifici del settore vitivinicolo.

Le pratiche di fertilizzazione in ambito viticolo prevedono la somministrazione di macroelementi quali l'azoto, il fosforo e il potassio e microelementi (magnesio, ferro, etc.) che servono a garantire livelli produttivi adeguati alle necessità dell'azienda agricola. Tale quantitativo varia in base alle caratteristiche del terreno, come ad esempio il contenuto in sostanza organica (Pattara et al., 2015) ma anche alla varietà e all'ambiente climatico. I disciplinari tecnici regionali di produzione integrata forniscono dati relativamente alle quantità massime di fertilizzanti da fornire al suolo e sono suddivise in base alla tipologia di coltivazione. La definizione di un quantitativo che sia rappresentativo della denominazione del vino oggetto di analisi non è di facile determinazione, in quanto una stessa tipologia di vitigno può richiedere trattamenti fitosanitari differenti, sia nelle quantità che nell'epoca di applicazione, a causa proprio delle condizioni pedoclimatiche. I dati forniti dai disciplinari di lotta integrata riguardano le quantità di azoto (N_2), fosforo (P_2O_5) e potassio (K_2O), e negli anni possono subire variazioni. Di conseguenza, i dataset potrebbero non garantire un allineamento con i valori indicati.

Una volta determinata la dose, le emissioni legate all'uso dei fertilizzanti possono essere calcolate in via teorica facendo riferimento alle fonti bibliografiche (es. IPCC, 2006; Prasuhn, 2006; Zampori and Pant, 2019).

Per ciò che concerne il processo di gestione del vigneto, esso prevede una serie di operazioni colturali influenzate da diversi fattori. Per esempio, l'erpicoltura prevede un numero di ripetizioni della stessa operazione che dipendono, tra l'altro, dal terreno e dalla tipologia di allevamento. Inoltre, le operazioni colturali cambiano in base alla tipologia di trattamento fitosanitario applicato, che può essere per interfila oppure richiedere l'utilizzo di particolari macchinari. Queste operazioni incidono anche sul consumo di carburante e lubrificante, che varia a seconda della pendenza e natura del terreno, così come della tipologia di operatrice usata (es. aratro, vangatrice, zappatrice rotativa) e che incidono sul LCI.

Inoltre, essendo la vite una coltivazione arborea, dovrebbero essere utilizzati dati pluriennali. Tre annate di riferimento per la raccolta dei dati rappresentano un'opzione appropriata che consente di ridurre la variabilità del dato. In particolare, questo aspetto è estremamente importante considerando che le prestazioni della viticoltura sono fortemente dipendenti dalle questioni climatiche e questo riflette vari aspetti (qualitativi e quantitativi) che, di conseguenza, hanno influenza sulla valutazione degli impatti.

2.3. Fase di trasformazione

Per quanto concerne i processi di trasformazione, come noto, essi dipendono dalla tipologia di prodotto e dalla modalità di vinificazione seguita dal produttore (Sicheri, 2015; Ribéreau-Gayon et al., 2018). I due principali sistemi di vinificazione sono quello in bianco e in rosso; nel primo si evita il contatto tra il mosto e le vinacce, mentre nel secondo questo processo viene favorito. La

trasformazione del prodotto varia anche in considerazione del tipo di vino (fermo o spumante) e del contenuto in zuccheri (Sicheri, 2015).

Di conseguenza, i cicli di trasformazione, così come l'elenco degli input e degli output coinvolti, possono differire notevolmente. Non è semplice, pertanto, definire uno scenario di inventario rappresentativo di una categoria di prodotto.

I dati primari possono essere raccolti presso aziende vinicole (es. Bonamente et al. 2016; Rinaldi et al., 2016; Harb et al., 2021) o, ad esempio, presso associazioni di viticoltori (es. Point et al., 2012), come le cooperative vitivinicole.

Il consumo di energia elettrica rappresenta uno degli input più importanti nella fase industriale di trasformazione del vino (Comandaru et al., 2012; Notarnicola et al., 2003; Point et al., 2012; Amienyo et al., 2014) ed in alcuni casi viene misurato come dato primario. I dati secondari, infatti, possono riferirsi a diverse tecnologie/processi/prodotti con una probabile sovrastima o sottovalutazione dei fabbisogni energetici. Gli input relativi ai flussi materici impiegati nella fase di trasformazione dipendono in parte dalla modalità di vinificazione del produttore e dalla tipologia di prodotto che si vuole ottenere (es. quantità di lievito, coadiuvanti tecnologici, etc.).

2.4. Fase di commercializzazione, consumo e smaltimento

Per quanto riguarda gli aspetti commerciali, secondo i dati pubblicati dall'Agenzia delle dogane (MIPAAF, 2020), Francia, Italia e Spagna vantano insieme la quota maggioritaria del commercio mondiale di vino. Nel 2019 la Francia ricopriva, con circa 10 miliardi di euro, poco più di un terzo del valore totale del commercio mondiale, seguita dall'Italia, con il 23% (6,4 miliardi), e dalla Spagna, con il 9% (con valori inferiori ai 2,7 miliardi). In termini di volume, l'Italia e la Spagna rappresentano entrambe il 21% del commercio mondiale, rispetto al 14% della Francia (MIPAAF, 2020).

La produzione di vino italiano certificato DOP o IGP destinata all'export ha superato nel 2020 i 15,4 milioni di ettolitri (+1,8%), mentre in termini di valore l'export si attesta a 5,57 miliardi di euro, con una variazione su base annua pari a -1,3%. Hanno risentito degli effetti negativi della recente crisi pandemica soprattutto i mercati extraeuropei per l'export viticolo DOP e IGP (- 4,3%), mentre è cresciuto l'export in UE (+4,1%) con un incremento a doppia cifra per i Paesi scandinavi e del Nord Europa (ISMEA – Qualivita, 2021).

Questi dati forniscono un'idea della complessità della filiera vitivinicola per quanto riguarda la fase di commercializzazione. Inoltre, nella modellizzazione di uno studio LCA, oltre a definire la tipologia di trasporto (stradale, ferroviario, intermodale, aereo, marittimo) è necessario quantificare il prodotto trasportato e i chilometri percorsi. Inoltre, in un settore così eterogeneo, il mercato di riferimento non è facilmente identificabile in quanto prevede sia trasporti nazionali che internazionali, così come diverse combinazioni di tipologie di trasporto e le ipotesi da assumere in merito al sito di partenza e al sito di destinazione. La stessa criticità si presenta qualora si debbano quantificare gli input inerenti ai trasporti delle materie prime.

Quantificare in modo rappresentativo il trasporto non è possibile se non prendendo a riferimento un caso aziendale che fornisca dei dati per uno specifico vino commercializzato in un determinato periodo di riferimento.

La complessità del settore che non consente di delineare uno specifico mercato di sbocco si ripercuote anche sulle fasi di consumo e gestione del fine vita.

3. Conclusioni

I sistemi agroalimentari sono caratterizzati da un'estrema complessità in relazione a diversi fattori; in particolare nel settore vitivinicolo, possiamo annoverare la territorialità geografica, le condizioni climatiche, la tipologia del suolo, le diverse pratiche di coltivazione dei vigneti, così come gli aspetti relativi ai processi di vinificazione.

Queste peculiarità comportano una serie di criticità nella costruzione di una banca dati LCI, la cui qualità dei dati dipende da criteri spaziali, geografici e tecnologici. Infatti, la quantificazione di diversi input, sia nella fase agronomica che in quella industriale, implica una serie di aspetti da affrontare per la costruzione dei dataset (ad esempio quali operazioni colturali e trattamenti fitosanitari considerare, come quantificare i pesticidi, come quantificare il consumo di carburante e lubrificante nella fase agricola, come definire il mercato di riferimento e soprattutto la distanza e tipologia di trasporti coinvolti). Le principali criticità riscontrate sono relative alla necessità di definire e contestualizzare gli input nella raccolta di dati aziendali per la costruzione dei dataset. Potenziali soluzioni includono l'acquisizione di dati specifici relativi alla fase agricola (es. tipologia di produzione con riferimento a varietà di vitigno, zona di produzione, forma di allevamento, tipologia di fertilizzanti e pesticidi) e alla fase di trasformazione (es. la specificazione degli input di cantina come i coadiuvanti tecnologici), nonché la definizione delle specifiche modalità di trasporto (tipologia del mezzo usato, cilindrata, km percorsi) per la commercializzazione. Inoltre, sarebbe opportuno precisare le annualità di produzione; ove possibile, disporre di tre annate di riferimento per la raccolta dei dati rappresenta un'opzione appropriata per ridurre la variabilità dei dati.

In virtù delle numerose problematiche emerse si rende necessario effettuare una serie di ipotesi metodologiche, al fine di costruire una banca dati che sia rappresentativa del prodotto analizzato e del contesto di riferimento.

Ringraziamenti

Questo lavoro fa parte dei risultati del progetto di ricerca "Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian LCI Database of Agri-Food Products (ILCIDAF)" (PRIN – Progetti di Ricerca di Interesse Nazionale 2017- Prot. 2017EC9WF2, settore ERC SH2, Linea C- finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca (MUR)).

4. Bibliografia

- Amienyo, D, Camilleri, C, Azapagic, A, 2014. Environmental impacts of consumption of Australian red wine in the UK. *J. Clean. Prod.* 72, 110-119.
- Bonamente, E, Scrucca, F, Rinaldi, S, Merico, MC, Asdrubali, F, Lamastra, L, 2016. Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment. *Sci. Total Environ.* 560, 274-283.
- Borsato, E, Giubilato, E, Zabeo, A, Lamastra, L, Criscione, P, Tarolli, P, Marinello, F, Pizzol, L, 2019. Comparison of water-focused life cycle assessment and water footprint assessment: the case of an Italian wine. *Sci. Total Environ.* 666, 1220-1231.
- Bottura, M. (a cura di). 2011. Manuale di viticoltura. Fondazione Mach. Disponibile su: https://www.fmach.it/content/download/18637/181954/version/1/file/8677_Manuale_di_viticoltura_04_11.pdf

- Registro della varietà - MIPAAF. 2022. Disponibile su: <http://catalogoviti.politicheagricole.it/catalogo.php>
- Comandaru, IM, Bârjoveanu, G, Peiu, N, Ene, SA, Teodosiu, C, 2012. Life cycle assessment of wine: focus on water use impact assessment. *Environ. Eng. Manag. J.* 11(3), 533-543.
- Ferrara, C, De Feo, G, 2018. Life cycle assessment application to the wine sector: a critical review. *Sustainability*, 10(2), 395.
- Guinée, JB, 2002. Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. *Int. J. Life Cycle Assess.* 7: 311.
- Harb, W, Zaydan, R, Vieira, M, 2021. Improving environmental performance in wine production by life cycle assessment: case of Lebanese wine. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 1146–1159.
- IPCC 2008, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – A primer, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Miwa K., Srivastava N. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- ISMEA-QUALIVITA, 2021. Rapporto sulle produzioni agroalimentari e vitivinicole italiane dop, igp e stg.
- ISO 14040:2021. Environmental management: Life Cycle Assessment — principles and framework. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISO 14044:2021. Environmental management: Life Cycle Assessment — requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISTAT, 2021. Annuario Statistico Italiano 2021. Istituto Nazionale di Statistica, Roma.
- Legge 238 del 12/12/2016. Testo unico della vite e del vino. Disponibile su: <https://www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/12012>
- Malorgio, G, Pomarici, E, Sardone, R, Scardera, A, Tosco, D, 2011. La catena del valore nella filiera vitivinicola. *Agriregionieuropa*. Dicembre 2011, Anno 7, N. 27, p.1-13.
- Mazzei, P, Francesca, N, Moschetti, G, Piccolo, A, 2010. NMR spectroscopy evaluation of direct relationship between soils and molecular composition of red wines from Aglianico grapes. *Anal Chim. Acta*, 673, 167-172.
- MIPAAF, 2020. Il mercato del vino in Italia e nel mondo prima e dopo il COVID-19 - Situazione, tendenze e sfide per il vino a livello mondiale. Report del Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali. Disponibile su: <https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/22350>
- Morais, TG, Teixeira, RF, Domingos, T, 2016. Regionalization of agri-food life cycle assessment: a review of studies in Portugal and recommendations for the future. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21(6), 875-884.
- Neto, B, Dias, AC, Machado, M, 2013. Life cycle assessment of the supply chain of a Portuguese wine: from viticulture to distribution. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18(3), 590-602.
- Notarnicola, B, Tassielli G, Nicoletti, GM, 2003. Life Cycle Assessment (LCA) of Wine Production, In: *Environmentally-friendly Food Processing*, Mattson B., Sonesson U. (Eds.), Woodhead Publishing Limited, Cambridge, England, 306-326.
- Notarnicola, B, Sala, S, Anton, A, McLaren, SJ, Saouter, E, Sonesson, U, 2017. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: a review of the challenges. *J. Clean. Prod.* 140, 399-409.

- Pattara, C, Giannantonio, L, Lorito, V, Vinciguerra, R, Piscicelli, M, Cichelli, A, 2015. Il contributo dei fertilizzanti all'effetto serra nella filiera vitivinicola. In 38th World Congress of Vine and Wine. Mainz, Germany, July 5–10, 2015, Part 2, Vol. 5, p. 05001. EDP Sciences.
- Point, E, Tyedmers, P, Naugler, C, 2012. Life cycle environmental impacts of wine production and consumption in Nova Scotia, Canada. *J. Clean. Prod.* 27, 11-20.
- Pomarici, E, Sardone, R, 2020. EU wine policy in the framework of the CAP: post-2020 challenges. *Agric. Food Econ.* 8(1),1-40.
- Prasuhn, V. 2006. Erfassung der PO4-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22 p., Disponibile su: www.agroscope.admin.ch
- Regolamento UE n. 1308/2013. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:347:0671:0854:it:PDF>
- Ribéreau-Gayon, P, Glories, Y, Maujean A, Dubourdieu, D, 2018. Trattato di enologia. Chimica del vino, stabilizzazione e trattamenti (Vol. 2). Edizioni Edagricole, Bologna.
- Rinaldi, S, Bonamente, E, Scrucca, F, Merico, MC, Asdrubali, F, Cotana, F, 2016. Water and carbon footprint of wine: methodology review and application to a case study. *Sustainability*, 8(7), 621.
- Rugani, B, Vazquez-Rowe, I, Benedetto, G, Benetto, E, 2013. A comprehensive review of carbon footprint analysis as an extended environmental indicator in the wine sector. *J. Clean. Prod.* 54, 61-77.
- Sicheri, G, 2015. Enologia. Con elementi di chimica viticolo-enologica. libreriauniversitaria.it edizioni. Padova, Italy.
- Zampori, L, Pant, R, 2019. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. Publications Office of the European Union: Luxembourg.
- Weidema BP, Wesnaes, MS, 1996. Data quality management for life cycle inventories — An example of using data quality indicators. *J. Clean. Prod.* 4(3-4),167-174.

Valutazione dei rischi sociali della supply chain di una struttura ricettiva rumena

Ioannis Arzoumanidis¹, Manuela D'Eusanio¹, Angela Albu², Andrea Raggi¹,
Luigia Petti¹

Abstract: L'importanza del turismo sostenibile a livello internazionale è testimoniata dalla presenza di indicatori specifici nell' Agenda 2030. Il turismo è sostenibile qualora rispetti non solo l'ambiente ma anche il viaggiatore e la popolazione locale, così come il patrimonio culturale. Nonostante ciò, ad oggi la dimensione sociale della sostenibilità è quella meno trattata. Questo studio mira a delineare i rischi sociali derivanti da un servizio di pernottamento erogato da una struttura ricettiva situata in Romania attraverso l'utilizzo del Social Hotspot Database per il software SimaPro. I settori maggiormente impattanti sono relativi al detergente per il pavimento ed il detergente per il bucato (in termini di ore equivalenti di rischio medio), mentre la categoria di impatto maggiormente impattata è "Health and Safety".

1. Introduzione

Il turismo è tra i settori economici in più rapida crescita, con un numero di arrivi a livello internazionale che ha raggiunto 1,5 miliardi nel 2019, con un aumento di quasi il 53% nel decennio 2010-2019 (Statista, 2022). Recentemente tale trend è stato bruscamente interrotto dalla pandemia di COVID-19, che ha colpito l'intero pianeta. Infatti, secondo l'UNWTO (2022), gli arrivi di turisti internazionali sono diminuiti del 73% per l'anno 2020 e del 72% per il 2021 (rispetto al 2019). In Romania, la regione della Bucovina è stata una delle zone maggiormente colpite, a livello turistico, dalla pandemia. Infatti, nel 2020 il numero di pernottamenti è diminuito di quasi 76% rispetto all'anno precedente (Nistor et al., 2022).

D'altro canto, anche nel settore turistico si è registrata nel tempo una sempre crescente attenzione verso la sostenibilità da parte di vari stakeholder (Arzoumanidis et al., 2021): ad esempio, consumatori o decisori politici, come dimostrano anche numerosi incentivi finanziari promossi per supportare iniziative sostenibili (es., Ministero del Turismo, 2021). Mettere a tema la sostenibilità può, quindi, rappresentare un volano per la ripresa e la ristrutturazione del settore, assumendo un ruolo di massima importanza. La qualità dell'esperienza turistica gioca un ruolo fondamentale per il futuro del turismo stesso (Commissione Europea, 2007). Un'esperienza imperniata sui temi della sostenibilità può rendere il turista maggiormente consapevole dell'attenzione rivolta nei suoi confronti. Il turismo è sostenibile qualora rispetti non solo l'ambiente ma anche il viaggiatore e la popolazione locale, così come il patrimonio culturale (Commissione

¹ Dipartimento di Economia, Università degli Studi "G.d'Annunzio" Chieti-Pescara, Italia

² Department of Economics, Economic Informatics and Business Management,
Università "Stefan Țel Mare" Suceava, Romania
Email: i.arzoumanidis@unich.it

Europea, 2022). Nonostante ciò, ad oggi la dimensione sociale della sostenibilità è quella meno indagata (Arzoumanidis et al., 2021). Per favorire un'efficace diffusione di questo concetto, tuttavia, è fondamentale valutare l'effettiva sostenibilità dei servizi turistici, specialmente quella sociale, mediante metodi e indicatori adeguati.

La metodologia Social Life Cycle Assessment (S-LCA) consente di valutare il profilo sociale di un prodotto e/o servizio in un'ottica di ciclo di vita (UNEP, 2020). La S-LCA si basa sul framework della ISO 14040:2021 e ISO 14044:2021 e segue dunque le quattro fasi: definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, analisi di inventario, valutazione degli impatti, interpretazione. Essa consente, combinando dati quantitativi e qualitativi (UNEP, 2020), una valutazione sistematica degli aspetti sociali e socio-economici, positivi e negativi, derivanti dal ciclo di vita di un prodotto e/o servizio tramite l'integrazione di diversi metodi, modelli e dati. A supporto della valutazione sono attualmente disponibili software e database specifici, come Social Hotspot Database (SHDB) (Benoît Norris et al., 2012) e Product Social Impact Life Cycle Assessment (PSILCA) (Ciroth and Eisfeldt, 2016), che consentono l'accesso a dati generici per i processi di *background* e la loro integrazione con i dati primari relativi ai processi di *foreground*. In una recente rassegna bibliografica sulla S-LCA (Ramos Huarachi et al., 2020) il SHDB è risultato il database maggiormente utilizzato negli studi di S-LCA, essendo stato applicato in diversi settori e Paesi. Questo database comprende 160 indicatori classificati in 6 categorie -- "Governance", "Labour Rights and Decent Work", "Human Rights", "Health and Safety", "Community" e "Socioeconomic Contributions" (Benoît Norris et al., 2018, p.18) -- e 26 sottocategorie di impatto sociale. Tali indicatori possono, inoltre, essere ricondotti a quattro gruppi di stakeholder: "workers", "local communities", "value chain actors" e "society" (Benoît Norris et al., 2018, p.17).

Nonostante il SHDB sia uno dei database più utilizzati, a conoscenza degli autori non era stato ancora applicato al settore turistico. Allo stesso tempo, la S-LCA non è stata ancora ampiamente esplorata in questo settore, sebbene negli ultimi 10 anni ci sia stata una rapida crescita degli studi di S-LCA (Huertas-Valdivia et al., 2020). Ad oggi, l'unico caso studio relativo al settore turistico è quello di Arcese et al. (2013), avente l'obiettivo di analizzare l'impatto sociale di una struttura ricettiva attraverso l'impiego di dati provenienti da strumenti di contabilità sociale e di gestione aziendale.

Il presente studio mira a delineare il profilo sociale della *supply chain* di una struttura ricettiva sita in Romania, valutandone i rischi sociali attraverso l'impiego del SHDB (Benoît Norris et al., 2018). In particolare, si vuole individuare quali siano i processi più impattanti del relativo servizio di pernottamento, così come le categorie di impatto più esposte ai rischi sociali.

2. Materiali e metodi

Il caso studio segue il framework delineato dalle nuove *Guidelines for Social Life Cycle Assessment for Products and Organizations* (UNEP, 2020). L'obiettivo è quello di identificare i principali *hotspot* sociali (attività e/o Paesi) (UNEP, 2020) derivanti dall'erogazione di un servizio di pernottamento presso una piccola struttura ricettiva (pensione), con 4 stanze doppie/matrimoniali, situata in Bucovina (Romania). Essendo la Bucovina una delle regioni maggiormente colpite dalla pandemia da Covid-19, anche dal punto di vista sociale, l'intento del caso studio è stato quello di esplorare i processi esposti a maggiore rischio sociale. A tal fine, è stato impiegato il SHDB v.4 per il software SimaPro (Pré, 2022), in quanto ci consente di acquisire informazioni sui rischi sociali delle *supply chain* dei sistemi valutati, fornendo così una panoramica olistica di dove possono trovarsi gli impatti sociali più rilevanti (Benoît Norris et al., 2018). L'unità funzio-

nale è stata definita come un pernottamento (1 notte) di un ospite, comprendente tutte le attività inerenti il pernottamento stesso (accoglienza/check-in, sistemazione nella camera, pernottamento, check-out, manutenzione/pulizia), ad esclusione del servizio di prima colazione. La Figura 1 mostra i processi coinvolti nell'erogazione di un servizio di pernottamento e i confini del sistema del caso studio, individuati come “gate-to-gate”, in coerenza con l'obiettivo dello stesso.

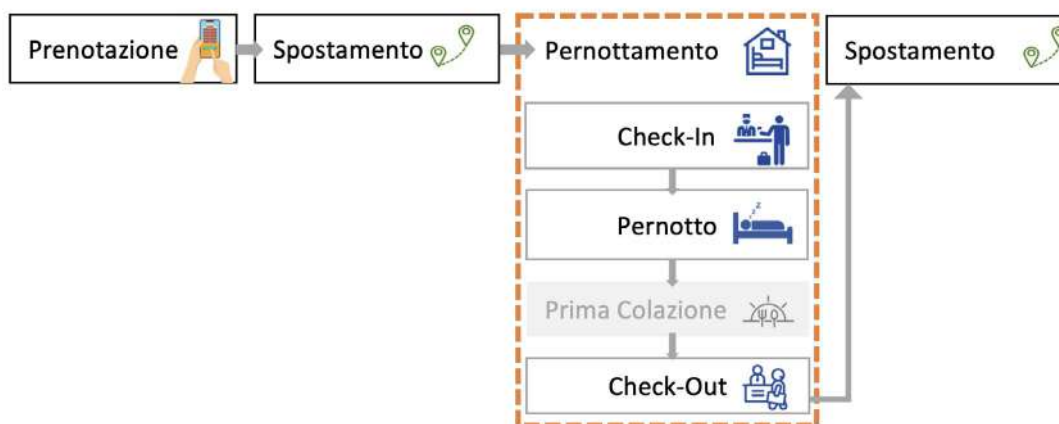


Figura 1: Confini del Sistema

L'analisi di inventario è stata svolta raccogliendo i dati tramite un apposito foglio raccolta dati che è stato sottoposto alla struttura ricettiva valutata. Nello specifico, sono state raccolte informazioni in merito al servizio di pernottamento: tipologia di input, quantità; costo unitario (in valuta locale: Lei) e Paese di provenienza. Successivamente, i dati sono stati elaborati e riportati all'unità funzionale; inoltre, il costo unitario in Lei è stato convertito in dollari (USD 2011), in quanto il SHDB fornisce informazioni sull'intensità di lavoro del settore economico relativo a ogni Paese per dollaro di produzione (Benoît Norris et al., 2018). Inoltre, in fase di modellizzazione è stato necessario identificare, per ciascun input, la categoria del relativo settore Global Trade Analysis Project (GTAP) (modello I/O alla base del SHDB) di appartenenza (ibid.). Di conseguenza, la valutazione dei rischi è stata effettuata direttamente dal software utilizzando il metodo di valutazione degli impatti del SHDB, che esprime i rischi in termini di ore equivalenti di rischio medio, per settore e Paese.

3. Risultati e Discussione

Per quanto riguarda i risultati di caratterizzazione, si evince che ci sono alcuni processi che influenzano maggiormente alcune sottocategorie. In Figura 2, infatti, si osserva come l'utilizzo del detergente per i pavimenti (Chemical, rubber, plastic products/ITA) nonché del detersivo per il bucato (Chemical, rubber, plastic products/ROU) siano gli input più impattanti per la quasi totalità delle sottocategorie. Ciò dipende dal fatto che il database attribuisce loro un livello di rischio alto (high risk), in base al settore GTAP e al Paese di riferimento, utilizzando fonti come, ad esempio, World Health Organisation, Eurostat, World Bank (Benoît Norris et al., 2018). Infatti, il detergente per i pavimenti risulta più impattante per 2A “Occupational Toxicity & Hazard” (che dipende dal livello di rischio attribuito, in un determinato Paese, agli indicatori relativi agli incidenti sul lavoro, all'esposizione delle persone a rumori nocivi, composti cancerogeni, particolato, ecc.), 4B “Corrup-

tion”, 1H “Migrant Labour”, 3C “High Conflict Zones”, 4A “Legal System”, 1D “Child Labour”, 3B “Gender Equity”, 1L “Unemployment”, 5B “Access to sanitation”, 5D “Access to hospital beds”, 1I “Social Benefits”, 3A “Indigenous Rights”, 5A “Access to drinking water”; mentre il detersivo per il bucato è predominante nelle sottocategorie 1G “Freedom of Association” (che dipende dal livello di rischio attribuito agli indicatori che fanno riferimento al rispetto dei diritti di associazione), 1K “Discrimination”, 1E “Forced Labour”, 1B “Poverty”, 5C “Children out of school”, 2B “Injuries & Fatalities”, 5E “Smallholder v Commercial farms”, e 1F “Excessive Working Time”.

I risultati normalizzati (Figure 3 e 4) mostrano, invece, come la categoria d’impatto maggiormente influenzata sia stata quella della “Health and Safety” seguita da “Labour Rights & Decent Work” e “Governance”. Andando invece, a livello delle sottocategorie, le prime cinque risultano essere 2B “Injuries & Fatalities”, 2A “Occupational Toxicity & Hazard”, 4B “Corruption”, 4A “Legal System” e 5C “Children out of school”.

Un’analisi più approfondita dei risultati relativi a tali cinque sottocategorie impattate ha permesso di evidenziare quali processi influenzano maggiormente ciascun indicatore/sottocategoria. Per quanto riguarda le sottocategorie 2B “Injuries & Fatalities”, 5C “Children out of school”, l’utilizzo del detersivo per il bucato (Chemical, rubber, plastic products/ROU) è il processo più impattante, mentre per le sottocategorie 2A “Occupational Toxicity & Hazard”, 4A “Legal System” e 4B “Corruption”, è l’utilizzo del detergente per i pavimenti (Chemical, rubber, plastic products/ITA) ad impattare maggiormente.

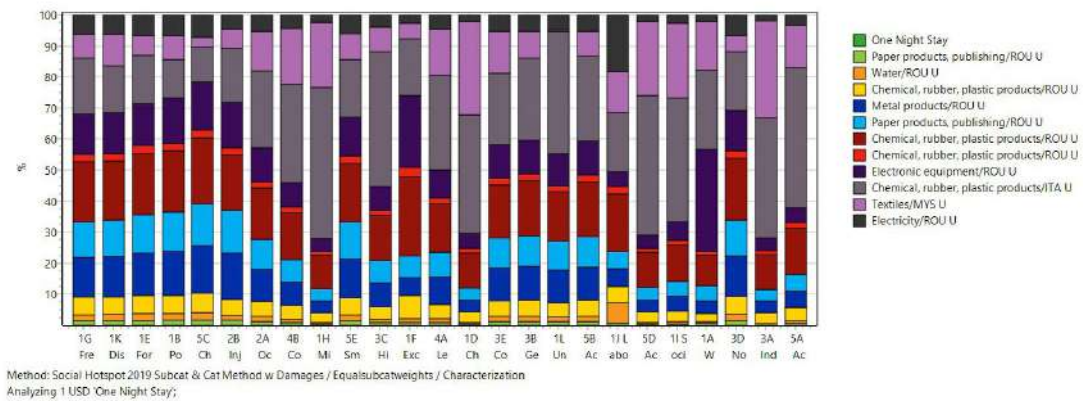


Figura 2: Risultati di caratterizzazione (fonte: Simapro)

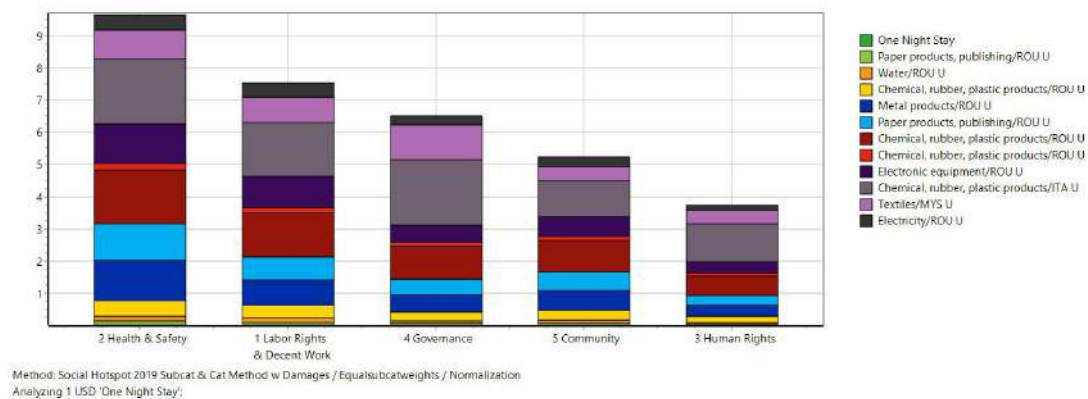
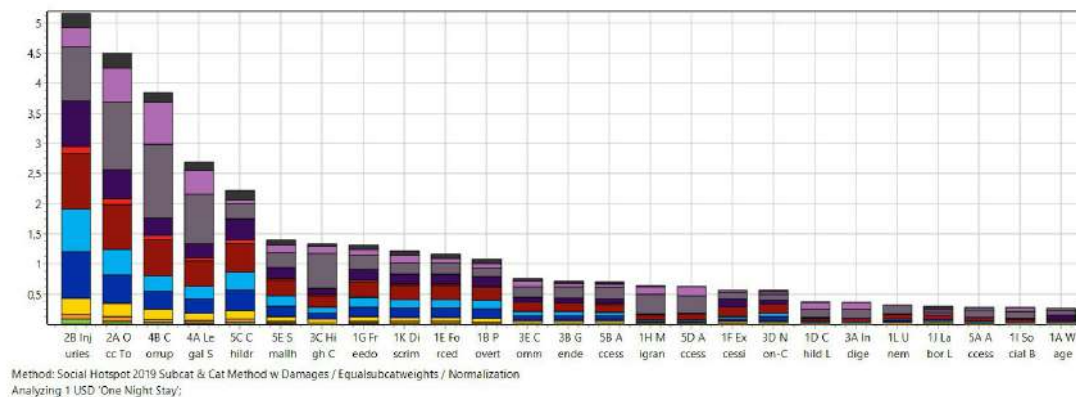


Figura 3: Risultati di normalizzazione, per categoria di impatto (fonte: Simapro)

Figura 4: Risultati di normalizzazione, per sottocategorie (fonte: Simapro)



I risultati mostrano come i processi con input provenienti dal settore chimico siano quelli a maggior impatto, a prescindere dal Paese di provenienza del prodotto (Italia o Romania), mentre le sottocategorie impattate non sono le stesse, dimostrando che le criticità sociali dei due Paesi, per il settore chimico, sono differenti.

In linea generale, l'input del detergente per pavimenti è quello connesso alla maggior parte dei rischi sociali del servizio di pernottamento, sia a livello di sottocategorie che di categorie di impatto.

Si evidenzia come il processo attinente al settore chimico italiano influenza principalmente le sottocategorie riferite alla "Health and Safety" e alla "Governance".

4. Conclusioni

Il presente studio ha mostrato gli *hotspot* sociali di un servizio di pernottamento erogato in Romania nella regione della Bucovina. In particolare, sono state analizzate le attività inerenti il pernottamento stesso, ad esclusione del servizio di prima colazione. Il sistema valutato è stato modellizzato con il SHDB v.4 per SimPro identificando tutti gli input coinvolti, i relativi costi unitari e Paesi di provenienza. I rischi sociali emersi sono mostrati in termini di ore equivalenti di rischio medio ed evidenziano come gli input maggiormente impattanti nell'erogazione di un servizio di pernottamento siano quelli dei detersivi per pavimenti e quelli utilizzati per la lavanderia.

Allo stesso tempo, l'analisi effettuata a livello di sottocategorie ha mostrato che quelle maggiormente impattate, e principalmente per effetto dei due input summenzionati, sono tutte attinenti alla categoria di impatto "Health And Safety" ("Injuries and Fatalities" e "Occupational Toxicity/Toxics and Harzard"), seguita dalla categoria di impatto Governance ("Corruption" e "Legal System").

Poiché l'analisi effettuata ha mostrato i rischi sociali, associati agli input inseriti nel sistema valutato, a livello di intero settore e Paese, ciò non permette di cogliere eventuali peculiarità relative alla particolare tipologia di input utilizzato (ad esempio, l'uso di un detergente biologico e/o con certificazione etica) e, quindi, ottenere una valutazione dei rischi non effettivamente rappresentativa del sistema analizzato. Inoltre, l'analisi effettuata sulla *supply chain* fornisce una valutazione dei rischi sociali del sistema di *background*. In questo quadro e per quanto riguarda eventuali sviluppi futuri del progetto, sarebbe interessante integrare i risultati della valutazione

svolta con un approccio basato su *Reference Scale*, che consenta di cogliere la performance sociale specifica del sistema valutato (*foreground*). Tale obiettivo si potrebbe anche raggiungere attraverso un'analisi settoriale del sistema di *foreground* (tramite l'utilizzo della banca dati SHDB e l'inserimento delle *working hours* – ore lavorate – per ogni processo). Infine, si potrebbero condurre ulteriori studi al fine di comprendere, tramite un'analisi comparativa, come un servizio di pernottamento in due diversi Paesi europei possa variare in termini di rischi sociali.

5. Bibliografia

- Arcese, G., Lucchetti, M.C., Merli, R. 2013. Social Life Cycle Assessment as management tool: methodology for application in tourism. *Sustainability*, 5:3275-3287.
- Arzoumanidis, I, Walker, AM, Petti, L, Raggi A, 2021. Life cycle-based sustainability and circularity indicators for the tourism industry: a literature review. *Sustainability*, 13(21), 11853.
- Benoît Norris C, Cavan DA, Norris G, 2012. Identifying social impacts in product supply chains: overview and application of the social hotspot database. *Sustainability* 4(12):1946–1965
- Benoît Norris, C., Bennema, M., Norris, G. 2018. The Social Hotspots Database. Supporting Documentation. Update 2018 (V.4). New Earth B., York
- Ciroth, A, Eisfeldt, F, 2016. PSILCA - A Product Social Impact Life Cycle Assessment Database. Database Version 1.0. GreenDelta, Berlin.
- Commissione Europea, 2007. Comunicazione Della Commissione - Agenda per un turismo europeo sostenibile e competitivo (COM(2007) 621 definitivo), visionato 28 feb 2022, <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52007DC0621&from=EN>>
- Commissione Europea, 2022. Sustainable cultural tourism, visionato 28 feb 2022, <<https://culture.ec.europa.eu/cultural-heritage/cultural-heritage-in-eu-policies/sustainable-cultural-tourism>>
- Huertas-Valdivia I, Ferrari AM, Settembre-Blundo D, García-Muiña FE, 2020. Social Life-Cycle Assessment: a review by bibliometric analysis. *Sustainability*, 12:6211.
- ISO 14040:2021. Environmental management: Life Cycle Assessment — principles and framework. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland
- ISO 14044:2021. Environmental management: Life Cycle Assessment — requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland
- Ministero del Turismo, 2021. Investimento - Fondi integrati per la competitività delle imprese (M1C3-I.4.2), visionato 28 feb 2022, <<https://www.ministeroturismo.gov.it/wp-content/uploads/2021/07/PNRR-scheda-Fondi-integrati-competitivita%CC%80-impres.pdf>>.
- Nistor, A, Sava, L, Năstase CE, 2022. Tourism in Bucovina, the Victim of the New Coronavirus Pandemic (COVID-19), in: Fotea, SL, Fotea IS, Văduva Ș (a cura di), Navigating Through the Crisis – A special Issue on the Covid 19 Crises - The 2020 Annual Griffiths School of Management and IT Conference (GSMAC) Vol 1. Springer, Cham.
- Pré, 2022. Sustainability software for fact-based decisions, visionato 28 feb 2022, <<https://pre-sustainability.com/solutions/tools/simapro/>>.

Ramos Huarachi DA, Piekarski CM, Puglieri FN, de Francisco AC, 2020. Past and future of Social Life Cycle Assessment: historical evolution and research trends. *J Clean Prod*, 264:121506.

Statista, 2022. Travel, Tourism & Hospitality – Number of international tourist arrivals worldwide from 1950 to 2021 (in millions), visionato 2 mar 2022, <<https://www.statista.com/statistics/209334/total-number-of-international-tourist-arrivals/>>.

UNEP, 2020. United Nations Environment Programme. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020. Benoit Norris C, Traverso M, Neugebauer S, Ekener E, Schaubroeck T, Russo Garrido S, Berger M, Valdivia S, Lehmann A, Finkbeiner M, Arcese G. (eds.). United Nations Environment Programme (UNEP).

UNWTO, 2022. World Tourism Barometer and Statistical Annex, 20(1), World Tourism Organization, Madrid.

An assessment of the environmental impacts of a canteen service using the LCA methodology

Vincenzo Campobasso¹, Teodoro Gallucci¹, Annarita Paiano¹, Giovanni Lagioia¹

Abstract: Nowadays, food service sector represents an important issue, due to the generation of different environmental burdens. For this reason it is important to find solution to reducing its impact by changing the way we produce and consume. In this paper we provide a twofold analysis: firstly, through the life cycle analysis (LCA), we assess the environmental impacts of one average menu taken as a reference, produced for school canteen in Bari, Apulia region, (baseline scenario), to identify which phase of meal production has the most impact; secondly, we propose an alternative scenario replacing red meat with white meat within the reference menu to evaluate how the total environmental impact changes.

1. Introduction

In recent years, the world is facing the offset of the climate change. This challenge has led to analyse and study different production sectors with the aim of rethinking production systems and supply chains to reduce their impact and negative externalities. In 2015, with the agenda 2030, the global community adopted the 17 Sustainable Development Goals (SDGs) to improve people's lives by 2030. Among identified objectives, it must be mentioned the goal 2, zero hunger, which involves a commitment to end hunger, achieve food security, improve nutrition, and promote sustainable agriculture and the goal 12 which endorses the need for radical changes in the way societies produce and consume. Food production has a considerable impact on the environment, becoming a social, economic, and environmental concern. It contributes, for example, to climate change, eutrophication, as well as the depletion of biodiversity (FAO, 2013; Hic, et al., 2016; Shamraizet et al., 2019). In particular, meat, fish, and dairy products are the most impacting in terms of greenhouse gas emissions (Volanti et al, 2022). These issues boost to identify potential actions toward a more sustainable food sector. For this reason, the goal of the present study is twofold: a) through the life cycle analysis (LCA), we assess the environmental impacts of one average menu taken as a reference, produced for school canteen in Bari, Apulia region, (baseline scenario), to identify which phase of meal production has the most impactful; b) we propose an alternative scenario, on the basis of the same nutritional intake as the baseline one, replacing red meat with white meat within the reference menu, to evaluate how the total environmental impact changes.

Although the comparison of the impacts between white meat and red meat is widely discussed in the scientific literature, this paper provides a novel analysis to compare the different mixes of meals within menus that have meat as a determining variable, but emphasizing that the

¹ Univeristà degli Studi di Bari Aldo Moro
Dipartimento di Economia, Management e Diritto dell'Impresa
Email: vincenzo.campobasso@uniba.it

nutritional intake may be the best choice to address a different type of menu according to the different types of consumers. This approach can also contribute to minimize food waste, which counts for 1.3 billion tons, whose annual carbon footprint is 4.4 Gt CO₂eq (Li et al., 2021).

2. Material and methods

The LCA performed was based on primary data provided by a food service company. The company's activity ranges from collective catering to the supply of foodstuffs. The company, which daily produces over 22 million meals and employs about 4000 people, works for canteen service at schools, universities, hospitals, ministries, law enforcement agencies, armed forces, public bodies in general. In the present study, a cradle to gate LCA analysis was carried out based on the company's current production cycle. All data collected refer to the year 2018 which was identified as the most representative year of the service performed by food service company.

The LCA study was performed according to the ISO 14040:2006 (Environmental Management - Life Cycle Assessment – principles and framework) and ISO 14044:2006 (Environmental Management and Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines).

The GaBi ts version 9.2.1.68 calculation software and the Ecoinvent version 3.5 database were used for data processing. There is no specific PCR for foodservice operations, so the Basic Module UN CPC 63, version 3.02 - accommodation, food, and beverage services - was used to prepare this study.

Table 1: Percentage and mass of an average menu

		Average meal (%)	Average meal (kg)
First dish	pasta tomato sauce	14%	0.188
Second dish	meat	10%	0.134
Side dish	spinach salad	12%	0.161
	Bread	6%	0.081
	Fruits	11%	0.148
	Water	47%	0.631
Total		100%	1.334

2.1. Goal and scope

The LCA was carried out to one average menu taken as a reference, produced for school canteen in Bari. The authors divided the menu into 6 meals, calculated the impact of each menu and scaled by the weight of each meal within the menu. It is important to underline that this study refer to diets for adults, and the average menu was prepared considering an average caloric requirement equal to roughly 800-900 kcal per menu.

Furthermore, a dedicated process was created for each meal, ranging from the supplying of raw materials to the distribution of the meal to the users. The functional unit (FU) was identified

in a menu of 6 kg total, consisting of 6 meal plate courses of 1 kg each, including bread and water. The decision to use this FU comes from the necessity to make homogeneous and scalable the results, since the catering service offers different menus, each of which characterised by different weights and calories for each meal course. The food service company, in fact, has a winter menu (October-April), a summer menu May-September) and a weekly menu to ensure a wide choice for users.

We identified one average meal menu as reference, consisting of first course, second course, side dish, bread, fruit, and water totalling 1.344 kg (Table 1).

Then, table 1 highlights the percentage and the mass of the selected average meal menu.

2.2. System boundaries

Figure 2 shows system boundaries of the production process divided into Upstream, Core and Downstream.

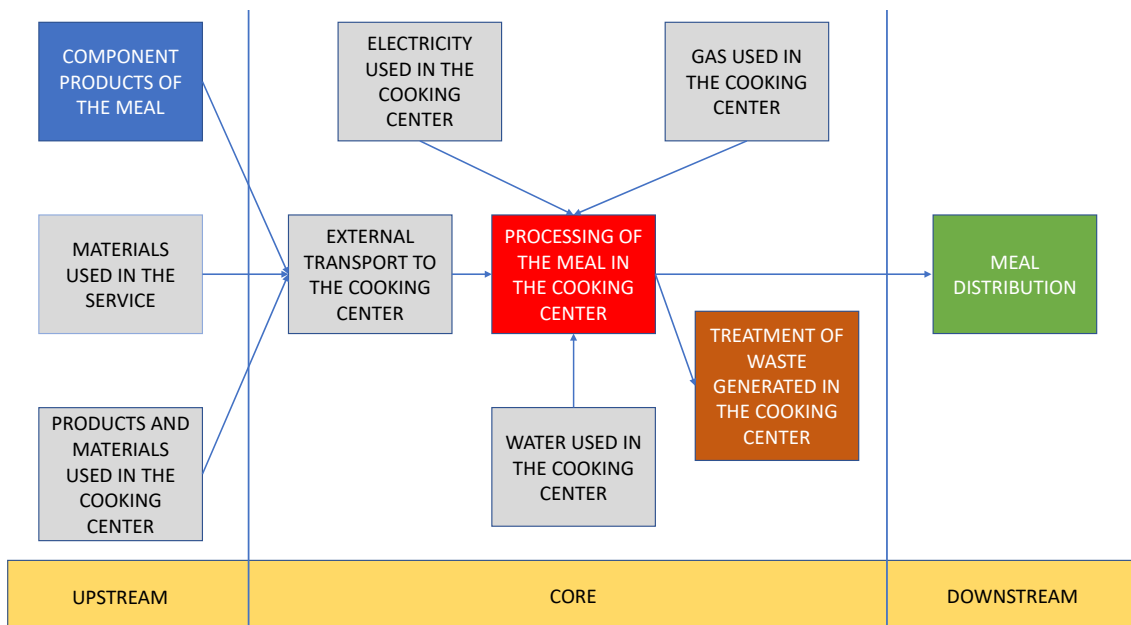


Fig. 2: System boundaries

The use phase (waste disposal) was not inserted within the system boundaries since it is not a service managed by the food service company. Capital goods, machinery and work clothes used by staff were excluded from the system boundaries too.

2.3. Life cycle inventory

This phase allows the collection and the assessment of data to provide inputs and outputs concerning the catering service.

Primary data and secondary data are used in this paper and the data collection was done according to the ISO 14040 standard. We administered a questionnaire to the company to gather information relating to all products and raw materials, quantities, location of the supplier, distance between the supplier's headquarters and the cooking center and the number of deliveries made during the year.

Data concerning the raw materials (such as bread, pasta, etc) were gathered from the Ecoinvent database.

In this study, no allocation or parameterization were performed.

2.4. Life cycle Life cycle impact assessment

In this study, the process analysis was split into three life cycle phases, Upstream, Core, Downstream.

As concerns the environmental indicators, the following were used:

- AWARE – water scarcity - m³ equiv.;
- POCP – Photochemical ozone creation potential - kg NMVOC eq.
- AP – Acidification -potential kg SO₂ eq.;
- EP – Eutrophication - Kg SO₂ ;
- GWP – Global Warming Potential - kg CO₂ eq.

3. Results and discussion

This section reports the results of the analysis.

Firstly, we have assessed the environmental impacts of the production chain of the baseline scenario considering an *average meal*. It emerges that, the most relevant phase is the Upstream while the Downstream one is irrelevant (table 2), whilst the figure 1 shows the incidence of environmental impacts of average meal in percentage terms.

Table 2: Environmental impact of average meal

Impact Indicators	Unit	Upstream	Core	Downstream	Total
Global Warming Potential (GWP)	kg CO ₂ eq.	1.18E+01	9.67E+00	1.19E-01	2.16E+01
Acidification Potential (AP)	kg SO ₂ eq.	2.61E-01	8.88E-02	8.96E-04	3.51E-01
Eutrophication Potential (EP)	Kg PO ₃ - 4 eq.	5.31E-02	3.38E-03	9.63E-05	5.65E-02
Photochemical ozone formation - human health	kg NMVOC eq.	5.22E-02	1.56E-02	2.43E-04	6.79E-02
WSI - AWARE, global average for unspecified water	m ³ equiv.	2.01E+01	1.23E+01	1.38E-02	3.25E+01

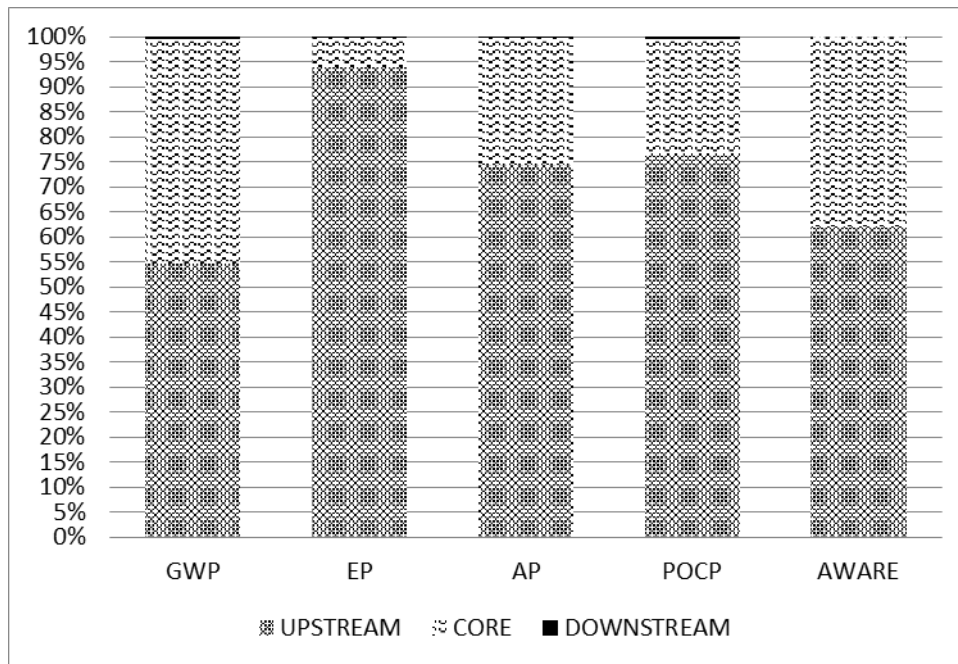


Figure 1: Incidence of environmental impacts of the average meal by upstream core and downstream phases

It should be highlighted that the Upstream phase includes the products and materials used in the cooking center. The GWP shows a similar incidence between the Upstream and Core phases with impacts of $1.18E+01$ kg CO₂ eq. and $9.67E+00$ kg CO₂ eq., representing respectively 54.65% and 44.80% of the total. As confirmed by literature, this is justified by the fact that the core phase embedded the energy consumption of the cooking center (Fusi et al., 2016).

EP is the largest contributor in the Upstream phase with a value of $5,31E-02$ kg PO₃³⁻ eq. equal to 93,85% followed by AP and POCP with respectively $2,61E-01$ kg SO₂ eq. and $5,22E-02$ kg NMVOC eq., corresponding to 74,72% and 76,72% of the total. This figure is very high but consistent with the literature as it is attributable to the red meat production phase (Xiabo Xue and Amy E. Landis, 2010).

The AWARE indicator is the largest contributor both in Upstream phase with $2,01E+01$ m³ equal to a percentage of 62,01%, due to the meat preparation, and in Core phase with a value of $1,23E+01$ m³ which correspond to 37,94%, due to wastewater management in the cooking center. These overall figures are in line with other case studies (Mistretta, et al., 2019).

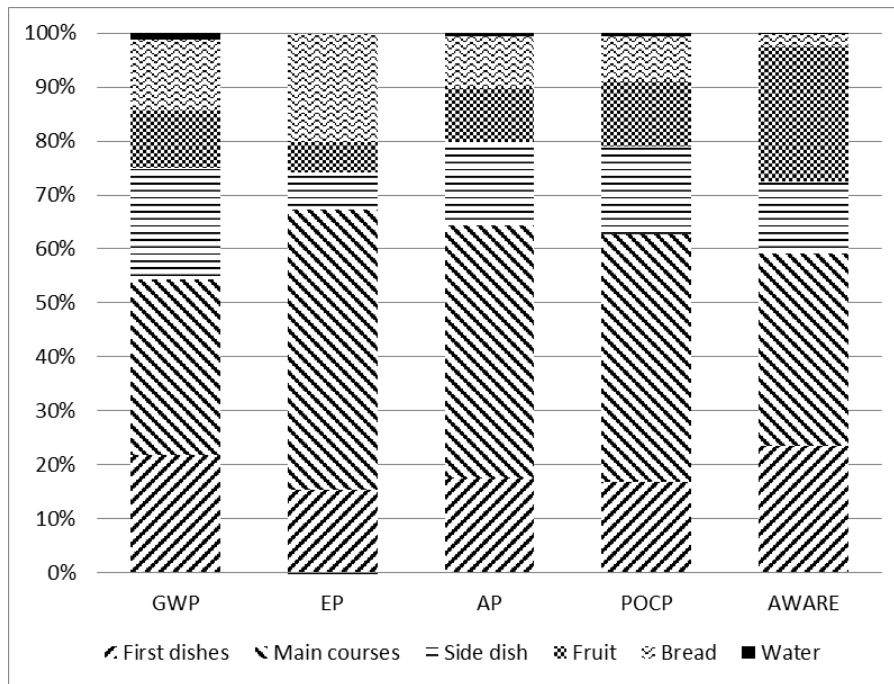


Figure 2: Impact of environmental indicators split by the average meal course

Figure 2 displays that the second dish is the most impacting within all indicators. As regards the GWP, the most impacting processes are the preparation of the first and the second dishes, respectively with $4.38E+00$ kg CO₂ eq. and $6.52E+00$ kg CO₂ eq., due to the use of electricity and gas required in the cooking center. EP, AP, and POCP are the largest contributors by respectively $2.95E-02$ kg Phosphate eq., $1.65E-01$ kg SO₂ eq. and $3.13E-02$ kg NMVOC eq., closely linked to meat production.

As it emerges from the LCA, the most impactful phase is related to red meat preparation. For this reason, we propose an alternative scenario replacing read meat with white meat. Table 3 highlights the results, in particular the reduction of the impacts for all indicators and a comparison between the scenarios.

Table 3 Environmental comparison between red meat and white meat

Impact indicators	Baseline scenario	Alternative scenario	DELTA
Global Warming Potential (GWP 100) [kg CO ₂ eq.]	2.16E+01	2.10E+01	-2.5%
Acidification Potential (AP) [kg SO ₂ eq.]	3.50E-01	3.30E-01	-5.9%
Eutrophication Potential (EP) [kg Phosphate eq.]	5.70E-02	5.00E-02	-11.8%
Photochemical ozone formation - human health [kg NMVOC eq.]	6.80E-02	6.50E-02	-3.9%
WSI - AWARE, global average for unspecified water [m ³ world equiv.]	3.25E+01	3.24E+01	-0.3%

Specifically, white meat over red meat creates a delta of impacts mainly for EP by -11.8%, for AP -5.9%, whereas GWP reduces by only 2.5%.

4. Conclusion

This case study provides an analysis, based on a LCA methodology, concerning the main menus elaboration by a food service canteen, with the aim of highlighting which phases of the working process must be considered in order to find the best options from an environmental point of view.

This preliminary study shows that the Upstream phase is the most impacting in the baseline scenario which investigated the current production cycle, whereas the most impacting food course is the second dish, in particular the red meat. In the alternative scenario, where the red meat was replaced by white meat, the results show a general reduction of all impacts indicators.

The next research will concern the comparison among different types of menus involving vegan and organic meals, to enlarge the dataset and provide a ranking of the most impacting menus. Another focus will be made on the food waste and its environmental burden.

5. References

- FAO, 2013. Food Wastage Footprint: Impacts on Natural Resources: Summary Report, Food Agriculture Organization of the United Nations.
- Fusi, A, Guidetti, R, Azapagic, A, 2016. Evaluation of environmental impacts in the catering sector: the case of pasta, *Journal of Cleaner Production*, 132, 146-160.
- Hiç, C., Pradhan, P., Rybski, D. and Kropp, P. Jr., 2016. Food surplus and its climate burdens. *Environmental Science and Technology*. Vol. 50 No. 8, pp. 4269-4277.
- ISO (International Organization for Standardization), 2006. 1040 e Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.
- ISO 14044, 2018. Environmental management e Life cycle assessment. Requirements and Guidelines.
- Li, J, Li, Wang, L, Jin, B, 2021. Environmental and Cost Impacts of Food Waste in University Canteen from a Life Cycle Perspective. *Energies*.14,5907.
- Mistretta, M, Caputo, P, Cellura, M, Anna, M, 2019. Energy and environmental life cycle assessment of an institutional catering service: an Italian case study. *Science of Total Environment*, 657, 1150-1160.
- Shamraiz A, Wong, KY, Ahmad, R, 2019. Life cycle assessment for food production and manufacturing: recent trends, global applications and future prospects, *Procedia Manufacturing*, Volume 34.
- Volanti M., Arfelli F, Neri E, Saliani A, Passarini F, Vassura I, Cristallo, G, 2022. Environmental Impact of Meals: How Big Is the Carbon Footprint in the School Canteens? *Foods*. 11. 193.
- Xiabo X, and Landis, AE, 2010. Eutrophication Potential of Food Consumption Patterns. *Environmental Science Technology*. 44, 16, 6450–6456.

SESSIONE VII
AGROALIMENTARE

Life cycle assessment nell'acquacoltura: caso studio di un impianto off-shore nel centro Italia

Michele Zoli¹, Lorenzo Rossi², Michele Costantini^{1*}, Baldassare Fronte², Carlo Bibbiani², Jacopo Bacenetti¹

Abstract: L'acquacoltura è il settore agroalimentare in maggiore crescita ed è considerata la principale attività per soddisfare la crescente domanda di pesce a livello globale. Tuttavia, l'allevamento ittico intensivo, comporta diversi impatti ambientali dovuti alle grandi quantità di mangime e combustibili fossili consumati e alle emissioni di composti azotati e fosfatici nell'ambiente. In questo studio, l'approccio LCA è stato applicato per valutare l'impatto ambientale della produzione di Branzino e Orata in un impianto off-shore nel centro Italia. L'approccio "from cradle to farm gate" definisce i confini del sistema e 1 tonnellata di peso vivo di pesce è l'unità funzionale dello studio. L'impatto sul cambiamento climatico è di 3321 kg CO₂ eq ed è dovuto per il 68% alla produzione dei mangimi. Quest'ultima è anche il principale responsabile delle altre categorie di impatto analizzate con una quota sempre maggiore del 50% dell'impatto totale.

1. Introduzione

L'acquacoltura è il settore agroalimentare in maggiore crescita a livello globale ed è sempre più considerata la principale attività per soddisfare la crescente domanda di pesce da parte dei consumatori. Branzino (sp. *Dicentrarchus labrax*) e Orata (sp. *Sparus aurata*) sono le principali specie mediterranee allevate e le proiezioni indicano che dovrebbero raggiungere un volume di mercato di 305000 tonnellate entro il 2030, registrando una crescita del 4% all'anno (EATIP, 2012). Tuttavia, l'allevamento ittico intensivo, soprattutto off-shore (gabbie in mare) in cui il contatto con l'ambiente naturale è molto stretto, implica diversi effetti sull'ambiente e impatti ambientali, dovuti principalmente alla grande quantità di mangimi utilizzati, alle emissioni in acqua di nutrienti e composti organici legati al metabolismo dei pesci, all'ingente consumo di combustibile fossile impiegato per la gestione dell'impianto e, talvolta, anche all'utilizzo di agrofarmaci e antibiotici (Le Feon et al., 2019). In questo contesto, la commissione europea gioca un ruolo importante sia perché intende sostenere il settore attraverso politiche dedicate nell'ambito della Strategia Farm to Fork, sia per incentivare pratiche di mitigazione dell'impatto ambientale e migliorare la sostenibilità del settore. Per raggiungere questi obiettivi l'analisi del ciclo di vita (LCA) è considerato lo strumento più adatto in quanto permette la quantificazione dell'impatto ambientale e l'identificazione dei principali hotspot del processo di produzione. Tuttavia, a livello europeo e italiano, gli studi LCA sulla produzione di Branzino e Orata sono limitati e presentano

¹ Università degli Studi di Milano, Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Via Celoria 2, 20133, Milano

² Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università di Pisa, Viale delle Piagge 2, 56124, Pisa
Email: michele.costantini@unimi.it

una grossa variabilità nei risultati, a causa di diversi confini del sistema e scelte metodologiche differenti; inoltre, la mancanza di alcune informazioni e la difficoltà di reperire alcuni dati (per esempio, sulla produzione di avannotti e sulla fabbricazione e manutenzione dell'impianto in mare) rendono problematica la valutazione. Abdou et al., (2017) hanno valutato l'impatto della produzione di un impianto off-shore in Tunisia, mentre nel Mediterraneo settentrionale, l'LCA è stato utilizzato per valutare l'impatto in aziende francesi, greche e spagnole (Aubin et al., 2009; Kostantinidis et al., 2020; Garcia Garcia et al., 2016). In Italia l'unico studio LCA riguardo alla produzione di Branzino e Orata in impianti off-shore è stato svolto nel Nord Italia (Liguria) e confronta un sistema tradizionale con un sistema IMTA (integrated multi-trophic aquaculture) (Mendoza Beltran et al., 2018). Pertanto, è necessario approfondire l'analisi del sistema italiano, valutando diversi contesti e diversi sistemi di allevamento con analisi sempre più approfondite. Lo scopo di questo studio è valutare l'impatto ambientale relativo alla produzione di branzino e orata in un impianto off-shore di una grossa azienda del settore nel centro Italia, di identificare i processi maggiormente impattanti e proporre alcune strategie di mitigazione dell'impatto da poter applicare in futuro.

2. Materiali e metodi

2.1. Descrizione del processo analizzato

L'analisi è stata eseguita presso un'azienda specializzata nella produzione di Branzino e Orata del centro Italia. L'impianto di allevamento off-shore è costituito da 32 gabbie galleggianti (30m di diametro e 15m di profondità), situate a 4 miglia nautiche dalla costa. Il ciclo inizia con la semina degli avannotti dal peso di 3 g che vengono allevati e pescati a diverse taglie (400/500/600 g). La produzione annuale totale è di 1800 tonnellate di pesce pescato (900 t per ciascuna specie – dati aziendali 2020) con un FCR (feed conversion ratio) di 2.4 e 1.9 rispettivamente per Branzino e Orata. L'intero processo di produzione può essere diviso in diversi sottosistemi per l'analisi LCA (figura 1): (I) fabbricazione, manutenzione e smaltimento delle infrastrutture (gabbie galleggianti, reti e altro materiale di equipaggiamento); (II) produzione di avannotti; (III) produzione del mangime; (IV) produzione e allevamento dei pesci, che include tutte le operazioni di allevamento, somministrazione del cibo e cattura.

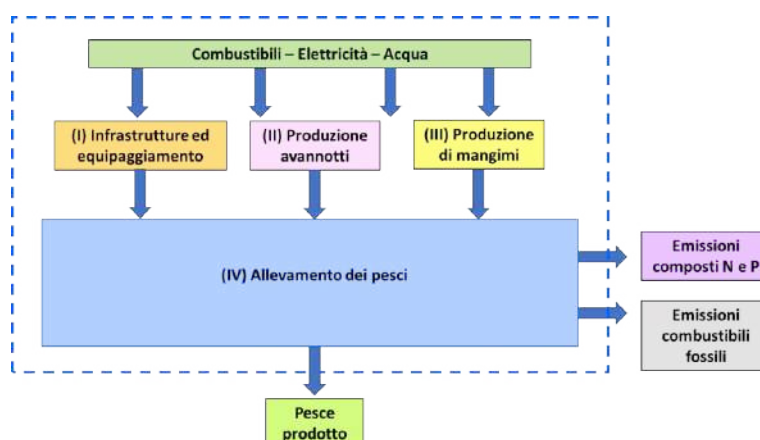


Figura 1: Schematizzazione del processo analizzato

2.2. Applicazione del Life Cycle Assessment

Per la metodologia LCA, 1 tonnellata di peso vivo di pesce è stata scelta come unità funzionale (FU) ed è stato applicato l'approccio from cradle to farm gate per la definizione dei confini del sistema. Sono state incluse nello studio tutte le operazioni di estrazione delle materie prime, di produzione e trasporto di avannotti, produzione dei mangimi e di gestione dell'allevamento, fino alla cattura dei pesci.

Dati di inventario riguardo alla produzione annuale sono stati ottenuti tramite i registri aziendali e interviste ai dirigenti dell'azienda e sono stati effettuati alcuni sopralluoghi sul campo per ottenere informazioni più dettagliate. Le informazioni riguardanti la composizione dei mangimi sono state ottenute direttamente dall'azienda produttrice, mentre le inclusioni dei diversi ingredienti, che differiscono tra le diverse fasi di crescita del pesce, sono state stimate e bilanciate sulla base dei contenuti in proteine, grassi, ceneri e fibre (tabella 1). Anche per la quantità di avannotti seminati, i consumi energetici (soprattutto elettricità e carburante utilizzato per la gestione dell'allevamento) e il mangime consumato sono stati raccolti dati primari.

Dati secondari sono stati stimati con specifici modelli, oppure ottenuti dal database Ecoinvent o dalla letteratura scientifica. In particolare, le emissioni di nutrienti in acqua associate al metabolismo dei pesci (tabella 2) sono state stimate attraverso un modello basato sul bilancio di massa (Cho e Kaushik, 1990), come nella maggior parte degli studi LCA applicati all'acquacoltura: azoto e fosforo solidi e disciolti sono calcolati sulla base della differenza tra le quantità di nutrienti fornite ai pesci tramite i mangimi e le quantità assimilate durante la crescita. Le frazioni solide e disciolte sono state distinte considerando la digeribilità dei nutrienti, la composizione corporea dei pesci, la quantità di mangime non ingerito, la mortalità dei pesci e la composizione degli avannotti. Questo approccio di modellizzazione è stato precedentemente adattato e convalidato per diverse specie di pesci. Infine, la produzione degli avannotti è stata modellizzata a partire da dati presenti in letteratura e per il loro trasporto è stata considerata una densità in acqua di 50 kg/m³ (García García et al., 2019), mentre per i dati di background è stato utilizzato il database ecoinvent v3.8.

Con il metodo Recipe Midpoint (H) 2016 è stato valutato il profilo ambientale del processo produttivo, considerando diverse categorie di impatto: cambiamento climatico (CC), assottigliamento strato di ozono (OD), formazione ozono - salute umana (OF-hh), formazione di polveri sottili (PM), formazione ozono - ecosistemi (OF-te), acidificazione terrestre (TA), eutrofizzazione delle acque dolci (FE), eutrofizzazione marina (ME), ecotossicità terrestre (TE_x), ecotossicità delle acque dolci (FE_x), ecotossicità marina (ME_x), tossicità umana cancerogena (HT-c), tossicità umana non cancerogena (HT-noc), esaurimento risorse minerali (MRS), esaurimento risorse fossili (FRS).

Tabella 1: Componenti dei diversi mangimi (1-8) e percentuale di inclusione.

Componenti	Inclusione % nei mangimi							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Farina di pesce	35	25	9	9	8	9	7	7
Olio di pesce	10	9	8	7	11	6	11	7
Farina di krill	4	5						
Glutine di mais	15	20	24	27	24	27	24	27
Glutine di frumento	13	16						
Farina di colza			23	23	22	23	24	25
Farina di guar	10	11	10	11	10	11	10	10
Farina di frumento	12	13	13	12	12	13	10	11
Olio di colza			6	5	6	5	7	5
Proteina batterica			6	5	6	5	6	7
Fosfato monoammonico	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Vitamine e minerali	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
Taglia pesci	<20g	40g	100g	100g	250g	250g	400g	600g

Tabella 2: Emissioni di azoto e fosforo per FU stimate con il modello proposto da Cho and Kaushik, (1990).

Emissioni in acqua per FU	
Composti N solidi	29,77 kg N
Composti N disciolti	77,15 kg N
Composti P solidi	12,42 kg P
Composti P disciolti	3,58 kg P

3. Risultati

3.1. Analisi dei contributi

L'analisi dei contributi permette di identificare i principali sotto-processi responsabili dell'impatto per ciascuna categoria (figura 2). La produzione del mangime è il processo maggiormente impattante con una quota di impatto sempre maggiore del 50% in tutte le categorie considerate, ad eccezione dell'eutrofizzazione delle acque dolci, eutrofizzazione marina e della tossicità umana con effetti cancerogeni. Le operazioni di gestione dell'allevamento, a cui è legato un alto consumo di gasolio per la mobilità delle imbarcazioni, impattano soprattutto nell'OF-hh e OF-te (33% dell'impatto in entrambi i casi), nell'ecotossicità terrestre (21%), nell'acidificazione (19%) e nell'esaurimento delle risorse fossili (14%). La produzione e la manutenzione delle infrastrutture

che costituiscono l'impianto in mare hanno un impatto alto nell'HT-c (71%), nel MRS (51%), nel FRS (36%) e nel FEx (26%). Le emissioni dei composti azotati e fosfatici sono il principale hot-spot, rispettivamente, dell'eutrofizzazione marina (88%) e dell'eutrofizzazione delle acque dolci (91%). Infine, la produzione degli avannotti ha un impatto contenuto in tutte le categorie (quota di impatto sempre inferiore al 3%).

In dettaglio, l'impatto sul cambiamento climatico è dovuto per il 68% alla produzione di mangimi, per il 22% alla produzione e manutenzione delle infrastrutture, per l'8% alle operazioni di gestione dell'allevamento e per il 2% alla produzione di avannotti.

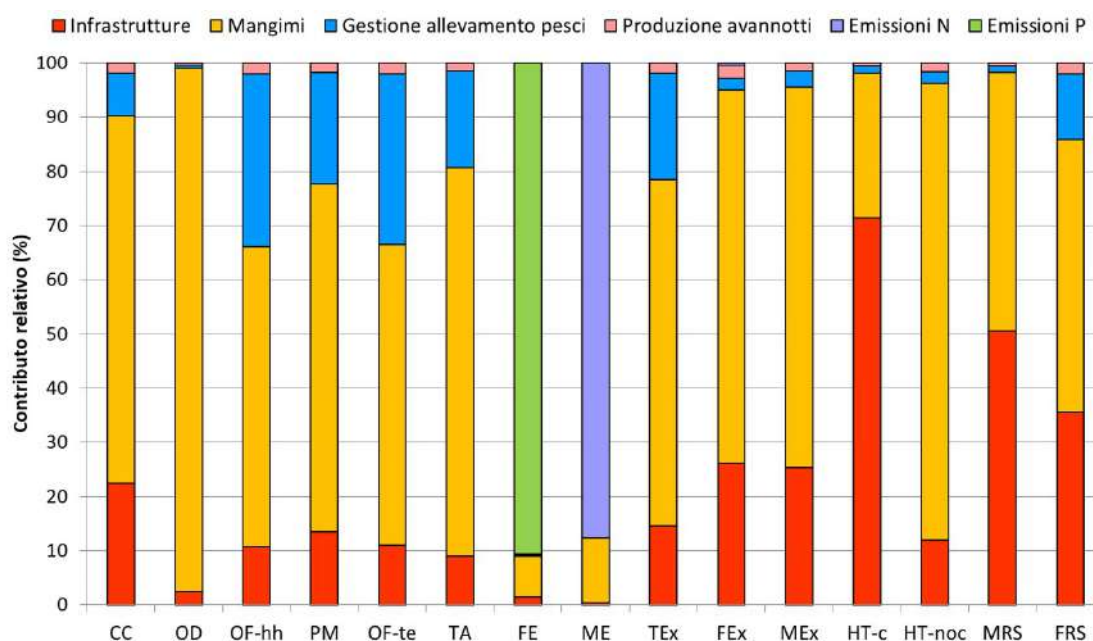


Figura 2: Analisi dei contributi della caratterizzazione dell'impatto ambientale di 1 tonnellata di peso vivo di pesce eseguita con il metodo Recipe Midpoint (H) 2016. CC: cambiamento climatico; OD: assottigliamento strato di ozono; OF-hh: formazione ozono - salute umana; PM: formazione di polveri sottili; OF-te: formazione ozono - ecosistemi; TA: acidificazione terrestre; FE: eutrofizzazione delle acque dolci; ME: eutrofizzazione marina; TEx: ecotossicità terrestre; FEx: ecotossicità delle acque dolci; MEx: ecotossicità marina; HT-c: tossicità umana cancerogena; HT-noc: tossicità umana non cancerogena; MRS: esaurimento risorse minerali; FRS: esaurimento risorse fossili.

La tabella 3 mostra i risultati degli impatti calcolati per unità funzionale. L'impatto sul cambiamento climatico della produzione di 1 tonnellata di peso vivo di pesce nell'azienda analizzata è di 3321 kg CO₂ eq.

Tabella 3: Impatti ambientali calcolati con metodo Recipe Midpoint (H) 2016 per FU

Categorie di impatto	Unità di misura	Totale
Cambiamento climatico (CC)	kg CO2 eq	3321.72
Assottigliamento strato di ozono (OD)	kg CFC11	0.02
Formazione ozono - salute umana (OF-te)	kg NOx eq	13.40
Formazione polveri sottili (PM)	kg PM2.5 eq	6.55
Formazione ozono - ecosistemi (OF-te)	kg NOx eq	13.65
Acidificazione terrestre (TA)	kg SO2 eq	23.33
Eutrofizzazione acque dolci (FE)	kg P eq	17.33
Eutrofizzazione marina (ME)	kg N eq	34.40
Ecotossicità terrestre (TE _x)	kg 1,4-DCB	10139.61
Ecotossicità acque dolci (FE _x)	kg 1,4-DCB	87.45
Ecotossicità marina (ME _x)	kg 1,4-DCB	123.48
Tossicità umana cancerogena (HT-c)	kg 1,4-DCB	315.64
Tossicità umana non cancerogena (HTC-noc)	kg 1,4-DCB	3117.74
Esaurimento risorse minerali (MRS)	kg Cu eq	14.71
Esaurimento risorse fossili (FRS)	kg oil eq	712.50

4. Discussione

Questo studio ha fornito una valutazione completa delle prestazioni ambientali legate alla produzione di Branzino e Orata in un allevamento off-shore nel centro Italia. È stato confermato che la gestione alimentare, con la produzione di mangimi, è il principale responsabile della maggior parte degli impatti analizzati. Inoltre, ad essa, è correlato il FCR, così come le emissioni di composti azotati e fosforici nell'ambiente, maggiori responsabili dell'eutrofizzazione. Pertanto, misure che ottimizzano la produzione e la distribuzione e dei mangimi possono rappresentare efficaci strategie di mitigazione per tutte le categorie di impatto. Risultati simili, sia in termini assoluti che in termini di contributi relativi, sono riportati anche da altri studi. In Aubin et al., (2009) l'impronta di carbonio per la produzione di 1 tonnellata di Branzino è di 3601 kg CO₂ eq, mentre in Abdou et al., (2017) è di 3182 per Branzino e 3669 per Orata; Besson et al., 2017, riportano un impatto di 3636 kg CO₂ eq per 1 tonnellata di pesce (sia Branzino che Orata). Inoltre, tutti questi studi riportano che il processo maggiormente impattante è la produzione dei mangimi. Ad oggi, la grande quantità di proteine e lipidi richiesti per la crescita dei pesci è fornita principalmente da farina di pesce e olio di pesce proveniente da stock di pesci pescati e sono gli ingredienti che presentano il più alto impatto tra quelli inclusi nelle tradizionali diete (Basto-Silva et al., 2019). È essenziale, dunque, ottimizzare e modificare la formulazione della dieta, ricercare fonti proteiche alternative, così come studiare diverse strategie di alimentazione al fine di ridurre il consumo di farina e olio di pesce e abbassare l'FCR. Infine, questo studio evidenzia come la pratica dell'acquacoltura richieda un consumo di combustibili fossili molto alto (sia per la mobilità delle navi, sia

per l'approvvigionamento dei mangimi e degli avannotti); per questo motivo, seguendo l'esempio del sistema SIMTAP (self-sufficient integrated multi-trophic aquaponic system per migliorare la sostenibilità della produzione di cibo e l'uso e il riciclo dell'acqua salmastra), diete caratterizzate da un trasporto limitato e che favoriscano l'uso di materie prime prodotte localmente, unite alla massimizzazione dell'uso di energia rinnovabile (es. energia solare) e a fonti proteiche alternative (es. microalghe) possono rappresentare altre efficaci strategie di mitigazione dell'impatto.

5. Conclusioni

Come descritto anche per altri sistemi di allevamento ittici, nella produzione di Spigole e Orate in sistemi offshore, le operazioni legate all'alimentazione e le emissioni di azoto e fosforo dovute al metabolismo dei pesci sono i fattori che maggiormente concorrono all'impatto ambientale di questa attività. Pertanto, la ricerca di fonti alternative proteiche che vadano a sostituire la farina di pesce e l'olio di pesce, l'ottimizzazione della frequenza e della programmazione della somministrazione del mangime, così come l'utilizzo della tecnologia per la distribuzione centralizzata ed automatizzata del mangime e sistemi di controllo per prevenire le perdite sono possibili tecniche da adottare al fine di ridurre l'FCR e, di conseguenza, l'impatto ambientale del sistema descritto. In questo modo si potrebbe garantire un miglioramento della sostenibilità ambientale del settore, la quale è un aspetto che interessa non solo le produzioni, ma anche le filiere affini e, in particolare, influenza sempre di più le scelte dei consumatori. Infine, per una valutazione globale della sostenibilità, andrebbero analizzate anche le prestazioni economiche e sociali del settore.

6. Riconoscimenti

Questo lavoro è inserito nel progetto di ricerca SIMTAP (self-sufficient integrated multi-trophic aquaponic system, <https://www.simtap.eu/>) finanziato dal Programma PRIMA.

7. Bibliografia

- Abdou, K., Aubin, J., Romdhane, M. S., Le Loc'h, F., & Lasram, F. B. R. (2017). Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm. *Aquaculture*, 471, 204-212.
- Abdou, K., Ben Rais Lasram, F., Romdhane, M. S., Loc'h, L., & Aubin, J. (2018). Rearing performances and environmental assessment of sea cage farming in Tunisia using life cycle assessment (LCA) combined with PCA and HCPC. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(5), 1049-1062.
- Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H. M. G., & Chatzifotis, S. (2009). Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 17(3), 354-361.
- Basto-Silva, C., Guerreiro, I., Oliva-Teles, A., & Neto, B. (2019). Life cycle assessment of diets for gilthead seabream (*Sparus aurata*) with different protein/carbohydrate ratios and fishmeal or plant feedstuffs as main protein sources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(11), 2023-2034.

- Besson, M., De Boer, I. J. M., Vandeputte, M., Van Arendonk, J. A. M., Quillet, E., Komen, H., & Aubin, J. (2017). Effect of production quotas on economic and environmental values of growth rate and feed efficiency in sea cage fish farming. *PloS one*, 12(3), e0173131.
- Cho, C. Y., & Kaushik, S. J. (1990). Nutritional energetics in fish: energy and protein utilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aspects of food production, consumption and energy values*, 61, 132-172.
- García García, B., Rosique Jiménez, C., Aguado-Giménez, F., & García García, J. (2016). Life cycle assessment of gilthead seabream (*Sparus aurata*) production in offshore fish farms. *Sustainability*, 8(12), 1228.
- García García, B., Rosique Jiménez, C., Aguado-Giménez, F., & García García, J. (2019). Life cycle assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) produced in offshore fish farms: Variability and multiple regression analysis. *Sustainability*, 11(13), 3523.
- EATIP. The Future of European Aquaculture Our Vision: A Strategic Agenda for The Future of European Aquaculture; EATIP: Liège, Belgium, 2012; pp. 1–44
- Konstantinidis, E., Perdikaris, C., Gouva, E., Nathanalides, C., Bartzanas, T., Anestis, V., ... & Skoufos, I. (2020). Assessing environmental impacts of Sea Bass Cage Farms in Greece and Albania using life cycle assessment. *International Journal of Environmental Research*, 14(6), 693- 704.
- Le Féon, S., Dubois, T., Jaeger, C., Wilfart, A., Akkal-Corfini, N., Bacenetti, J., ... & Aubin, J. (2021). DEXiAqua, a Model to Assess the Sustainability of Aquaculture Systems: Methodological Development and Application to a French Salmon Farm. *Sustainability*, 13(14), 7779.
- Mendoza Beltran, A., Chiantore, M., Pecorino, D., Corner, R. A., Ferreira, J. G., Cò, R., ... & Guinée, J. B. (2018). Accounting for inventory data and methodological choice uncertainty in a comparative life cycle assessment: the case of integrated multi-trophic aquaculture in an offshore Mediterranean enterprise. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(5), 1063-1077.

Life Cycle Inventory della filiera agrumicola italiana: modellizzazione dell'inventario della fase agricola attraverso l'elaborazione di dati statistici

Gregorio Vono¹, Giacomo Falcone¹, Marina Mistretta², Alfio Strano¹

Abstract: Nell'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment (LCA), le principali risorse di dati sono rappresentate da database commerciali, che descrivono scarsamente le realtà produttive Italiane. Il Progetto di Ricerca di Rilevante Interesse Nazionale – PRIN 2017, “Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian Life Cycle Inventory Database of Agri-Food Products”, ha l'obiettivo di sviluppare un database italiano di Life Cycle Inventory (LCI) dei prodotti agroalimentari. In questo contributo vengono riportati i primi risultati relativi alla modellizzazione della filiera agrumicola nazionale, attività di cui è responsabile l'unità operativa dell'Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, utilizzando un approccio integrato di dati elaborati da fonti statistiche, disciplinari di produzione regionali e manuali tecnici-professionali. Dall'analisi sono state elaborate 47 schede di processo per la coltivazione di arancio, limone, mandarino, clementino e agrumi minori.

1. Introduzione

Gli studi sulla valutazione d'impatto ambientale dei prodotti agroalimentari sono oggi in forte crescita, vista l'importanza che rivestono nel guidare la transizione ecologica verso modelli di produzione e consumo sostenibili. La necessità di coniugare diverse esigenze, quali la sicurezza alimentare, la mitigazione degli effetti generati dai cambiamenti climatici in atto, la protezione del suolo e la salvaguardia della biodiversità rimane alla base degli obiettivi di transizione ecologica che convergono sui sistemi agroalimentari europei. Sulla base di queste considerazioni, appare chiaro come la ricerca scientifica rimane uno strumento chiave per il perseguimento di tali obiettivi, oltre che ad orientare l'individuazione di strategie sostenibili e resilienti senza generare ripercussioni negative per la produttività e la competitività del settore primario (Gava et al., 2018). Anche in ambito agricolo, tracciare e generare flussi di informazioni di carattere quantitativo sugli impatti ambientali generati dai singoli processi produttivi è possibile attraverso l'applicazione di strumenti metodologici come la Life Cycle Assessment (LCA) (Sala et al., 2015). Tuttavia, come evidenziato da Notarnicola et al. (2015), l'applicazione della Metodologia LCA, risente della carenza di dati d'inventario specifici per le filiere agroalimentari italiane. Infatti, se, in termini generali, la rappresentatività geografica è uno dei principali criteri utilizzati per

¹ Dipartimento di Agraria, Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria,
89122 Reggio Calabria

² Dipartimento P.A.U., Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria,
89122 Reggio Calabria

Email: gregorio.vono@unirc.it

descrivere la qualità dei dati, con riferimento al settore agro-alimentare tale indicatore diventa cruciale, vista l'enorme influenza che tutti i fenomeni caratterizzanti uno specifico territorio hanno sul processo produttivo primario, in virtù dell'elemento di biologicità che lo caratterizza e, di conseguenza, sui relativi ecoprofilo. Il Progetto di Ricerca di Rilevante Interesse Nazionale - PRIN 2017, dal titolo "Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian Life Cycle Inventory Database of Agri-Food Products" finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca, ha come obiettivo principale quello della creazione di un database relativo alle principali filiere agroalimentari italiane: la filiera cerealicola, quella viti-vinicola, quella olivicolo-olearia e quella agrumicolo-agrumaria.

Secondo Falcone et al. (2020), la produzione di agrumi colloca l'Italia al secondo posto tra i più grandi produttori in Europa. In Italia, la distribuzione nazionale degli agrumi vede, con valori superiori all'80%, una maggiore concentrazione nelle regioni meridionali, quali Sicilia e Calabria (ISTAT, 2022). Il presente studio ha come obiettivo la compilazione di datasheets, inerenti alle produzioni agrumicole nazionali, attività di cui è responsabile l'unità operativa dell'Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, attraverso un approccio integrato che prevede l'analisi di dati derivati da indagini statistiche, disciplinari di produzione regionali e manuali tecnici-professionali.

2. Raccolta dei dati e descrizione della metodologia

La raccolta dei dati di inventario relativi a input e output dei singoli processi unitari, che compongono il processo produttivo, è stata eseguita attraverso un approccio integrato basato sulla consultazione delle banche dati dell'Istituto Nazionale Italiano di Statistica (ISTAT), la consultazione dei disciplinari di produzione integrata regionali relativi all'anno 2021 e l'ausilio dei valori tabulati riportati nel prontuario di agricoltura Ribaud (HOEPLI, Ed. 2017).

Nello specifico le banche dati nazionali hanno permesso di acquisire le informazioni relative ai dati di superficie e produzione di tutte le categorie di agrumi censite e coltivate sul territorio italiano. Tali dati sono stati estrapolati considerando un intervallo temporale compreso tra il 2015 e il 2020 per un periodo complessivo di 6 anni. L'estensione della base temporale al medio-lungo periodo ha permesso di determinare valori medi in cui l'influenza (negativa o positiva) causata dalla fluttuazione di alcuni fattori produttivi fosse ridotta al minimo. Dal database statistico sono state estrapolate le informazioni dettagliate su scala regionale e per categoria di agrume coltivato/prodotto, identificando le regioni interessate da produzioni significative. Le specie appartenente al genere *Citrus* considerate sono arancio, limone, mandarino e clementino; gli agrumi minori, quali cedro, pompelmo, Satsuma, lime acidi, chinotto, bergamotto ed altri ibridi sono stati raggruppati per costituire un'unica categoria. Successivamente si è proceduto con la determinazione dei valori medi di superficie investita e quantità prodotta per il periodo considerato, al fine di determinare l'impatto sul mercato nazionale di ogni categoria e le relative rese produttive.

Relativamente ai principali input produttivi, identificati nelle voci di fertilizzanti, prodotti fitoiatrici, diserbanti, acqua d'irrigazione, carburanti, lubrificanti ed energia elettrica, i dati sono stati estrapolati da diverse fonti e poi integrati. Per ciascuna regione, relativamente agli aspetti della concimazione, diserbo e difesa fitosanitaria sono state considerate le indicazioni riportate nei Disciplinari di Produzione Integrata (DPI) e nelle Guide Tecniche Agronomiche (GTA) relativi all'anno 2021. I disciplinari di alcune regioni (Molise, Toscana, Abruzzo e Liguria) non riportavano dati circa la coltivazione degli agrumi, per cui, la determinazione di tali valori è stata eseguita tenendo conto delle informazioni contenute nei disciplinari delle regioni geograficamente

più vicine. I quantitativi di fertilizzanti impiegati, sono stati computati tenendo in considerazione i principali macronutrienti (Azoto - N, Fosforo - P e Potassio - K) e determinati tenendo conto delle soglie di applicazione in funzione delle rese medie per ettaro di ogni singola categoria di agrumi e regione. Per la difesa e il diserbo sono stati presi in considerazione i principi attivi maggiormente impiegati in relazione alle avversità biotiche che colpiscono le specie del genere Citrus. I valori relativi alle dosi utilizzabili sono stati estrapolati in funzione delle indicazioni riportate in etichetta. I dati relativi al consumo idrico durante il ciclo colturale, l'utilizzo di carburante, lubrificante ed energia elettrica sono stati assunti dalla consultazione del Prontuario di agricoltura, Ribaud, edizione Hoepli 2017 il quale non fornisce dati per ciascuna regione, ma la distinzione in aree è determinata in base al tipo di coltivazione e ove questa è maggiormente prodotta. Tutti i dati raccolti riferiti all'Unità Funzionale – UF pari a “1 tonnellata di prodotto fresco”.

2.1. Elaborazione dei dati e calcolo delle emissioni

I dati di superficie e produzione, per singola categoria di agrume coltivata sul territorio nazionale, sono stati ricavati tenendo in considerazione l'intervallo di annate 2015-2020 ed elaborati per ottenere delle medie regionali.

I dati relativi agli input produttivi, ricavati da diverse fonti come descritto nel paragrafo precedente, sono stati utilizzati per determinare le emissioni in campo derivanti dall'applicazione dei fertilizzanti, dalla distribuzione dei fitofarmaci e dalla combustione dei carburanti per le operazioni in campo. I dati relativi ai trasporti dei prodotti chimici sono stati stimati sulla base delle medie nazionali desunte dalla banca dati statistica EUROSTAT. La determinazione delle emissioni dei diversi input (Tabella 1) introdotti nella filiera agrumicola è stata eseguita secondo la linea metodologica descritta da Notarnicola et al. (2020, 2022). In particolare, relativamente ai concimi, attraverso la metodologia IPCC (IPCC, 2006) sono state stimate le emissioni di CO₂, legate all'applicazione di calce e urea. Attraverso la metodologia descritta da Zampori e Pant, (2019) sono state stimate le emissioni atmosferiche di N₂O, NO_x, NH₃ e le emissioni di NO₃ in acqua. Il calcolo delle emissioni è stato eseguito attraverso l'applicazione delle seguenti formule:

$$\begin{aligned} & \text{Emissioni } N_2O \text{ (fertilizzante sintetico e letame) in aria} \\ & = [kg N * 0,014] * 44/28 \end{aligned}$$

$$\text{Fattore di conversione} = 0,022 \text{ kg } N_2O / 1 \text{ kg } N \text{ fertilizzante applicato}$$

$$\text{Emissioni } NO_x \text{ (fertilizzante sintetico e letame) in aria} = 0,21 * (1)$$

$$\text{Fattore di conversione} = 0,0046 \text{ kg } NO_x / 1 \text{ kg } N \text{ fertilizzante applicato}$$

$$\text{Emissioni } NH_3 \text{ (fertilizzante sintetico) in aria} = [kg N * 0,1] * 17/14$$

$$\text{Fattore di conversione} = 0,12 \text{ kg } NH_3 / 1 \text{ kg } N \text{ fertilizzante applicato}$$

$$\text{Emissioni } NH_3 \text{ (letame) in aria} = [kg N * 0,2] * 17/14$$

$$\text{Fattore di conversione} = 0,24 \text{ kg } NH_3 / 1 \text{ kg } N \text{ fertilizzante applicato}$$

$$\text{Emissioni } NO_3^- \text{ (fertilizzante sintetico e letame) in acqua}$$

$$= [kg N * 0,3] * 62/14$$

$$\text{Fattore di conversione} = 1,33 \text{ kg } NO_3^- / 1 \text{ kg } N \text{ fertilizzante applicato}$$

$$\text{Emissioni } CO_2 \text{ (urea) in aria} = [kg Urea * 0,2] * 44/12$$

$$\text{Fattore di conversione} = 0,73 \text{ kg } CO_2 / 1 \text{ kg } urea \text{ applicata}$$

Infine, le emissioni di P nell'acqua sono state stimate utilizzando i modelli di emissione SAL-CA-P (Prasuhn, 2006). Attraverso l'adozione di tale approccio è stato possibile distinguere i percorsi delle emissioni nel suolo da quelli verso le acque superficiali. La determinazione è stata eseguita attraverso la seguente formula:

$$\begin{aligned} & \textbf{Emissioni fosforo (fertilizzante sintetico) in acqua} \\ & = [\textbf{kg P}_2\textbf{O}_5 * \textbf{0,05}] * \textbf{62/142} \\ & \textbf{Fattore di conversione} = 0,022 \textbf{ kg P/1 kg P}_2\textbf{O}_5 \textbf{ di fertilizzante applicato} \end{aligned}$$

I quantitativi di principi attivi usati nella lotta alle avversità degli agrumi e per il diserbo sono stati stimati integrando: i dati relativi al consumo di pesticidi per diverse colture nei vari stati europei riportati nel report "The use of plant protection products in the European Union" (EC, 2007), i dati sul numero di trattamenti e sui principi attivi previsti nei Disciplinari di Produzione Integrata (DPI) e nelle Guide Tecniche Agronomiche (GTA) e i dati sui quantitativi massimi ammessi per singolo trattamento di ogni singolo principio attivo desunti dalle etichette dei prodotti commerciali. Le emissioni in suolo, aria e acqua sono stati calcolati secondo le assunzioni riportate in Zampori e Pant (2019). I consumi di carburante, olio lubrificante, di energia elettrica e di acqua impiegata nella pratica dell'irrigazione sono stati calcolati sulla base dei dati riportati nel Prontuario di agricoltura (Ribaud, 2017) riparametrati usando le indicazioni di Tassielli et al. (2019). Le emissioni derivanti dalla combustione del carburante sono state stimate in accordo con Nemecek e Kagi (2007).

Tabella 1. Esempio di input di processo considerati per la costruzione del datasheet sulla produzione media italiana di "1 tonnellata di arance".

Tipo	Nome	Quantità	Unità di misura
Risorse naturali	Occupazione del suolo	6,71E-02	ha
Input di materiale intermedio	N (Azoto)	7,30E+00	kg
Input di materiale intermedio	P (Fosforo)	3,58E+00	kg
Input di materiale intermedio	K (Potassio)	5,58E+00	kg
Input di materiale intermedio	Rame (Kg)	2,69E-01	kg
Input di materiale intermedio	Mancozeb (Kg)	2,01E-01	kg
Input di materiale intermedio	Pyriproxyfen (L)	1,01E-01	kg
Input di materiale intermedio	Fosmet (L)	1,68E-01	kg
Input di materiale intermedio	Azadiractine	2,01E-01	kg
Input di materiale intermedio	Olio minerale	2,01E+00	kg
Input di materiale intermedio	Carfentrazone	2,01E-03	kg
Input di materiale intermedio	Diffufenican	3,02E-02	kg
Input di materiale intermedio	Diesel	3,52E+00	kg
Input di materiale accessorio	Lubrificante	9,94E-02	kg
Input idrici (di rete, corpi idrici superficiali, di falda, ecc)	Acqua	3,95E+02	m ³
Input Energia	Elettricità	3,69E+01	kWh
Input di materiale intermedio	Trasporto	1,15E+01	tkm

3. Risultati

Dai dati raccolti è emerso che il valore medio di superficie nazionale investita nella coltivazione di agrumi è pari a 138.424,67 ha. In relazione alle categorie di agrumi, con una percentuale del 57%, le arance occupano il primo posto in termini di coltivazione e produzione seguite da clementine con il 18%, limone con il 17%, mandarini 6% e agrumi minori con 1%. In termini di produzioni le percentuali sono analoghe (Figura 1). A livello territoriale, la Sicilia (59,17%) rappresenta l'areale di maggiore coltivazione, seguita dalla Calabria (25%), Basilicata (6,18%), Puglia (4,38%), Sardegna (2,85%) e Campania (1,96%). Piccole produzioni di arance o agrumi minori (< 1%) sono presenti in Abruzzo, Liguria, Toscana, Molise e Lazio (ISTAT, 2022).

I disciplinari di produzione integrata riportano oltre alle molecole attive ammesse per il controllo integrato delle avversità biotiche, i criteri d'intervento e le limitazioni d'uso. Dal confronto dei singoli documenti regionali, è emerso che i principi attivi maggiormente impiegati nella coltura sono rappresentati da Pyriproxyfen, Fosmet, Azadiractine e Olii minerali per il controllo dei principali insetti e acari fitofagi, mentre il ricorso ricorrente a prodotti rameici e Mancozeb è strettamente legato al controllo di patologie ad eziologia fungina. Tra i prodotti di sintesi utilizzati per il contenimento delle erbe infestanti, Carfentrazone e Diflufenican si identificano nelle molecole erbicide maggiormente indicate all'interno delle Guide Tecniche Agronomiche (GTA) di tutte le regioni.

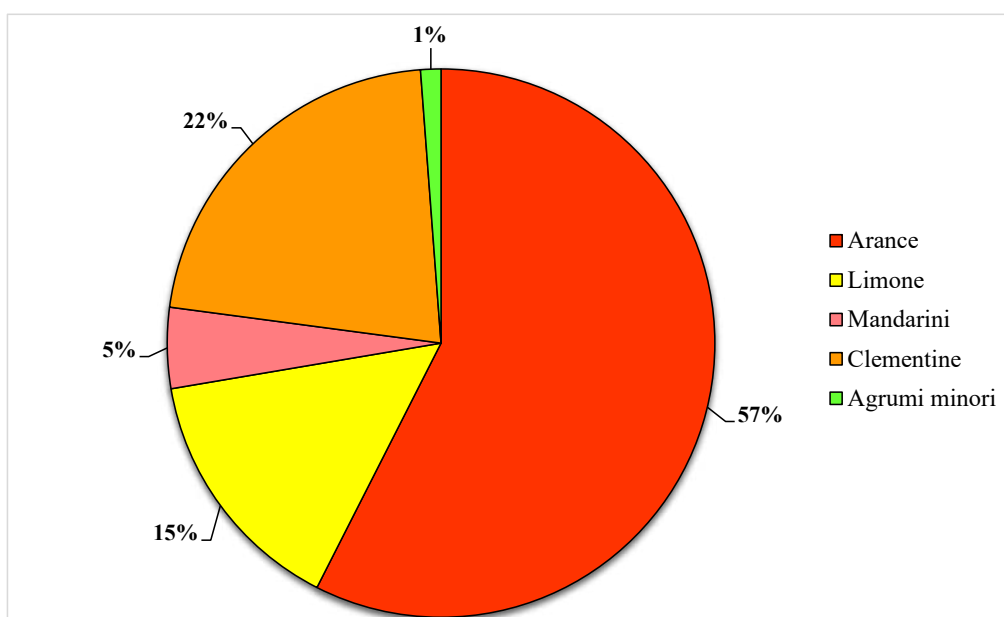


Figura 1. Ripartizione percentuale della produzione nazionale media (2015-2020) di agrumi distinti per categorie (Fonte ISTAT, 2022).

Con riferimento agli apporti minerali, nei disciplinari di produzione regionali vengono riportati i valori medi ammessi su base produttiva. Nella pratica della concimazione, gli apporti di macronutrienti quali Azoto (N), Fosforo (P_2O_5) e Potassio (K_2O) sono stati determinati attraverso un adeguamento delle dosi standard in situazioni di normalità riportate all'interno delle GTA, con le singole rese produttive regionali di ciascuna categoria produttiva considerata.

I valori inerenti ai volumi di acqua d'irrigazione e il consumo di carburante, lubrificante ed elettricità sono stati determinati attraverso la somma dei valori riportati all'interno del prontua-

rio dell'agricoltura di ciascuna operazione colturale in fase di piena produzione della categoria produttiva. L'applicazione delle formule descritte nella metodologia adottata (Notarnicola et al., 2020, 2022) ha permesso di determinare le emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo generate dalla filiera (Tabella 2).

Tabella 2. Esempio di output stimati per la produzione media italiana di "una tonnellata di arance".

Tipo	Nome	Quantità	Unità di misura
Prodotto	Arance	1	t
Emissioni nell'aria	N2O	1,61E-01	kg
Emissioni nell'aria	NOx	3,36E-02	kg
Emissioni nell'aria	NH3	8,77E-01	kg
Emissioni nell'aria	Rame(kg)	7,25E-03	kg
Emissioni nell'aria	Mancozeb (Kg)	1,81E-02	kg
Emissioni nell'aria	Pyriproxyfen (L)	9,06E-03	kg
Emissioni nell'aria	Fosmet (L)	1,51E-02	kg
Emissioni nell'aria	Azadiractine	1,81E-02	kg
Emissioni nell'aria	Olio minerale	1,81E-01	kg
Emissioni nell'aria	NMVOC=HG	1,48E-02	Kg
Emissioni nell'aria	Nox	2,19E-01	Kg
Emissioni nell'aria	CO	4,53E-02	Kg
Emissioni nell'aria	Diossido di Carbonio	1,10E+04	Kg
Emissioni nell'aria	Diossido di Zolfo	3,55E+00	Kg
Emissioni nell'aria	Metano	4,54E-01	Kg
Emissioni nell'aria	Benzene	2,57E-02	Kg
Emissioni nell'aria	PM. 2.5	4,32E-02	Kg
Emissioni nell'aria	Cadmio	3,52E-05	Kg
Emissioni nell'aria	Cromo	1,76E-04	Kg
Emissioni nell'aria	Rame	5,98E-03	Kg
Emissioni nell'aria	Monossido di dinitrogeno	4,22E-01	Kg
Emissioni nell'aria	Nichel	2,46E-04	Kg
Emissioni nell'aria	Zinco	3,52E-03	Kg
Emissioni nell'aria	Benzo(a)pyrene	1,06E-04	Kg
Emissioni nell'aria	Ammonio	7,04E-02	Kg
Emissioni nell'aria	Benzo(Aa)-Anthracene	2,81E-04	Kg
Emissioni nell'aria	Benzo (b)-Fluoranthracene	1,76E-04	Kg
Emissioni nell'aria	Chrysene	7,04E-04	Kg

Tipo	Nome	Quantità	Unità di misura
Emissioni nell'aria	Dibenzo(a,H)-Anthracene	3,52E-05	Kg
Emissioni nell'aria	Fluoranthene	1,58E-03	Kg
Emissioni nell'aria	Phenanthene	8,80E-03	Kg
Emissioni nell'aria	PAH	8,20E-02	Kg
Emissioni nell'aria	Selenio	3,52E-05	Kg
Emissioni nell'acqua	NO3	9,72E+00	kg
Emissioni nell'acqua	P2O5	7,87E-02	kg
Emissioni nell'acqua	Rame (kg)	8,06E-04	kg
Emissioni nell'acqua	Mancozeb (Kg)	2,01E-03	kg
Emissioni nell'acqua	pyriproxyfen (L)	1,01E-03	kg
Emissioni nell'acqua	Fosmet (L)	1,68E-03	kg
Emissioni nell'acqua	Azadiractine	2,01E-03	kg
Emissioni nell'acqua	Olio minerale	2,01E-02	kg
Emissioni nel suolo	Rame(kg)	7,25E-02	kg
Emissioni nel suolo	Mancozeb (Kg)	1,81E-01	kg
Emissioni nel suolo	Pyriproxyfen (L)	9,06E-02	kg
Emissioni nel suolo	Fosmet (L)	1,51E-01	kg
Emissioni nel suolo	Azadiractine	1,81E-01	kg
Emissioni nel suolo	Olio minerale	1,81E+00	kg
Emissioni nel suolo	Cadmio	4,56E-05	kg
Emissioni nel suolo	Piombo	1,97E-04	kg
Emissioni nel suolo	Zinco	1,21E-03	kg

I risultati elaborati sono stati impiegati per la realizzazione di 47 schede di processi, ciascuna riferita ad ogni singolo scenario produttivo individuato nel corso dell'analisi dei dati statistici e di letteratura (Tabella 3).

Tabella 3. Matrice riassuntiva delle 47 schede dei processi derivate dall'elaborazione dei dati secondari.

	Arancio	Limone	Mandarino	Clementino	Agrumi minori
Liguria	√	√	√	√	√
Toscana	√	√		√	
Lazio	√	√	√	√	
Abruzzo	√				
Molise	√	√		√	
Campania	√	√	√	√	
Puglia	√	√	√	√	
Basilicata	√	√	√	√	
Calabria	√	√	√	√	√
Sicilia	√	√	√	√	√
Sardegna	√	√	√	√	
Nazionale	√	√	√	√	√

4. Conclusioni

La metodologia LCA è fortemente dipendente dalla disponibilità risorse di dati sulla base dei quali compilare l'inventario del ciclo di vita e in relazione ai quali si potrà ottenere una valutazione degli impatti ambientali. La qualità di tali dati influenzerà in maniera significativa i risultati sia da un punto di vista quantitativo che qualitativo, rappresentando quindi l'elemento cardine per l'ottenimento di risultati solidi. I database commerciali più utilizzati in ambito internazionale forniscono uno strumento indispensabile per ogni esperto, ma, ovviamente, questi non possono rappresentare le realtà produttive locali in maniera specifica. Questo diventa ancora più problematico in relazione ai prodotti agroalimentari, poiché i processi produttivi, per l'ottenimento di questi prodotti sono strettamente correlati all'ambiente in cui vengono realizzati, a causa della biologicità che caratterizza la produzione agricola. Il Progetto "Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian LCI Database of Agri-Food Products (ILCIDAF) ha come obiettivo quello di creare un database di dati d'inventario rappresentativi delle realtà produttive delle principali filiere agroalimentari italiane. I risultati presentati in questo lavoro rappresentano un primo stato d'avanzamento relativo alla filiera agrumicola-agrumaria. Attraverso dati statistici rappresentativi della realtà produttiva nazionale e disciplinari tecnici rappresentativi della tecnica di coltivazione è stato possibile ottenere 47 datasheet nazionali utilizzabili come riferimento su scala regionale. Le attività di progetto stanno proseguendo attraverso la rilevazione sul campo di dati primari relativi sia ai processi agricoli che a quelli industriali che, assieme ai risultati presentati in questo lavoro costituiranno una base di dati solida, completa e realmente rappresentativa delle produzioni italiane.

5. Acknowledgement

Questo articolo fa parte dei risultati del progetto di ricerca “Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian LCI Database of Agri-Food Products (ILCIDAF)” (PRIN – Progetti di Ricerca di Interesse Nazionale 2017- Prot. 2017EC9WF2, settore ERC SH2, Linea C- finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca (MUR)).

6. Bibliografia

- EC, 2007. Eurostat Statistical Books: “The Use of Plant Protection Products in the European Union” 1992-2003, 2007 Edition. European Commission, Brussels.
- Falcone G., Stillitano T., De Luca A.I., Di Vita G., Iofrida N., Strano A., Gulisano G., Pecorino B., D’Amico M. (2020) Energetic and economic analyses for agricultural management models: The Calabria PGI clementine case study. *Energies*. 13. 10.3390/en13051289
- Gava O., Bartolini F., Brunori G., Venturi, Pecchia S., Rossi A., Alberto Pardossi A. (2018) L’analisi del ciclo di vita come strumento di supporto alle decisioni evidence-based in agricoltura. *Agreiregionieuropa*.
- IPCC, 2006. N2O Emissions from Managed Soils and CO2 Emissions from Lime and Urea Application, vol. 4, pp. 1-54 (IPCC (Chapter 11)).
- ISTAT (2022). *Coltivazioni: Coltivazioni legnose fruttifere (istat.it)*. (Ultimo accesso 10/03/2022).
- Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final Report Ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre of Life Cycle Inventories: Zurich and Dübendorf, CH.
- Notarnicola B., Falcone G., Gulisano G., Liberatore L., Masini S., Mistretta M., Petti L., Primerano P., Raggi A., Renzulli P.A., Saija G., Salomone R., Strano A., Tassielli G. (2020) Sviluppo di un database italiano di Life Cycle Inventory dei prodotti agroalimentari: la metodologia. XIV Convegno della rete Italiana LCA - IX Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA, Cortina d'Ampezzo 9-11 dicembre.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P. A., & Giudice, A. L. (2015). Life Cycle Assessment in the agri-food sector: an overview of its key aspects, international 45 initiatives, certification, labelling schemes and methodological issues. In *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector* (pp. 1-56). Springer, Cham.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P.A., Di Capua, R., Saija, G., Salomone, R., Primerano, P., Raggi, A., Casolani, N., Strano, A., Mistretta, M. (2022). Life cycle inventory data for the Italian agri-food sector: background, sources and methodological aspects. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-02020-x>.
- Prasuhn V. (2006) Erfassung der PO₄- Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22 S.
- Ribaudò, F. (2017). *Prontuario di agricoltura: ordinamenti colturali, aziende agricole, fabbricati rurali, cure colturali e tempi di lavoro, coltivazioni e allevamenti, selvicoltura e cantieri forestali, prezziario*. Seconda Edizione. Hoepli, Milano.
- Sala, S., Ciuffo, B., Nijkamp, P. (2015), A systemic framework for sustainability assessment, *Ecological Economics*, n.119, 314-325.

- Tassielli, G., Renzulli, P. A., Mousavi-Avval, S. H., & Notarnicola, B. (2019). Quantifying life cycle inventories of agricultural field operations by considering different operational parameters. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(6), 1075-1092.
- Zamperi, L. and Pant, R., (2019). Suggestions for updating the Organisation Environmental Footprint (OEF) method, EUR 29681 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00651-0, doi:10.2760/577225, JRC115960.

How can life cycle methodologies be combined with other circularity tools to measure closed-loop pathways? An application to the agri-food sector

Emanuele Spada¹, Giacomo Falcone¹, Teodora Stillitano¹, Nathalie Iofrida¹, Giovanni Gulisano¹, Anna Irene De Luca¹

Abstract: In recent years, there is a growing interest in the scientific community in identifying the possibility of integrating life cycle analysis and Circular economy (CE) indicators, by combining the potential of the two approaches in guiding the ecological transition. However, there are many open methodological issues addressed above all to the extension of the system boundaries to more life cycles, in order to include the reuse of materials, their remanufacture and recycling. The assessment of both circularity and sustainability of a system turns out to be even more complex when biological processes are involved. The agri-food sector, which encompasses both biological and technical cycles, is one example. Based on these assumptions, this study aims at proposing an application of one of the most robust tools for assessing CE, the Material Circularity Indicator (MCI), to the olive oil sector adapting it to biological cycles and integrating the results with Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) methodologies.

1. Introduction

Circular economy (CE) indicators, such as the most widely used of them, the Material Circularity Indicator (MCI), focus their analysis on material flows occurring in relation to a process or a product. Their constraint lies in overlooking the nature of the materials in circulation and especially in not considering the impacts generated by circular strategies, from an environmental, economic and social point of view. To overcome these limitations, as stressed by Goddin et al. (2019), circularity assessment finds its methodological complement in life cycle management tools. Among them, Life Cycle Assessment (LCA) is one of the most applied metrics in measuring the sustainability of CE pathways in a holistic manner (Sassanelli et al., 2019; Rigamonti and Mancini, 2021). Although in recent years there have been widespread LCA applications in CE studies, most of them are limited to assessing only the environmental aspects of new technologies or new “circular” management systems, leaving the assessment of circularity itself out of the objectives of the study. Other studies try to combine the LCA methodology with other customary methodologies combined with life cycle studies such as Material Flow Analyses (MFA) in order to provide an assessment of how a product’s materials circulate (Corona et al., 2019; Roos Lindgreen et al., 2021). As argued by Moraga et al. (2019) existing methodologies, such as LCA and MFA, can provide a starting point for the assessment of functions, but still, need to deal with

¹Department of Agriculture (AGRARIA), University “Mediterranea” of Reggio Calabria, Italy
Email: emanuele.spada@unirc.it

practical issues to assess CE. For example, some CE strategies, such as recycling, reuse, repurposing, multifunctionality, or co-production, are concerns yet to be resolved within the LCA community. From an economic point of view, the Life Cycle Costing (LCC) methodology as an approach assessing the life cycle value flows of a product, process or system represents an important complement to both circularity and sustainability assessment. As discussed by Bradley et al. (2018), there are several studies combining LCC and LCA as sustainability assessment tools, also in a CE context. Given the lack of standardization for the LCA-LCC integration, the most common practice is to align these tools by using the LCA framework, adopting a common database, considering the same functional unit and system boundaries, and by following the same methodological steps (Rödger et al., 2018). The assessment of both circularity and sustainability of a system turns out to be even more complex when biological processes, in which organic materials and products are returned to the economy, are involved. The agri-food sector, which encompasses both biological and technical cycles, is one example. As highlighted by Stillitano et al. (2021) the research progress in the CE field applied to the agri-food sector is constantly evolving, although there is no yet a harmonized and shared way of measuring it. Recently, only a few studies have addressed the simultaneous application of LCA and LCC methodologies, and MCI in the agri-food sector, which includes poultry production (Rocchi et al., 2021), urban agriculture (Rufi-Salis et al., 2021) and beer packaging (Niero and Kalbar, 2019). Based on the lack of computational solutions evaluating the circularity and sustainability of agricultural systems, our goal is to analyze the environmental, economic and circularity performance of applying circular strategies in olive oil systems, by using LCA, LCC and MCI approaches. To the best of our knowledge, this is the first integrated evaluation study using life cycle and circularity metrics for the transition to a CE in the olive oil sector.

2. Materials and Methods

2.1. Case study description

The goal of this study is to evaluate the environmental and economic impacts, and circularity degree of extra virgin olive oil (EVOO) production according to a circular approach that allows the reuse of by-products as inputs. To analyse the performance of circular strategies with real data, we took over a “circular” olive oil farm (circular scenario) compared to a “linear” olive oil farm (linear scenario) as case studies. Both farms are located in the province of Catanzaro in Calabria (southern Italy) and share the following characteristics: olive-growing area of 100 ha, *Olea europaea* L. cv. Carolea orchards with 40-year-old trees, planting density of about 200 plants/ha, and a high level of farm mechanization. The olive oil production system in both farms was split into two main subsystems: the olive growing and harvesting phase, and the olive oil extraction phase. As regards the first phase, in the circular scenario the pruning residues are shredded and buried in the soil, while in the linear scenario, the shredded pruning residues are sent to external companies as biomass. Regarding the extraction of the EVO oil, in the circular scenario olive processing takes place in a continuous oil mill, with a total capacity of 10,000 kg per hour. Centrifugal separation takes place in a two-phase decanter, where the paste is not diluted with water. The olive pomace obtained is separated from the olive pits. The latter is reused in part (10%) as thermal energy in the oil mill. The 33% of pomace nut-free, to which olive leaves are added, is used for organic fertilization in the company's land and the remaining 67% is sent to a biogas plant. In

the linear scenario, olive processing takes place in a continuous oil mill, with a total capacity of 10,000 kg per hour. Centrifugal separation takes place in a three-phase decanter, where the paste was diluted with 40% of water. All olive pomace obtained (100%) is sent to the pomace factory for olive pomace oil extraction. The olive pits are not separated from the pomace. Figure 1 shows the main circular and linear strategies resulting from the case studies.

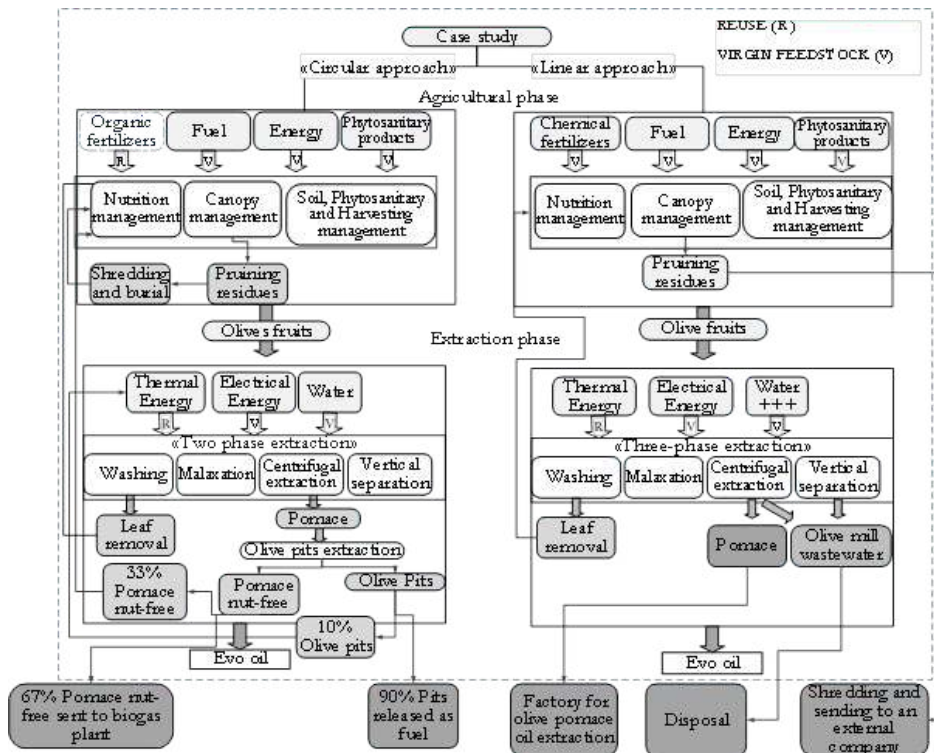


Figure 1: Circular and linear scenarios under assessment (Source: Authors' elaboration).

2.2. Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing implementation to the case study

The environmental analysis was carried out using the LCA methodology according to ISO 14040 and 14044 (ISO, 2021a and 2021b). The Functional Unit (FU) chosen was the production of 1 kg of EVO oil. The study was extended from the olive production in the field to obtaining the oil in the mill. The processing data are “primary data” collected directly from the study companies through a specific questionnaire. In particular were collected: data on duration of tillage operation, fuel consumption, maintenance and typology of machinery involved; data on quantity, typology, number of fertilizers and phytosanitary compounds, and the related periods of application; data on yield of olives and wood from pruning. Regarding the data on oil mill unitary processes, were collected the following elements: the energy consumption of the crusher measured using the tools of the Fluke 179 True RMS digital multimeter; the data on water consumption were measured using a flowmeter and the data on the fuel used for heating were measured by means of the flowmeter installed in the system. Through the methodology described by Zampori and Pant (2019), atmospheric emissions of N₂O, NO_x, NH₃ and NO₃ emissions in water were estimated. P emissions to water were estimated using SALCA-P emission models (Prasuhn, 2006). Emissions to soil, air and water were calculated according to the assumptions reported in Zampori and

Pant, (2019). Emissions from fuel combustion were estimated according to Nemecek and Kagi (2007). Secondary data on background processes were obtained from Ecoinvent 3.7 (Weidema et al., 2013) and processed using SimaPro 9.2 software (Goedkoop et al., 2013). The results were obtained using the Re.Ci.Pe 2016 Midpoint Impact Assessment method (Huijbregts et al., 2017). The economic assessment was performed by using LCC methodology following an approach LCA-based (Hunkeler et al., 2008), where the same assumptions and physical parameters (input and output) of LCA were applied. All material and energy inputs and outputs accounted for in the environmental analysis were monetised, adding other specific cost items such as the initial investment cost, labour cost, machinery and land investment ownership costs, interests, taxes and administration overheads, and end of life disposal costs (Iofrida et al., 2020).

2.3. Application of the Material Circularity Indicator to the case study

The circularity assessment was performed calculating the Material Circularity Indicator (MCI), that measures how much linear flow has been minimized and remedial flow maximized for its components and, at the same time, for how long and intensively (Rocchi et al. 2021). The MCI has a range of values from 0 (100% linear) to 1 (100% circular). According to the Ellen MacArthur Foundation (2015) and Goddin et al. (2019), the MCI is essentially constructed from a combination of three components: the mass of virgin raw material used in manufacturing; the mass of non-recoverable waste attributed to the product, and the utility factor, that takes into account the length and intensity of the product's use phase. The formula for calculating the MCI of a product is as follows:

$$MCI_p = 1 - LFI * F(X)$$

where LFI represents the Linear Flow Index, i.e. the percentage of material flow originating from virgin sources and ending up as non-recoverable waste, while F(X) represents the utility-constructed factor of the linear component of material flows and is represented by the multiplying of the intensity of use measure and the product life length. For assessing the circularity degree, inputs and outputs have been defined for each scenario. In the circular scenario, among the inputs, we find pruning residues, part of the biphasic pomace, and leaves and olive pits that are "reused component" in the production process; organic fertilizer from "recycled" sources; as well as pesticides, water, fuels, and energy from virgin raw materials. Among the outputs, we find the residual part of pomace and olive pits as "recoverable waste" for energy valorization. In the linear scenario, the inputs such as fertilizers, pesticides, water, fuels, and energy are all derived from virgin raw materials, while the outputs include the pruning residues as "recoverable waste" for "energy valorization", the pomace and vegetation water that represent a waste "recoverable for other uses". In both scenarios, outputs packaging represent "recyclable waste".

3. Results and Discussion

The impact assessment using the Re.Ci.Pe method shows an advantage in almost all impact categories for the circular scenario. Only in the categories Stratospheric ozone depletion, Terrestrial acidification and Marine eutrophication the circular scenario shows higher impacts due to the field emissions (respectively 98.09%, 92.82% and 99.70%) related to nitrogen fertilisation. In fact, as can be seen from Table 1, the circular scenario uses almost double the amount of nitrogen and this results in higher emissions of N₂O, NO_x, NH₃ and especially NO₃. Fertilisation is the

main hotspot in both scenarios for the categories Global warming, Stratospheric ozone depletion, Ozone formation, Human health, Fine particulate matter formation, Ozone formation, Terrestrial ecosystems and Terrestrial acidification, but while in the circular scenario the impacts are mainly related to field emissions (respectively 71.17%, 98.09%, 92.70%, 38.90%, 95.87%, 92.70%, 14.10% and 92.82%), in the linear scenario the impacts are also related to synthetic fertiliser production.

Table 1: Life Cycle Inventory.

Process	Input	Unit	“Circular scenario”	“Linear scenario”
Fertilization	Organic fertilizer (N 11%)	kg	0.7353	//
	N 11%, P2O5 22%, K2O 16%	kg	//	0.4412
	Organic leaf fertiliser (N 9%)	kg	0.0066	0.0044
	Self-produced wet pomace	kg	1.2500	//
	Leaves and twigs	kg	0.0022	0.2206
	Boric acid 11%	kg	0.0018	0.0018
Pest control	Cupric oxide 75%	kg	0.0033	//
	Kaolin	kg	0.0294	//
	Soy Lecithin	kg	0.0004	//
	Bacillus thuringiensis Berliner var. Kurstaki	kg	0.0004	//
	Spinosad	kg	0.0022	//
	Copper Oxidlorid 37,5%	kg	//	0.0037
	Fosmet (200 g/l) SPADA 200 EC	kg	//	0.0018
	Acetamiprid 200	kg	//	0.0007
Tillage	Diesel	kg	0.1338	0.1324
	Lubricating oil	kg	0.0044	0.0044
	Grease	kg	0.0029	0.0029
Agricultural products	Olives	kg	6.2500	6.2500
	Wood	kg	0.3676	0.3676
Oil milling	Electricity	kWh	0.2093	0.2148
	Water	m ³	0.0017	0.0030
	Heat	MJ	0.3924	0.3924
Products	EVOO	kg	1.0000	1.0000
	Pomace	kg	6.1563	3.0938
	Husk	kg	0.7500	//
	Wastewater	m ³	//	4.5188

(Source: Authors' elaboration).

In the linear scenario, fertilisation is also a hotspot in the Freshwater eutrophication category due to phosphate fertilisation. Fertiliser production is the main cause of impact in relation to resource use and therefore in the categories Land use (57.35%), Mineral resource scarcity (66.20%), Fossil resource scarcity (52.27%), Water consumption (40.29%). The second hotspot is pesticide production, which impacts mainly the categories Terrestrial ecotoxicity (18.29%), Freshwater ecotoxicity (56.17%), Marine ecotoxicity (61.19%), Human carcinogenic toxicity (13.33%) and Mineral resource scarcity (26.56%). Ionizing radiation (13.76%), Land use (31.17%), and Water consumption (65.83%) are also affected by the milling phase due to the electricity consumption and process water use. Wastewater disposal only affects the linear scenario using a three-stage extraction system and causes a significant impact in the Freshwater eutrophication (36.38%) and Marine eutrophication (16.66%) categories. It should be noted that water treatment generates a positive impact in terms of water consumption. The Fossil resource scarcity category is mainly affected by impacts caused by fuel consumption (Table 2).

Table 2: Characterization of impacts related to 1 kg of EVOO.

Impact category	Unit	“Circular scenario”	“Linear scenario”
Global warming	kg CO ₂ eq	1.24E+00	1.76E+00
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	1.86E-05	1.30E-05
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	2.59E-02	7.29E-02
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	1.53E-02	1.66E-02
Fine particulate matter formation	kg PM _{2.5} eq	1.77E-02	1.84E-02
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	1.54E-02	1.67E-02
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	2.46E-02	2.20E-02
Freshwater eutrophication	kg P eq	2.86E-04	1.17E-03
Marine eutrophication	kg N eq	6.70E-03	5.08E-03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.93E+00	5.87E+00
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.19E-01	1.94E-01
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.49E-01	2.22E-01
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	4.58E-02	9.59E-02
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	2.48E+00	3.46E+00
Land use	m ² a crop eq	3.18E-02	6.34E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	6.94E-03	2.03E-02
Fossil resource scarcity	kg oil eq	2.36E-01	4.59E-01
Water consumption	m ³	2.42E-02	3.75E-02

(Source: Authors' elaboration).

Table 3 shows the main results of the economic assessment. The best performance in terms of total life cycle cost is achieved by the linear scenario, with a value of 2.73 € kg⁻¹ for the agricultural phase and 0.77 € kg⁻¹ for extraction one vs. 2.82 € kg⁻¹ and 0.83 € kg⁻¹ respectively reached by the circular scenario. This is mainly due to the higher initial investment costs incurred for the purchase of both the shredding machine and olive pit separator. However, the circular scenario leads to better results in terms of lower input costs, because of the reuse of the co-products such as pruning residues, olive pomace and olive pits that return to the production cycle as an input. The MCI results show that the best performance is achieved by the circular scenario with a value of 0.68 out of 1, unlike the linear scenario in which the MCI reaches a value of 0,53 out of 1 (Table 4). This better result is due to both a lower quantity of virgin raw materials (V), because of the reuse of the co-products obtained in both agricultural and extraction phases, and a lower production of unrecoverable waste (W). Owing to the lack of studies applying MCI to the olive oil system, it is difficult to contextualize its score. The only applications of the MCI to the agricultural system concerned the tomato production in the study by Rufi-Salis et al. (2021), with an MCI value of 0.46 out of 1, and the poultry sector in Rocchi et al. (2021), with a value of 0.48 out of 1.

Table 3: Economic analysis results.

Cost item	“Circular scenario”		“Linear scenario”	
	Agricultural phase (16% oil yield)	Extraction phase	Agricultural phase (16% oil yield)	Extraction phase
	(€ kg ⁻¹)		(€ kg ⁻¹)	
Initial investment cost	0.30	0.34	0.22	0.25
Input cost	0.632	0.120	0.685	0.120
Human labour cost	0.941	0.08	1.048	0.08
Machinery and land investment ownership costs	0.335	0.112	0.203	0.13
Land rent	0.053	-	0.053	-
Interests	0.178	0.006	0.16	0.006
Taxes	0.074	0.07	0.074	0.07
Administration overheads	0.258	0.04	0.258	0.07
End of life disposal cost	0.046	0.05	0.033	0.04
Total Life Cycle Cost	2.820	0.828	2.733	0.766

(Source: Authors' elaboration).

Table 4: MCI results.

Scenario	V	W	LFI	MCI
Circular	1.05	4.11	0.32	0.68
Linear	4.59	8.86	0.47	0.53

Note: V=Virgin feedstock; W=Waste unrecoverable; LFI=Linear flow index; MCI=Material circularity indicator (Source: Authors' elaboration).

4. Conclusions

This study aims to assess the sustainability performance of circular strategies in the EVO oil production system, applying environmental, economic and circular metrics at the micro-level. It is well known that olive oil production causes significant environmental impacts and economic concerns due to the production of several by-products that are difficult to manage. The implementation of closed-loop pathways allows reuse, recycle or enhance such by-products, moving towards a more sustainable and efficient production patterns. In terms of environmental assessment, due to not counting energy and transport in the MCI implementation the use of LCA methodology becomes essential for the return of a reliable result. From an economic point of view, the main concerns raised in our study related to the higher business investments when circular strategies are implemented. Future research will be aimed at extending the analysis to other production areas and evaluating the social sustainability by integrating the social-LCA (SLCA) methodology.

5. References

- Bradley, R, Jawahir, IS, Badurdeen, F, Rouch, K, 2018. A total life cycle cost model (TLCCM) for the circular economy and its application to post-recovery resource allocation. *Resour. Conserv. Recycl.* 135, 141e149.
- Corona, B, Shen, L, Reike, D, Carreón, JR, Worrell, E, 2019. Towards sustainable development through the circular economy - A review and critical assessment on current circularity metrics. *Resour. Conserv. Recycl.* 151, 104498.
- Ellen Macarthur Foundation, 2015. *Circularity Indicators. An Approach to Measuring Circularity.* EMF: Cowes, UK.
- Goddin, J, Marshall, K, Pereira, A, Herrmann, S, 2019. *Circularity Indicators - An Approach to Measuring Circularity. Methodology.* The Ellen MacArthur Foundation: Wilmington, UK.
- Goedkoop, M, Oele, M, Leijting, J, Ponsioen, T, Meijer, E, 2013. *Introduction to LCA with SimaPro; PRè - Product Ecology Consultants: Netherlands.*
- Huijbregts MAJ, Steinmann ZJN, Elshout PMF, Stam G, Verones F, Vieira M, Zijp M, Hollander A, van Zelm R, 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 138.
- Hunkeler, D, Lichtenvort, K, Rebitzer, G, 2008. *Environmental Life Cycle Costing.* SETAC, Pensacola, FL, USA.
- Iofrida, N, Stillitano, T, Falcone, G, Gulisano, G, Nicolò, FB, De Luca, AI, 2020. The socio-economic impacts of organic and conventional olive growing in Italy. *New Medit* 19(1), 117-131

- ISO, 2021a. ISO 14040:2021 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization: Geneva, 2021a.
- ISO, 2021b. ISO 14044:2021 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. International Organization for Standardization. Geneva, 2021b.
- Moraga, G, Huysveld, S, Mathieux, F, Blengini, GA, Alaerts, L, Van Acker, K, de Meester, S, Dewulf, J, 2019. Circular economy indicators: What do they measure? *Resour. Conserv. Recycl.* 146, 452-461.
- Nemecek, T, Kägi, T, 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final Report Ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre of Life Cycle Inventories: Zurich and Dübendorf, CH.
- Niero, M, Kalbar, PP, 2019. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: a proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. *Resour. Conserv. Recycl.* 140, 305-312.
- Prasuhn V, 2006. Erfassung der PO4- Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22 S.
- Rigamonti, L, Mancini, E, 2021. Life cycle assessment and circularity indicators. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26(10), 1937-1942.
- Rocchi, L, Paolotti, L, Cortina, C, Fagioli, FF, Boggia A, 2021. Measuring circularity: an application of modified Material Circularity Indicator to agricultural systems. *Agric. Food Econ* 9:9.
- Rödger, JM, Kjær, LL, Pagoropoulos, A, 2018. Life cycle costing: an introduction, in: Hauschild, MZ, Rosenbaum, RK, Olsen, SI, (Eds.), *Life cycle assessment: theory and practice*. Springer, pp. 373-400.
- Roos Lindgreen, E., Mondello, G, Salomone, R, Lanuzza, F, Saija, G, 2021. Exploring the effectiveness of grey literature indicators and life cycle assessment in assessing circular economy at the micro level: a comparative analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26(11), 2171-2191.
- Ruff-Salis, M, Petit-Boix, A, Villalba, G, Gabarrell, X, Leipold, S, 2021. Combining LCA and circularity assessments in complex production systems: the case of urban agriculture. *Resour. Conserv. and Recycl.* 166, 105359.
- Sassanelli, C, Rosa, P, Rocca, R, Terzi, S, 2019. Circular economy performance assessment methods: A systematic literature review. *J. Clean. Prod.* 229, 440-453.
- Stillitano, T, Spada, E, Iofrida, N, Falcone, G, De Luca, AI, 2021. Sustainable agri-food processes and circular economy pathways in a life cycle perspective: State of the art of applicative research. *Sustain.* 13(5), 2472.
- Weidema, BP, Bauer, C, Hischer, R, Mutel, C, Nemecek, T, Reinhard, J, Vadenbo, CO, Wernet, G, 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3); The ecoinvent Centre: St. Gallen.
- Zampori, L, Pant, R, 2019. Suggestions for updating the Organisation Environmental Footprint (OEF) method, EUR 29681 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00651-0, doi:10.2760/577225, JRC115960.

6. Acknowledgement

This research is part of DRASTIC PRIN 2017 research project, project code: 2017JYRZFF, funded by the Italian Ministry of Education, University, and Research (MIUR).

Experimental implementation of the Made Green in Italy Scheme. The hard sheep milk cheese case study.

Delia Cossu¹, Laura Zanchi², Simone Maranghi², Alessandra Zamagni², Gianfranco Gaias³, Pierpaolo Duce¹, Enrico Vagnoni¹

Abstract: Made Green in Italy scheme (MGI) is an initiative based on the PEF method, aimed to make Made in Italy products to be recognizable on green markets. A screening study was conducted on 4 Sardinian dairy plants to develop an experimental MGI application to Pecorino Romano PDO cheese supply chain. Sheep milk phase resulted the main contributor for all relevant impact categories (over 94%). Benchmark score (1.33E-05 Pt) was calculated adding the normalized and weighted values of the 3 main relevant impact categories (Climate Change, Land Use and Water Scarcity). Three performance classes were defined considering the best and the worst values of life cycle processes: upper threshold was equal to 1.62E-05 Pt and lower threshold was equal to 1.17E-05 Pt. The relevant sheep milk contribution highlighted the crucial role of sheep farmers for improving the environmental footprint of the Pecorino Romano.

1. Introduction

Environmental quality is strictly connected to human behavior. Unsustainable production and consumption can lead to a global warming increase, less natural resources availability and other severe environmental effects (Steg and Vlek, 2009; UNEP, 2019). Consumers are becoming more and more aware about the environment implications of their actions and this knowledge is reflected on their purchase choices rewarding green products (Castaldo et al., 2009; Darnall et al., 2012). In 2018, with the Decree 56/2018, the Italian Ministry for the Environment launched the Made Green in Italy (MGI) initiative, a voluntary scheme based on the EU Product Environmental Footprint (PEF) (Recommendation 2013/179/EC). MGI is aimed to promote Made in Italy products with a high environmental quality to be recognizable on the market rewarding companies implementing eco-friendly practices. LIFE MAGIS - *Made Green in Italy Scheme* project wants to support the dissemination of PEF and MGI schemes, focusing on the development and implementation of Product Category Rules (PCR) for relevant Italian supply chains, such as agri-food (including sheep milk hard cheese), window manufacturing and leather sectors. In particular, Italy is a leading global agri-food products exporter, with Made in Italy, Protected Designation of Origin (PDO) and Protected Geographical Indication (PGI) labels recognized worldwide as

¹ Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per la BioEconomia, CNR - IBE, Trav. La Crucca 3, Sassari, Italy

² Ecoinnovazione srl, Via della Liberazione 6c, Bologna, Italy

³ Consorzio per la Tutela del Formaggio Pecorino Romano, Macomer, Italy
Email: delia.cossu@ibe.cnr.it

high-quality standards with elevated reputation profile (Carbone et al., 2015; Bonaiuto et al., 2021). In this paper, the case study of MGI PCR for the hard sheep milk cheese supply chain developed within LIFE MAGIS is presented as the first environmental scheme applied to the dairy sheep sector. In particular, with the aim of describe the environmental profile of the hard sheep milk cheese analysed within the MGI approach the paper is focused on the preliminary PEF study (*screening study*) implemented on the Pecorino Romano PDO (PR), which is considered the most representative product of the whole hard sheep milk cheese category. Pecorino Romano is a sheep milk cheese among the most exported in the world (Pirisi and Pes, 2011), mainly in United States. PR is a hard cheese, cooked, made with whole sheep milk. Rounds are cylindrical with flat top and bottom; the side height is 25-40 cm and the diameter between 25-35 cm, maturation period is at least 5 months for table cheese and 8 months for grating type. It must be produced exclusively in specific areas of Italy: Sardinia, Lazio and Grosseto province (Tuscany) and Sardinia is, by far, the main producer with around 95% of the total production with 31 of the overall 35 PR dairy plants.

2. Materials and methods

The development of sheep milk hard cheese PCR was based on the PEFCR for hard sheep milk cheese, previously elaborated as integration to the already existing “PEFCR for Dairy Products” (EDA, 2018). The PEFCR for hard sheep milk cheese were developed according to the “PEFCR Guidance v.6.3” (European Commission, 2018), integrating the product sub-category “hard cheese from sheep milk”, and considering PR as representative product for sheep milk hard cheese production chain. PR represents in fact 50% of sheep milk DOP cheese European production. The screening study was oriented to define the benchmark and the relative environmental performance classes of PR supply chain production. The study was based on a Life Cycle Assessment (LCA) conducted in agreement with ISO 14040-44 rules (ISO, 2021), using 10 g of dry matter equivalent (DM) cheese as functional unit (FU) and “from cradle to grave” system boundary (Figure 1). Data were collected in 4 industrial dairy sheep plants located in Sardinia, considering September 1st 2019 - August 30th 2020 as reference period. In total, the 4 dairy plants processed in this period more than 4.7 million liters of sheep milk, collected from farms located all around Sardinia, and produced almost 7 kt of PR. Besides PR, all dairy plants produced other sheep cheeses and different types of ricotta cheese. Milk collection was pieced together through information provided by the dairy plants about EURO class, total amount of sheep milk transported and average km traveled per path for every vehicle involved in sheep milk transportation. 3 dairy plants used electric energy partially provided by on-site photovoltaic plant (20% in two plants and 11% in the other), the remaining amount was provided by electricity grid as for the fourth plant. Datasets representing electricity grid were based on the energetic mix of dairy plants electric energy supplier companies. Thermal energy for dairy processing operations were from fuel oil combustion in all plants. Water consumption was almost entirely supplied by well system. Leakage of refrigerant gases, used in air treatment unit cells, ice makers and milk tanks, were estimated as 2% of the machineries capacity per year. Rounds, pieces and grated cheese packaging is made in polyethylene. Paper boxes, wood pallets and protective plastic film are also utilized during the distribution phase. Italy represented the main market (the rest sold in Europe) for PR in 3 cases. The remaining plant sold 90% of its PR production in USA and 10% in Italy. Data on Use and End of Life stages were from “PEFCR for Dairy Products” (EDA, 2018).

The dataset of sheep milk transformed by the 4 cheese plants derived from a previous LCA study conducted within the 4-year EU project, SheepToShip LIFE. According to this study, two different Sardinian sheep milk systems were identified based on the milk production level: high ($> 130 \text{ L head}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and low ($< 130 \text{ L head}^{-1} \text{ year}^{-1}$). For the benchmark calculation the sheep milk dataset included for 65% the milk from high production level system and for the remaining 35% the milk from low production level system.

Due to the limitation on using PEF-compliant database, background data used derived from LCA Ecoinvent Centre v3.6. database (Moreno Ruiz et al., 2019). Environmental impacts were estimated through the Environmental Footprint (EF) 2.0 (adapted) method (Fazio et al., 2018) and using SimaPro Analyst Software v9.1.1 (PRè, 2020).

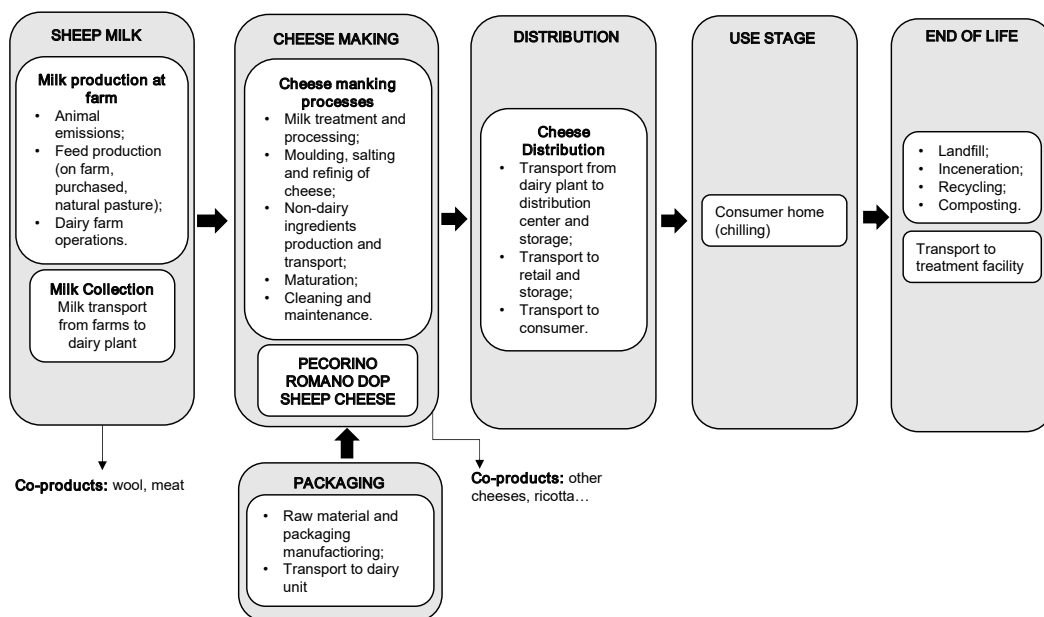


Figure 1: System boundary diagram of the hard sheep milk cheese supply chain.

In order to identify the relevant environmental impact categories, results were normalized and weighted, then only the impact categories which contribute to at least 80% of the single score were selected. In coherence with the MGI rules, the benchmark was calculated by adding the weighted values of the 3 relevant impact categories with the highest contribution weight. To define the three environmental classes performance of MGI for PR, best and worst values of processes influencing life cycle performance of the product were considered. In particular, for the sheep milk process the best value corresponds to high production level system and the worst value to the low production level one.

3. Results and Discussion

Screening study results indicated four relevant impact categories: Climate Change (CC), Land Use (LU), Water Scarcity (WS) and Resource Use, mineral and metals (RUM&m) (Figure 2).

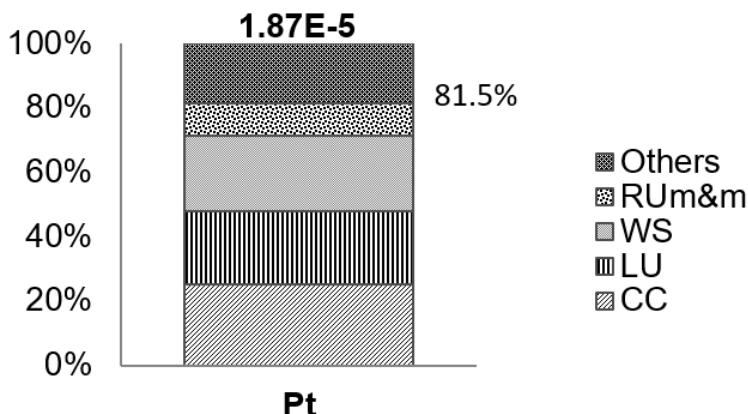


Figure 2: Climate Change (CC), Land Use (LU), Water Scarcity (WS) and Resource Use mineral and metal depletion (RUM&m) contribution to the total score (Pt, points) for 10 g dry matter equivalent of Pecorino Romano PDO cheese, calculated using the EF method 2.0 (adapted) (Fazio et al., 2018).

Impact categories as Eutrophication and Acidification, considered among the most relevant in PEFCR dairy, appear to be not very significant in PR manufacturing. That is probably due to less critical issues related to manure storage and disposal and feed production and supply in sheep farming systems compared to dairy cattle systems.

Figure 3 shows the benchmark values for the main relevant impact categories. The total benchmark value, calculated as a sum of CC, LU and WS, was equal to 1.33E-05 point. Sheep milk production resulted the most impacting phase by far (over 94%) of the whole PR life cycle, for every relevant impact category considered (Figure 3):

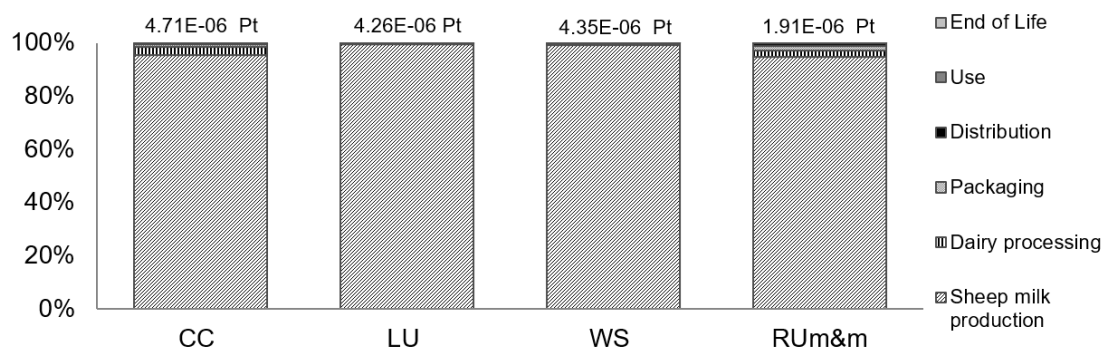


Figure 3: Normalized and weighted values (Pt, points) and life cycle phases contribution of Climate Change (CC), Land Use (LU), Water Scarcity (WS) and Resource Use mineral and metal depletion (RUM&m) for 10 g dry matter equivalent of Pecorino Romano PDO cheese, calculated using the EF method 2.0 (adapted) (Fazio et al., 2018).

For instance, sheep milk production resulted with over 99% contribution the only real relevant process for both LU and WS impact categories. Farm stage contributed for 95% to the total GWP, with animal emissions (mainly, enteric fermentation) as major contributor (over 60%). These results were coherent with several LCA studies on the dairy sector (Gonzalez-García et al., 2013; Lovarelli et al., 2019; Vagnoni et al., 2017). Cheese-making was the second most impacting phase, for both CC and RUM&m, with a contribution of 2,9% and 2,2%, respectively. Thermal and electric energy were the main hotspots, in line with international literature (Cambuli et al., 2013; Nigri et al., 2014). Third contributor for CC and RUM&m was the packaging stage, with 1,2% and 1,6% respectively.

Normalized and weighted impact values for CC, LU, WS and RUm&m in PR were higher than the corresponding values reported in PEFCR dairy for cheeses (EDA, 2018). This result that has been widely expected can be easily explained considering the wide technological and management managerial differences between dairy cattle and sheep milk production systems. It is well known that sheep systems are characterized by more extensive and pasture-based farming techniques, with lower animal productivity levels. The best and worst sheep milk process scores result predominant in comparison with other processes values (Table 1), confirming that the largest part of PR environmental profile concerns farm stage. Therefore, the main efforts to improve the PR environmental profile should be devoted to milk production with a strong involvement of sheep farmers because of very often milk production is not under direct control of dairy plants. So, a strong involvement of sheep farmers is crucial. On the other hand, dairy industries may improve their environmental footprint adopting solutions for enhancing their energy supply strategy, such as using less impacting fuel for thermal energy production and investing more in renewable electricity.

Table 1: Best and worst life cycle processes weighted values (points) for 10 g dry matter equivalent of Pecorino Romano PDO.

Processes	Best value	Worst value
Sheep milk	1.17E-05	1.59E-05
Milk collection	9.83E-09	2.14E-08
Dairy plant electric energy	4.72E-08	1.04E-07
Dairy plant thermal energy	2.11E-08	1.09E-07
Packaging	5.72E-08	7.18E-08
Distribution	-3.13E-08	-1.43E-08
Others	-2.27E-05	1.33E-05
Total	1.17E-05	1.62E-05

In Table 2 are reported the environmental performance classes for PR in MGI.

Table 2: Environmental performance classes and corresponding values (points) for 10 g dry matter equivalent of Pecorino Romano PDO.

Environmental performance thresholds	Environmental performance classes	Thresholds value
Lower threshold	A (<Lower threshold)	1.17E-05
Benchmark	B (>Lower threshold and < upper threshold)	1.33E-05
Upper threshold	C (> Upper threshold)	1.62E-05

4. Conclusions

Screening study results indicated CC, LU, WS, RUm&m as the most relevant impact categories of the environmental footprint of Pecorino Romano PDO supply chain. A very large contribution,

in each case over 94%, derived from milk production phase which, in most cases, is not under the direct control of the cheese making plants. The benchmark calculation was based on CC, LU and WS values and resulted equal to score of 1,33E-5 points. Worst and best life cycle processes values lead to the classification of MGI environmental performance thresholds and classes. As suggested by the LCA study, the main efforts to improve the Pecorino Romano PDO environmental footprint should be focused to milk production, at sheep farming level and to energy supply, at dairy plant level.

5. Acknowledgments

This work was realized with the contribution provided by the LIFE financial instrument of the European Union to the projects: i) LIFE MAGIS LIFE18 GIE/IT/000735, ii) SheepToShip LIFE LIFE15_CCM/IT/000123.

6. References

- Bailey, R., Froggatt, A., and Wellesley, L., 2014. Livestock–climate change’s forgotten sector. Chatham House.
- Bonaiuto F., De Dominicis S., Ganucci Cancellieri U., Crano W.D., Ma J., and Bonaiuto M., 2021. Italian Food? Sounds Good! Made in Italy and Italian Sounding Effects on Food Products’ Assessment by Consumers. *Frontiers in Psychology*. 10.3389/fpsyg.2021.581492
- Cambuli, F., Cocco, D., Damiano, A., Fanni, A., Montisci, A., and Pilo, F.G.L., 2013. Razionalizzazione energetica nel comparto lattiero-caseario della Sardegna. *La Termotecnica*, 65-68.
- Carbone, Anna & Henke, Roberto & Pozzolo, Alberto Franco. (2015). Italian agri-food exports in the international arena. *Bio-based and Applied Economics*. 4. 10.13128/BAE-14196.
- CLAL srl, viewed 18 March 2022, < https://www.clal.it/index.php?section=produzioni_pecorino >
- Consorzio per la Tutela del Formaggio Pecorino Romano, viewed 18 March 2022, < <https://www.pecorinoromano.com/pecorino-romano/> >
- Darnall, N., Ponting, C., and Vazquez-Brust, D., 2012. Why consumers buy green. 10.13140/2.1.2610.2727. *Green Growth: Managing the Transition to a Sustainable Economy: Learning by Doing in East Asia and Europe*. 287-308. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4417-2_15
- EDA, 2018, Product Environmental Footprint Category Rules for dairy products, viewed 25 May 2021, <http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR-DairyProducts_2018-04-25_V1.pdf>
- European Commission (EC), Recommendation 2013/179/EC, viewed 20 March 2022, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013H0179&from=EN>
- European Commission (EC), Product Environmental Footprint Category Rules Guidance, viewed 20 March 2022, <https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR_guidance_v6.3.pdf>
- Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, EM., Secchi, M., and Zampori, L., 2018. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, EUR 28888 EN, European Commission, Ispra.

- González-García, S., Hospido, A., Moreira, M. T., Feijoo, G., and Arroja, L., 2013. Environmental life cycle assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *Journal of cleaner production*, 52, 253-262.
- IPCC 2019, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Sherman, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland
- ISO, 2021. ISO 14044 International Standard. Environmental Management – Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- Lovarelli, D., Bava, L., Zucali, M., D'Imporzano, G., Adani, F., Tamburini, A., and Sandrucci, A., 2019. Improvements to dairy farms for environmental sustainability in Grana Padano and Parmigiano Reggiano production systems. *Italian Journal of Animal Science*, 18(1), 1035-1048.
- Ministero della Transizione Ecologica, viewed 20 March 2022, <https://pdc.mite.gov.it/sites/default/files/norme/dm_ministero_ambiente_56_del_21_03_2018_decreto_made_green_italy.pdf>
- MiPAAF, 2009, Disciplina di Produzione della DOP Pecorino Romano, viewed 20 March 2022, < https://www.pecorinoromano.com/application/files/1914/9069/8657/Disciplinare-2009-GU-n-271_.pdf>
- Molle, G., Decandia, M., Sanna, L., Vagnoni, E., Pintus, G., Duce, P., Franca, A., Atzori, A.S., Manca, A., and Usai, D., 2017. Report of the characterization of Sardinian dairy sheep production systems, viewed 25 May 2021, < http://www.sheeptoshop.eu/images/Report/A.1.3_Report%20char.%20Sard.%20pr.%20systems.pdf>
- Moreno Ruiz E., Valsasina L., FitzGerald D., Brunner F., Symeonidis A., Bourgault G., and Wernet, G., 2019. Documentation of changes implemented in theecoinvent database v3.6, Ecoinvent, Zürich, Switzerland
- Nigri, E.M., Barros, A.C.D., Rocha, S.D.F., and Romeiro Filho, E., 2014. Assessing environmental impacts using a comparative LCA of industrial and artisanal production processes: " Minas Cheese" case. *Food Science and Technology*, 34(3), 522-531.
- Castaldo, S., Perrini, F., Misani, N., and Tencati, A., 2009. The Missing Link Between Corporate Social Responsibility and Consumer Trust: The Case of Fair Trade Products. *Journal of Business Ethics*. 84. 1-15. 10.1007/s10551-008-9669-4.
- Pirisi, A., and Pes, M., 2011. In: Bozzetti, V. (Ed.), *Formaggi Ovi-caprini. Manuale Casario. Tecniche Nuove*, Milano, 1,14/1-14/14.
- PRé Consultants (2020) Software LCA SimaPro Analyst 9.1.1.
- Steg, L., and Vlek, C., 2009. Encouraging pro-environmental behaviour: An integrative review and research agenda. *Journal of environmental psychology*, 29(3), 309-317.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2019. *Global environment outlook 6: Healthy planet, healthy people*. Cambridge, UK: University Printing House.
- Vagnoni, E., Franca, A., Porqueddu, C., and Duce, P., 2017. Environmental profile of Sardinian sheep milk cheese supply chain: A comparison between two contrasting dairy systems. *Journal of Cleaner Production*, 165, 1078-1089.

