ATTI

X Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA 2016

Life Cycle Thinking, sostenibilità ed economia circolare

Ravenna
23 - 24 giugno 2016

a cura di Arianna Dominici Loprieno, Simona Scalbi, Serena Righi

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA
CAMPUS DI RAVENNA

ENEA
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie,
l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

Rete Italiana LCA



Atti del X Convegno della Rete Italiana LCA 2016
Life Cycle Thinking, sostenibilità ed economia circolare
Ravenna - 23-24 giugno 2016

A cura di Arianna Dominici Loprieno, Simona Scalbi, Serena Righi

Grafica del volume a cura di Sara Ganassali, Anna Dalla Valle e Paola Sposato

ISBN: 978-88-8286-333-3

ENEA – Servizio Promozione e Comunicazione

Revisione editoriale: Giuliano Ghisu
Copertina: Cristina Lanari
Stampa: Laboratorio Tecnografico ENEA – Frascati
Giugno 2016

SOMMARIO

Comitato scientifico 7
Comitato organizzativo 8
Prefazione 9

EDILIZIA 11
LCA as a starting point for the design of a framework for sustainability of building technologies in an innovative perspective 12
Strumenti LCA di supporto al settore delle costruzioni 21
Life Cycle Assessment of Low Embodied Energy Advanced Insulation Materials and Insulating Masonry Components for Energy Efficient Buildings 29
Embodied Energy versus Operational Energy in un caso studio “Nearly Zero Energy Building”. Ideazione e sviluppo del software IREEA: strumento per il calcolo dell’Embodied Energy iniziale e periodica 38
Valutazione LCA di edifici temporanei: il caso dei Cluster di Expo 2015 46
Potentialities of LCA for urban systems sustainability assessment 54
Analisi LCA comparativa di materiali isolanti tradizionali ed innovativi: Il caso del progetto ELISSA 63
La Life Cycle Assessment come strumento di supporto per lo sviluppo di materiali e sistemi innovativi per l’edilizia 72
Life Cycle Assessment di calcestruzzi leggeri: benefici derivanti dall’utilizzo di materiali riciclati 82
Life Cycle Assessment di un Playground: Climbing Structure CS06 91
Effetti del rischio sismico sulla sostenibilità ambientale degli interventi di recupero energetico 100

ENERGIA 109
Elettricità da impianti di biogas agricolo: impatto ambientale e strategie di mitigazione 110
Esternalità positive delle azioni di risparmio energetico 128

Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing Analysis of Building Integrated PhotoVoltaics 137
Masseria Le Cesine: una sfida della regione Puglia per l'ambiente 146
LCA di un sistema di tessere trasparenti con fotovoltaico integrato per facciate innovative 155
Nanotechnology for Hydrogen production: a LCA study on photocatalytic hydrogen production with nanocarbon-inorganic hybrid material 165
Valutazione degli impatti climatici di sistemi bioenergetici con metriche alternative 174

AGROALIMENTARE 183
Valutazione di strumenti di LCA semplificata per l'industria agroalimentare .. 184
Carbon Footprint per la valutazione della performance di politiche di acquisti verdi pubblici: un caso di studio nella ristorazione collettiva 193
Application of PestLCI model to site-specific soil and climate conditions: the case of maize production in Northern Italy 202
Carbon footprint of snail meat: a case study from an Italian organic outdoor rearing 211
Comparazione di differenti metodi di allocazione nella LCA applicata nel settore dell'allevamento ovino 221
Valorizzazione ambientale e socio-economica del Caciocavallo Podolico Lucano 230
LCA della produzione di colza in Iran 239
Environmental impact evaluation of dairy farms through life cycle assessment: a case study in Malta 246
Product Environmental Footprint in agrifood sector: the case study of Parma ham 256
LCA of lignocellulosic biomass production in a Mediterranean environment: perennial Cardoon versus annual Sorghum 263
Life Cycle Assessment of lubricating grease (from-cradle-to-gate) 274

LCA within the chemical industry: holistic way to assess sustainability of the green chemistry principles 283
Supply Chain Optimization: implementazione della metodologia OEF/PEF alla filiera produttiva della Poliammide 6,6 per ottimizzare i processi e ridurre gli impatti lungo il ciclo di vita 291
Life Cycle Assessment of different polyester binders for the production of sustainable polyurethane coatings 300
A life-cycle assessment of poly-hydroxybutyrate extraction from microbial biomass using dimethylcarbonate 307
Early LCA analysis of 1,4-BDO produced by means of direct fermentation of sugars from wheat straw 318

GESTIONE E TRATTAMENTO DEI RIFIUTI 327
Analisi LCA di un possibile scenario di riuso delle apparecchiature elettriche ed elettroniche dismesse: il progetto WEEENMODELS 328
Impatti ambientali di un processo idrometallurgico per il trattamento di rifiuti elettronici: caso studio LCA 336
Life Cycle Assessment applicata a manufatti in plastica per il conferimento di rifiuti sanitari 344

LIFE CYCLING COSTING E SOCIAL LCA 351
Comparative environmental and economic assessment of production, use and recycling of aluminium cans: Bologna vs Copenhagen 352
Analisi di benchmarking mediante l'applicazione della metodologia Life Cycle Costing a diversi scenari di trattamento di fanghi di depurazione 360
La Social Life Cycle Assessment di un prodotto biologico: .....
il caso di una ricotta 370
Social LCA: indicatori per l'applicazione nel settore lattiero-caseario 380
SVILUPPI METODOLOGICI IN CAMPO LCA 389
Strategie di gestione di LCD a fine vita: un caso di studio e applicazione dell'LCA 390

Life Cycle Assessment and System Dynamics: an integrated approach for the dimension stone sector 398
Pollinators in life cycle impact assessment 407
Valutazione LCA all'interno dei protocolli ambientali multicriteri per il settore delle costruzioni..... 415
Applicazione pilota dell'OEF alla società di gestione dell'Aeroporto Internazionale "Falcone e Borsellino" di Palermo 423
Accuracy of Life Cycle Assessment results for a reusable expositive panel .. 431
Limitations and opportunities of combining *Cradle to Grave* and *Cradle-to-Cradle* approaches to support the circular economy 439
Development of National Databases of Greenhouse Gases Emission Factor 447
Smartainability: il ruolo della LCSA nella valutazione della sostenibilità delle smart city..... 456

PREMIO GIOVANI 465
1° classificato - Accounting for human labour in LCA: a novel Input-Output approach 466
2° classificato - Paradigmatic stances and methodological issues in Social Life Cycle Assessment. Comparison of two different methodological proposals applied to agricultural products..... 475
3° classificato ex-equo - Valutazione del Soil Conditioning Index ad integrazione dei risultati di uno studio LCA di confronto tra diverse pratiche agronomiche per la produzione di olio vegetale a fini energetici..... 484
3° classificato ex-equo - A novel approach for the assessment of uncertainty propagation in life cycle study: Application to two different bio-waste management options..... 492
4° classificato - Integrazione della LCA nella simulazione termofisica degli edifici: un'applicazione in ambiente TRNSY..... 501
5° classificato - Integrated assessment of agro-ecological systems: the case study of the "Alta Murgia" National park in Italy..... 509

Comitato scientifico

Michele Aresta - Consorzio Interuniversitario Nazionale per la Reattività Chimica e la Catalisi (CIRCC)

Grazia Barberio - ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Laboratorio Valorizzazione delle risorse nei sistemi produttivi e territoriali (SSPT-USER-RISE)

Maurizio Cellura - Università di Palermo, Dipartimento di energia, ingegneria dell'informazione e modelli matematici (DEIM)

Vito D'Incognito - Take Care International, Milano

Arianna Dominici Loprieno - ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Laboratorio Valorizzazione delle risorse nei sistemi produttivi e territoriali (SSPT-USER-RISE)

Monica Lavagna - Politecnico di Milano, Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito (ABC)

Paolo Masoni - ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali

Anna Mazzi - Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Marina Mistretta - Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria, Dipartimento Patrimonio, Architettura, Urbanistica (PAU)

Bruno Notarnicola - Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento Jonico

Luigia Petti - Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia (DEc)

Andrea Raggi - Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia (DEc)

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

Simona Scalbi - ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Laboratorio Valorizzazione delle risorse nei sistemi produttivi e territoriali (SSPT-USER-RISE)

Emanuela Scimia - Thinkstep, Ravenna

Antonio Scipioni - Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Marzia Traverso - Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Sevilla, Spain

Alessandra Zamagni - Ecoinnovazione srl, spin-off ENEA, Padova

Comitato organizzativo

Serena Righi - Università di Bologna, Campus di Ravenna
Vito D'Incognito - Take Care International, Milano
Anna Mazzi - Università degli Studi di Padova
Marina Mistretta - Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria
Andrea Raggi - Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara
Emanuela Scimia - Thinkstep, Ravenna

Prefazione

La Rete Italiana LCA è stata lanciata nel 2006 con l'obiettivo di favorire la diffusione della metodologia di Life Cycle Assessment attraverso la creazione di un network nazionale e l'organizzazione di convegni e seminari. Nel 2012 la Rete si è costituita in Associazione scientifica rafforzando il suo impegno per lo sviluppo e l'adozione dell'approccio del ciclo di vita nell'implementazione dello sviluppo sostenibile.

Tra le iniziative intraprese dalla Rete Italiana LCA, particolarmente rilevante è il Convegno nazionale annuale al quale prendono parte le più importanti realtà del settore operanti sul tema del Life Cycle Assessment. Le sedi in cui si è svolto il convegno annuale dalla costituzione della Rete Italiana LCA sono state: ENEA Bologna (2006), Università degli Studi "G. d'Annunzio" Pescara (2008), Università degli Studi di Palermo (2009), dell'Università degli Studi di Padova (2010), ENEA Roma (2011), Università di Bari (2012), Politecnico di Milano (2013), Università degli Studi di Firenze (2014), Stresa e EXPO (2015).

Il Convegno del 2016, organizzato a Ravenna, rappresenta il X Convegno della Rete Italiana LCA e il V Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA e, dopo l'esperienza internazionale dell'anno scorso, torna ad essere il principale momento di confronto delle realtà nazionali operanti nell'ambito della metodologia LCA. Il Convegno quest'anno si svolge con il patrocinio di Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, SETAC Italian Branch, Società Chimica Italiana, Università degli Studi di Bologna Campus di Ravenna e Fondazione Flaminia per l'Università in Romagna; usufruisce, inoltre, della sponsorizzazione di Cassa di Risparmio di Ravenna, Thinkstep e YARA Italia.

Il tema del Convegno annuale 2016 è il ruolo del Life Cycle Thinking nel supportare l'adozione di scelte operative e strategiche efficaci nella definizione e valutazione di prodotti/processi/servizi ambientalmente e socialmente sostenibili e nell'implementazione dell'economia circolare. In tal senso il Convegno fa il punto sulle iniziative internazionali e sui più recenti sviluppi nazionali connessi all'evoluzione metodologica e all'applicazione dell'approccio del ciclo di vita, con un particolare focus sulle novità legislative di recente approvate in Italia. In particolare, lo schema nazionale volontario Made Green in Italy (art. 21 Legge 221/15) e le linee guida attuative in materia di offerta economicamente più vantaggiosa (art. 95 del Codice degli Appalti e delle Concessioni, D.lgs n. 50/16) rafforzano il ruolo del "Life Cycle Thinking" nel panorama nazionale.

I cinquasette contributi scientifici, raccolti in questo volume e presentati durante le sessioni orali e poster del Convegno, sono stati selezionati attraverso un processo di *double peer review* a seguito di una call for paper gestita dal Comitato Scientifico della Rete Italiana LCA. Il Comitato si è occupato della selezione degli articoli e della loro revisione con una procedura analoga a quella impiegata per la pubblicazione su riviste internazionali con impact factor. I contributi qui pubblicati sono stati suddivisi in otto sezioni: edilizia, energia, agro-alimentare, prodotti e processi chimici, rifiuti, aspetti metodologici, Life Cycle Costing e Social Life Cycle Assessment. L'ultima sezione è dedicata al Premio Giovani Ricercatori LCA nella quale sono pubblicati i contributi scientifici dei primi sei classificati fra i ventiquattro giovani ricercatori che hanno partecipato al concorso.

Gli autori degli studi LCA raccolti in questo volume sono rappresentativi di diverse realtà provenienti sia dal mondo Accademico, quali Politecnico di Torino e di Milano, Università di Torino, Bergamo, Milano-Bicocca, Genova, Modena e Reggio Emilia, Bologna, Padova, della Tuscia, Siena, Politecnica delle Marche, Perugia, Chieti-Pescara, Sapienza di Roma, Roma Tre, Napoli, Bari, Mediterranea di Reggio Calabria, Palermo, sia dal mondo degli enti di ricerca pubblici e privati, come Consorzio CIMIS, CMCC, Consorzio Tre, D'Apollonia, Ecoinnovazione, ENEA, ICA, INDACO2, IRIS, RSE e STRESS scarl. Fra le affiliazioni degli Autori si trovano anche università ed enti di ricerca stranieri, quali: University of Manchester, Technical University of Denmark, Aalborg University, Hasselt University, University of Antwerp, JRC-IET (Petten), JRC-IES (Ispra), EMPA Swiss Federal Laboratories, University of Athens, University of Malta e University of Tehran.

Serena Righi (Chair del Convegno)

Maurizio Cellura (Presidente dell'Associazione Rete Italiana LCA)

Edilizia



LCA as a starting point for the design of a framework for sustainability of building technologies in an innovative perspective

Manuela Crespi[1], Giampaolo Imbrighi[1], Søren Løkke[2]

[1]Dipartimento PDTA, Università degli Studi di Roma "La Sapienza"
[2]Department for Development & Planning, Aalborg University, Denmark

Email: manuela.crespi@uniroma1.it

Abstract

The research, which presents the most significant results as regards LCA, intended to address the issue of sustainability from the point of view of building technologies and highlights the importance of a conscious design from the preliminary steps of all the environmental, social and economic issues that affect it. The case study of a building with wood based technology represented an opportunity to focus on the methodological aspects of the Life Cycle Assessment.

1. Introduction

In recent years there have been few building LCA in which it is placed the focus on the specific nature of the construction technologies, and even fewer have been developed as part of a sustainability assessment that would include a wider range of indicators related to LCA. Nevertheless, the research highlighted the need to examine in depth this topic (Alshamrani O.S., et al.: 2014, Lavagna: 2014, Takano: 2014).

The limit so far identified from a methodological approach point of view is the object of the evaluation, that is, the building intended as made up of multiple systems, elements and materials and with its life cycle involving different stakeholders with different levels of technical knowledge. Indeed, the sustainability assessment involves stakeholders from production processes, through management and to end of life processes.

Furthermore some limits has been higlighted regarding building sustainability assessment methodologies involving for example environmental indicators and how they should deal with other national and European design requirements. In fact, in national certifications, e.g. the ITACA Protocol, there is a lack of reference benchmarking except for the energy consumption in the use phase, and material resource is assessed by a methodology not acknowleged by European Standards or by the use of Environmental Product Labels (EPD), necessarily restricted to very specific components or elements in the whole building (B4.7 and B4.11 UNI/PdR 13:2015). For example, in wood based technologies the need of specific EPD's are even more evident.

The solution was then approached by translating the assessment on the technological scale, where many of the sustainability performances takes place

(e.g. indoor quality and passive energy control). Then, the design of a framework for the assessment of sustainability of construction technologies has been developed with the scope of supporting the building design process allowing to focus on the criterion of Efficiency in order to avoid the so-called "point of no return" (Brunsgaard, 2016). The tool is called T-BICT: Tool for Building Innovative Construction Technologies, where the innovative term refers precisely to the ability of a construction technology to bring new sustainability solutions.
The T-BICT has been designed to assess the ample spectrum of sustainability performances related to construction technologies in the categories of Comfort, Safety and security, Social Environment and Efficiency quality and includes 28 criteria (henceforth called "indicators*"). The T-BICT is not designed as a linear evaluation system but it has been coinceived as a flexible tool with different design approaches, which may favor the use of passive systems and more efficient building technologies with the aim to improve the sustainability of the building as a whole. The T-BICT framework also shows a series of patterns of relationships between the various categories and indicators in order to implement the design of sustainable technologies.

The *Environment* and *Efficiency* areas encompass the following indicators that partially require LCA methodologies to be calculated:

- Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - Product stage A1-A3;

- Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - Construction/Installation A5;

- Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - End of life stage C;

- Environmental risks related to products;

- Technology-related Life Cycle Assessment Indicator - Primary energy - Product A1-A3 concerning impact categories: PEnr, Petot, FOr / Petot;

- Energy-related indicators that affect energy consumption in the use phase.

A literature review on LCA and results on a comparison between two building LCA, which both led to the design of these indicators, are expounded in the next chapters.

2. LCA and sustainability certifications in relation to construction technologies

From a point of view of the methodological assumptions, among the few sustainable building assessment systems that include LCA, only DGNB expressly requires the use of five indicators ODP, AP, EP and POCP GWP corresponding to the EDP requirements. The specific reference to the legislation is explicit (EN 15643-1, EN 15643-2 and EN 15978) for life cycle stages and for the functional unit reference (net floor area in m^2 and 100 years of lifespan).

Neverthless, previous studies on building LCA has suggested to focus more on the initial methodological assumptions (i.e. goals, functional unit, system boundaries and the different life cycle stages) in order to address the different sustainability performances as part of a global perspective enabling the optimization of sustainable design from the earliest steps. These considerations have been already brought to light in some studies relating to the definition of "Net Zero Energy Building". In the design stage and construction of the building multiple variables are put into play with reference to alternative technological solutions that may affect the energy performance in passive form. This is not always highlighted during the LCA in which, on the contrary, the renewable energy systems, heating systems and indoor comfort solution control are very rarely taken into account in the Cradle to Gate stage of building LCA, making building materials more demanding in term of environmental impacts (Paleari, 2013).

Even more, the heterogeneity of examples of LCA on specific technological systems, as wooden based building, or on building construction technologies demonstrates how LCA cannot be limited to standard requirements, suggesting the use of other approaches. Piccardo 2013), reporting a table on n. 21 LCA studies on buildings, higlights the different functional units and buildings' characteristics (number of storey, floor area, height, lifespan). Ximenes 2012) discuss the results on GHG outcomes in the Cradle to Cradle phase of wood products and other building materials for 2 popular house designs in Sydney, Australia (single storey and 2 storey building). This study underlines that assumptions about extent of decomposition in landfills made a very significant difference to GHG outcomes, thus recommending the use of other indicators as biodiversity, water emissions and human toxicity (landfilling). Gonzalez Garcia 2012) compare alternatives of a ventilated wooden wall after improvement by the following indicators AD, AC, EP,GW, OD, PO and toxicological categories such as HT, FE, ME, TE. Pajchrowski 2014 analyses and assesses potential environmental advantages of using wood in construction of houses; wood and wood-based materials, are the only ones from among the analysed building materials, that have shown an environmental benefit both from the ‘‘cradle-to-gate’’ and ‘‘gate-to-grave/reincarnation’’ perspective. Sigrid Norby 2013) and Stazi 2014) compare performance behaviour of different building technologies during the use stage, included those wooden based. Sigrid Norby 2013) point out how hygrothermal simulations of the envelope materials ought to be included into a broader and context of energy efficiency and indoor air quality analysis and LCA in order to combine environmental impacts (Stazi 2014).

Furthermore, in the assessment systems environmental impacts are evaluated also by other indicators, shifting from materials to building parts scale. The B.4.10 indicator of the ITACA Protocol refers to reuse and dismantling strategies, while the DGNB provides a risk assessment under REACH model regarding the use of materials and substances contained in each type of building product in order to protect human health. LEED and the ITACA Protocol refer also to Heat Island Effect, by the use of design criteria about opaque elements of the envelope to reduce the heat input on the urban microclimate.

3. Materials and methods

An LCA on a case study represented by a kindergarten with a wooden based technology have been carried out (1). The goal was to analyze if the methodology provided by the DGNB could be an effective supporting tool in the design process.

The scope of this building assessment (1) was to calculate the 5 impact categories, , for each of the life cycle phases: Production (A1-A3), Construction (A5), and Use - substitution of materials (B4) and energy consumption (B6). The end of life phase (C) and scenarios outside the boundaries of the system (D) were not considered in this case study because it has been considered negligibile within a sustainability assessment used for investment and management strategies for schools.

The functional unit is the net floor area of the building of 750m^2 (the volume is approximately 3.860 m^3). The construction system is composed by wooden framed load bearing panels with interposed insulation and the roof is made of laminated wood beams with a ventilated roof cladded by galvanized sheet aluminum panels. The building is equipped with a heating radiant floor, powered by a gas boiler, in all areas except in the toilets, in which there are electric radiators. The initial data were made available directly from suppliers and by the construction firm. Considered useful life is 50 years.

Modeling and inventory lifecycle LCI have been structured so as to be able to identify each category (eg. enclosing elements) and single technology units (eg. vertical enclosure elements), being this classification included in the T-BICT framework. The database Ecoinvent v.3, recently updated as regards the wood-based products and the EPD method (2013) has been used.

The results regarding the indicator GWP has been compared to another LCA whose object of the evaluation is a residential development composed of 4 NZEB building with reinforced concrete technology.

Table 1 shows how can be strategic the choice of the Time-horizon and how the DGNB requirement to calculate on 100 yrs can be unfavourable for some building technologies. This has allowed to establish the importance of providing the specific indicators for the construction technologies. In fact, the concrete building, albeit with a less efficient technology from an environmental point of view (double impact during production compared to the case study), got the same impact results in the whole life cycle because of the use of renewable energy systems during the use phase even if the assessment in both cases did not take account of the impacts of systems during the production and maintenance, as happens in practice dued to a lack of reliable data.

Table 1: Comparison between the 2 buildings LCA - Results for GWP ($kgCO_2eq/m^2a$)

Stages	**Case study (50yrs)**	$kgCO_2eq/m_2$	**NZEB (100yrs)**	$kgCO_2eq/m_2$
Production A1-A3	10.52	525.91	10.00	1.012
Construction A4-A5	0.55	27.5	1.52	152
Use B1 e B4	8.83E-03		1.70	
Use B6	31.25		5.62	
Total	**42.32**		**19.00**	

4. Results

This conclusions suggested the identification of three following indicators* summarizing the results of the 5 impact categories and related exclusively to building technologies classified by Categories and Technological Units, for which the environmental impacts are measured at each stage of the building life. This approach has been chosen to back up the best design in relation to other sustainability requirements identified in T-BICT:

- Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - Product stage A1-A3

- Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - Construction/Installation A5

- Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - End of life stage C

During the research development, a second LCA (2) has been made which represent the first indicator calculated for each building elements of the case study building (called Technological Units, i.e. External load bearing walls, Roof, Partitions).

The Functional unit is measured per square meter of technological unit with a useful life according to the ISO 15686 standard and the characteristics of which are given by the performance identified by the other criteria of the T-BICT framework. The detailed description of the performances of the technological unit is critical, not only to define the system boundaries but, above all, to reason out on the role of that particular technological element with respect to the composing material and their functions. An example is the relationship between the type of foundation and the elevation structure as the lighter is the latter less foundation material will be necessary.

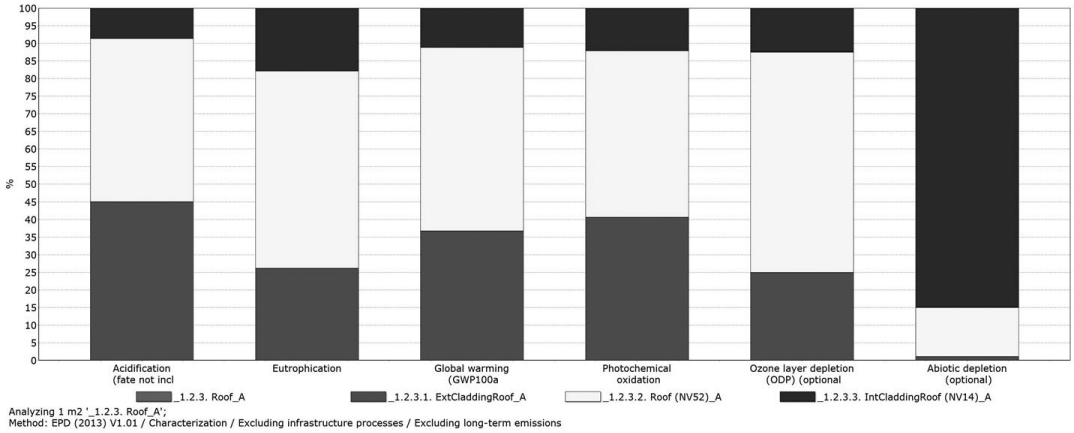


Figure 1: results from LCA for each Technological Units (2) - Roof. Method EPD 2013 - %

Figure 1 shows how this kind of assessment can be effective to support design choices i.e. calculating the percentage of different components of a Technological unit - *Roof*.The second indicator, *Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - Construction/Installation A5,* relates to the construction phase on site of the building components, of course, restricted to construction activities excluding transportation. This type of assessment, not carried out in this research, has some limits because these activities depends on many factors which are difficult to evaluate in square meters and therefore it is difficult to make an inventory of emissions and resources due to such activities. However, some of them can be assessed per cubic meter as the excavation of the foundation. The assessment is a first step on this topic in order to have in the future more and more reliable data, limiting to a draft inventory analysis, at least descriptive, to identify the relationship between building technologies, activities construction and pollutant emissions. The indicator on the other hand is closely correlated with efficiency of the processes (i.e. site impact assessment), which suggest the possibility of being used in sync with the sustainable buildings assessment tools.

The third indicator *Technology-related Life Cycle Assessment - Environmental impacts - End of life stage C,* also calulated with an LCA methodology has to be combined to qualitative indicators such as B.4.10 indicator of the ITACA Protocol, but focusing on reuse and dismantling strategies of in a view of a more accurate assessment that can support the design of technologies.

Some possible criteria are listed below:

- *Easy removal of single components of building elements;*
- *Use of flexible connective elements to allow the reversibility and then disassembly and reassembly*
- *Ease of selection and separation of sinlge materials (e.g. Metals, electrical cables, plastic, wood, etc ...);*

- *Reduction and simplification of the tools and equipment for disassembly;*
- *Reduction of the complexity of the single components especially regarding scale and weight;*
- *Use as much as possible of modular dimensions.*

These three indicators are accompanied by the *Technology-related Life Cycle Assessment Indicator - Primary energy - Product A1-A3* concerning impact categories: PEnr, Petot, FOr / Petot. The choice of including this impact categories in a different indicator resides in the importance that has reached in recent years the definition of Net Zero Energy Building and therefore to consider in the design process both energy consumption at the production stage and the contribution of building technologies in a passive form in use stage.

Regarding an LCA during the Use stage of the entire building, it cannot be calculated on a building technological element scale but the capacity of a particular technological Unit to decrease the power consumption in the operating phase by reducing the use of heating systems, has to be consider in a complete sustainability assessment. For this reason it was also introduced in the T-BICT the evaluation criterion: *Energy-related indicators that affect energy consumption in the use phase*. The criterion refers to other indicators of T-BICT in the categories of Hygrothermal and Visual Comfort:

- Median thermal transmittance coefficients

- Thermal Bridges

- Dynamic thermal characteristics

- Solar heat protection

- Air permeability class

- Visible trasmittance

and also to other criteria which refers to: *Heat island effect reduction* through the use of strategies indicated by the LEED certification for buildings v.4:

- Use of greenroofs;

- Use of integrated energy generation systems, such as solar collectors or photovoltaic modules;

- Use of so-called "cool roofs" with coating materials for roofs with high solar reflectance value of the Index (SRI) (at least 33% after 3 years of use of the material itself).

Among the aforementioned environmental impact indicators, which imply in part the use of LCA methods, the T-BICT includes the criterion: *Environmental risks related to products*, based on Regulation n. 1907/2006 REACH. In fact, Declarations of Performance (DoP) for building materials contain information on hazardous substances in accordance with the Regulation (Articles 31 and 33) (Askham C. 2012).

The evaluation criterion refers not only to the mentioned Regulation, but also to what is stated by the Nordic Ecolabel and the German GISCODEs which ranks products on account of the level of risk to human health.

The criterion, *Environmental risks related to products,* consist of the description of materials and products that shall not be used and 4 quality levels of assessment are established. The highest level of quality corresponds to the one with the lowest risk for the environment and human health. Product Declarations and specific test certificates must be produced to confirm these quality levels.

5. Conclusions

Results, shown at different scale of the analysis (building and technological elements), highlight the importance of making explicit the results for each phase of the life cycle, especially in view of the definition of a Zero Impact building. Reduce the contribution of the production phase in lowering environmental impacts it is fundamental to avoid a zero budget solely due to the overproduction of energy from renewable sources system (Lützkendorf T. et al., 2014).

Likewise, it has to be reminded to give relevance to the modelling and assumptions so as to produce homogeneous and comparable results and, at the same time, to continue to follow up the inventory databases, dued to the difficulty to find information about some materials (e.g. breather membranes or vapor barriers). This, in order to avoid binding the building LCA in the production phase to the EDP and consequently losing the relationship between the other sustainability performances specific of construction technologies.

The research then suggests a more rigourous and transparent approach including the use of *Technology-related LCA* indicators* which can be a strategic key in the design process, especially in the early steps. In fact, during the whole building assessment on the case study relationships with other T-BICT indicators have been highlighted, confirming the idea that sustainability can not transcend from a holistic view that has always been at the base of the architectural design.

The assessment of environmental impacts using the LCA method is certainly the most recent area of evaluation in terms of its application, being confined in research studies and in a small number of certifications. Neverthless, the validity of the method still needs to be strengthen, especially as regards the robustness of inventory data and benchmarking levels, especially about building technologies. The latter aspect is critical because of the few databases available that are not always of public domain.

Further case studies will be needed to carry on a debate addressed to LCA methodologies included in sustainable building assessment given that LCA indicators will be definitely part of the european legislative framework in the next future.

6. Bibliography

Alshamrani o.S., et al., 2014. Integrated LCA-LEED sustainability assessment model for structure and envelope systems of school buildings. Building and Environment. Vol 80. 61-70.

Askham C., 2012. REACH and LCA - Methodological approaches and challenges. The International Journal of life cycle assessment. Vol 17 No. 1.

Brunsgaard C., 2016. Sustainability Certification (DGNB) and Design Process in the Case of four Healthcare Centres Rehva World Congress: CLIMA2016 Conference Proceeding. Aalborg (DK), 22-25 may 2016.

CEN 2011, EN 15643-2 Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 2: Framework for the assessment of environmental performance

CEN 2011, EN 15978 Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method

DGNB GmBH, The DGNB System, www.dgnb-system.de

Caroline D. Frenette, et. al., 2010. Environmental Evaluation of Timber Buildings using Life Cycle Assessment Methodology. Proceedings of the International Convention of Society of Wood Science and Technology and United Nations Economic Commission for Europe – Timber Committee. Geneva, Switzerland, 11-14October 2010.

Gonzalez Garcia S., et. al., 2013. Environmental assessment and improvement alternatives of a ventilated wooden wall from LCA and DfE perspective. J. of cleaner production. Vol. 54, 244-252.

Kellenberger, D, & Althaus, HJ, 2009. Relevance of simplifications in LCA of building components. Building and Environment. no. 44, 818–825.

Lavagna M., 2014. Sviluppi degli studi LCA in edilizia: potenzialità di diffusione e ampliamento degli indicatori ambientali e dei confini di sistema. Atti del VIII Convegno della Rete Italiana LCA. Firenze (Italia), 19-20 giugno 2014, 123-129.

Lützkendorf T., et al., 2014. Net-zero buildings: incorporating embodied impacts. Building Research & Information, Vol. 43 No.1, pp. 62-81.

Pajchrowski G. et al., 2014. Wood as a building material in the light of environmental assessment of full life cycle of four buildings. Construction and Building Materials Vol. 52, 428–436.

Paleari M., Lavagna M., 2013. Life Cycle Assessment and Zero Energy Residential Buildings. Atti del VI Convegno della Rete Italiana LCA, Roma (Italia), 27 settembre 2012, 156-162.

Piccardo C., 2013. The Environmental Profile of Wood in the Building Industry Today: Comments on the Results of Some LCA Studies. American Journal of Civil Engineering and Architecture. Vol. 1 No. 6, pp. 122-128.

Prassi di Riferimento UNI/PdR 13:2015. Sostenibilità ambientale nelle costruzioni - Strumenti operativi per la valutazione della sostenibilità.

Sigrid Nordby A., Shea A.D., 2013. Building materials in the operational Phase. Journal of Industrial Ecology. Vol. 17, No. 5, pp. 763–776.

Stazi F., et. al., 2014. Energy, comfort and environmental assessment of different building envelope techniques in a Mediterranean climate with a hot dry summer. Applied energy. Vol. 134 pp. 176-196.

Swann C., 2002. Action Research and the Practice of Design. Design Issues. Vol. 18, No 2 MIT press.

Takano, A., 2014. A multidisciplinary approach to sustainable building material selection: A case study in a Finnish context. Building and Environment Vol. 82, 526-535.

Ximenes, F. A., 2013. Quantifying the greenhouse benefits of the use of wood products in two popular house designs in Sydney, Australia. Int Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 18, 891–908.

Strumenti LCA di supporto al settore delle costruzioni

Anna Dalla Valle, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email: **anna.dalla@polimi.it**

Abstract

Il metodo LCA, grazie alle sue caratteristiche di sistematicità e scientificità, costituisce oggi per il settore delle costruzioni un riferimento sempre più diffuso ai fini della valutazione delle prestazioni ambientali degli edifici, sia per la misura delle prestazioni a valle della costruzione, sia per confrontare le diverse opzioni in fase di progetto. Rispetto a questa seconda dimensione, la peculiare complessità del prodotto "edificio" rispetto ad altri prodotti industriali ha orientato la ricerca del settore alla messa a punto di software per l'elaborazione di valutazioni LCA atti a semplificare il processo di calcolo, facilitando l'utilizzo da parte dei progettisti e agevolando quindi l'introduzione del criterio dell'efficienza ambientale come elemento di scelta fin dalle prime fasi dei processi decisionali. Il paper restituisce i risultati parziali di una ricerca volta ad analizzare le caratteristiche dei principali software disponibili sul mercato, con particolare riferimento a quelli più diffusi a livello europeo, delineandone criticità e potenzialità.

1. Introduzione

Il settore delle costruzioni è il principale responsabile degli impatti ambientali prodotti sul pianeta, in ragione dell'elevato consumo di suolo, risorse naturali ed energia e l'elevato rilascio di emissioni in terra, aria e acqua. Esso rappresenta il settore industriale che influisce maggiormente sul carico esercitato sull'ambiente e, di conseguenza, le azioni intraprese in edilizia assumono una rilevanza significativa in una prospettiva di sostenibilità ambientale. A differenza degli altri prodotti industriali, gli edifici rappresentano sistemi estremamente complessi, non replicabili (neppure quando sono realizzati con gli stessi prodotti edilizi) e strettamente relazionati alla collocazione geografica, alla posizione climatica, alle esigenze di progetto, ai modi d'uso: ogni edificio è diverso dall'altro e costituisce un unicum fortemente influenzato dal contesto.

Numerose sono le azioni promosse al fine di sensibilizzare e indurre architetti, ingegneri e, in generale, i professionisti del settore a misurarsi con i temi dell'efficienza ambientale, tenendo conto della complessità del settore. In questa direzione sono stati sviluppati, da parte di numerosi enti pubblici e privati, istituzioni accademiche e amministrazioni pubbliche, strumenti di supporto alla valutazione dell'impatto ambientale e di orientamento delle decisioni nelle diverse fasi del processo edilizio.

Attualmente gli strumenti più diffusi all'interno delle pratiche professionali sono costituiti dai cosiddetti "Rating Systems", ossia sistemi a punteggio quali LEED, BREEAM, Protocollo Itaca, DGNB, che si presentano come sistemi di indicatori a cui viene abbinato un punteggio in relazione al livello di corrispondenza della soluzione proposta con i requisiti prestabiliti. Il limite di questi strumenti, però, è quello di appiattire la progettazione attorno ad alcune indicazioni, dal momento

che si fornisce un elenco specifico di aspetti da includere o escludere all'interno del progetto. Inoltre i Rating Systems consentono soltanto parzialmente di esprimere una valutazione della performance ambientale dell'edificio considerando gli impatti ambientali generati nell'intero ciclo di vita.

Tuttavia è possibile osservare come negli ultimi anni, l'introduzione di apparati normativi e di sistemi di certificazione, orientati a considerare le implicazioni ambientali delle scelte progettuali nell'intero ciclo di vita di un edificio, abbia posto anche nell'ambito della progettazione il problema di affrontare la questione dell'efficienza ambientale facendo riferimento alla metodologia LCA. Dal momento che, soprattutto per i progetti di grandi dimensioni, la valutazione LCA consiste in un'operazione complessa e che richiede un'ingente quantità di tempo, sono stati messi a punto, a supporto delle strutture di progettazione e dei diversi operatori coinvolti nella filiera, numerosi tools e software per ridurre lo sforzo richiesto e affiancare il processo decisionale durante l'iter progettuale. In questo modo, il metodo LCA, tramite una valutazione integrale dei consumi e delle emissioni inquinanti derivanti, fornisce le informazioni ambientali di supporto alle scelte di progetto, sia per materiali e componenti edilizi che per soluzioni tecnico-costruttive e impiantistiche.

Bisogna riconoscere alcune limitazioni che condizionano la diffusione del LCA nella pratica professionale. La scarsità di meccanismi premiali basati sulla valutazione LCA costituisce sicuramente un limite, anche se la situazione è destinata a cambiare dal momento che strumenti come LEED, BREEAM e DGNB stanno integrando al loro interno l'uso del LCA per il calcolo di alcuni indicatori. Al giorno d'oggi, non esistono certificazioni ambientali di edificio puramente basate sul LCA e, all'interno del processo di progettazione, soltanto in alcuni casi particolarmente virtuosi, la valutazione LCA viene utilizzata per la sua capacità di dimostrare al cliente la "green-ness" della soluzione proposta e giustificare le decisioni a lungo termine (AIA, 2010). Un'altra evidente limitazione è costituita dalle carenze d'informazione dei database adoperati, mancanze e inadeguatezze che inducono i professionisti a servirsi di più fonti o ad avvalersi di proprie ipotesi. Altro limite, non meno rilevante, è la mancanza di valori di riferimento delle prestazioni ambientali degli edifici in ambito LCA; tali valori costituiscono un elemento indispensabile per consentire il confronto degli impatti ambientali e stabilire quindi il livello di efficienza ambientale del progetto. Questa limitazione, come la precedente, verrà ridimensionata e superata con la progressiva diffusione del LCA all'interno delle pratiche professionali e tramite la maggiore disponibilità dei profili ambientali dei prodotti.

2. Strumenti/software LCA per l'edilizia

La ricerca, eseguita all'interno del panorama internazionale, ha indagato i numerosi software LCA disponibili sul mercato, sviluppati al fine di agevolare l'iter progettuale e orientare il processo attraverso la valutazione degli impatti ambientali prodotti dal settore delle costruzioni. Come anticipato, tuttavia, all'interno delle pratiche progettuali essi vengono generalmente adoperati a progetto finito, quando sono stati definiti tutti i materiali da costruzione con le relative quantità. L'intento di influire sul processo decisionale viene in questo

modo ridotto se non annullato, dal momento che solo in rari casi viene utilizzato come strumento di confronto tra alternative e di supporto reale alle decisioni di progetto. Per favorire l'inserimento degli strumenti LCA fin dalle prime fasi del progetto e permettere quindi ai progettisti di effettuare scelte più consapevoli in termini di impatti ambientali, i diversi software, elaborati nel rispetto degli standard EN 15804/15978, tendono a semplificare il processo di valutazione, offrendo strumenti accessibili e comprensibili ad un pubblico più ampio. I principali destinatari di tali software sono i progettisti, soprattutto architetti, ma anche i produttori e i consulenti ambientali.

Il processo base di funzionamento tipico per i software LCA per l'edilizia è costituito dall'immissione da parte dell'utente di dati di input, tra cui i materiali da costruzione (espressi in volume o in peso) presenti nel progetto. A ognuno di essi vengono attribuite le prestazioni ambientali desunte dalle banche dati disponibili, che vengono poi sommate, pesate e normalizzate secondo la metodologia LCA interna al software stesso. I risultati prodotti dai diversi strumenti risultano quindi fortemente influenzati dal database LCI e dal metodo LCIA, elementi che in alcuni casi possono essere scelti e/o importati manualmente all'interno del software stesso. È noto che analisi LCA, prodotte con i medesimi dati in input e le medesime ipotesi, ma utilizzando software diversi, possono portare a discrepanze nei risultati e, di conseguenza, a conclusioni divergenti. Attualmente, però, ci sono scarse informazioni disponibili per capire quanto la scelta del programma utilizzato possa influire sui risultati LCA. Nell'ottica di un crescente utilizzo e diffusione della valutazione LCA all'interno della pratica professionale, sarebbe opportuno affrontare, comprendere e risolvere tale problema, al fine di giungere a valori comparabili e a interpretazioni univoche.

Data la complessità del settore delle costruzioni e il loro stretto legame con il luogo di appartenenza, gli strumenti per la valutazione LCA degli edifici si riferiscono generalmente a un contesto nazionale, sia per quanto riguarda il rispetto delle normative che per la scelta delle banche dati, anche se alcuni di essi vengono concepiti nell'ottica di una visione più allargata. La ricerca, condotta a livello globale, viene restituita in modo parziale, analizzando alcuni degli strumenti LCA di supporto alla progettazione presenti in Europa. In particolare vengono restituite le caratteristiche dei software Legep per la Germania, Ecosoft per l'Austria ed Elodie per la Francia. La scelta deriva dall'individuazione delle nazioni all'avanguardia riguardo all'uso del LCA in edilizia e dall'identificazione degli strumenti più diffusi nei rispettivi contesti di appartenenza. Altra motivazione determinante è costituita dal fatto che si tratta di strumenti di emanazione ministeriale oppure espressamente citati all'interno dei sistemi a punteggio.

Per ognuno dei software viene esplicitato:

- il contesto di riferimento, ossia se deriva da un'iniziativa presa dall'alto o no e in tal caso il processo che ne ha portato la nascita;
- il costo, indice del grado di accessibilità e di diffusione del prodotto;

- il livello di approfondimento dell'analisi, ossia se è possibile stabilire il grado di dettaglio da raggiungere in relazione ai dati di input e di output;
- i database adoperati, indicando in particolare se sono aggiornati con le EPD nazionali e se richiamano nomi di prodotti specifici;
- gli indicatori ambientali in uscita;
- ulteriori potenzialità, quali la possibilità di includere gli impianti all'interno del sistema, di effettuare la valutazione dei costi lungo l'intero ciclo di vita o le funzioni di interoperabilità del software stesso.

2.1 Legep in Germania

Legep è uno strumento di analisi del ciclo di vita che supporta, mediante un approccio integrato, i team di progettazione durante l'elaborazione, costruzione e valutazione di edifici nuovi o esistenti. Esso è il risultato di un progetto di ricerca promosso da DBU - Deutsche Bundesstiftung Umwelt che, nel corso degli anni, ha visto l'implementazione e il perfezionamento sia del software che del database. Esso è suddiviso in relazione alle diverse fasi del ciclo di vita e permette di stabilire il fabbisogno energetico per il riscaldamento, l'acqua calda, l'energia elettrica e il relativo costo, nonché di comprendere i flussi dei materiali in ingresso e in uscita, nel rispetto delle norme DIN EN ISO 14040-44.

All'interno del software, l'edificio può essere descritto utilizzando elementi preassemblati, contenenti tutti i dati relativi al costo, all'energia, al flusso di materiali e alla valutazione d'impatto, oppure definendo manualmente le stratigrafie costruttive, cambiando gli strati e le descrizioni degli elementi. Al contrario, se l'utente vuole utilizzare elementi "preconfezionati", sono disponibili circa 6.000 tipologie tipiche per il settore edilizio. La versione completa per la prima licenza Legep è disponibile sul mercato all'interno di quella che viene definita come fascia alta dei costi (maggiore di 5.000 €), ma sono presenti a prezzi più accessibili la versione studenti e la versione formazione. Queste licenze limitate hanno durata di un anno, non sono espandibili e aggiornabili e risultano funzionalmente ridotte, ad esempio per il fatto che non è possibile inserire informazioni specifiche e viene disattivata l'esportazione di alcuni dati.

Tramite il software è possibile scegliere la versione standard o la versione light, con la possibilità di eseguire un calcolo separato in base alle fasi parziali o totali del ciclo di vita. Legep si basa sull'unione di diversi software, ciascuno dei quali è caratterizzato dalla propria banca dati. Per l'inventario dei materiali esso si appoggia sul database ministeriale Ökobau.dat o, in alternativa, sul database Ecoinvent. Il primo, accessibile gratuitamente, si riferisce al contesto tedesco, descrivendo il profilo ecologico dei materiali da costruzione e dei trasporti e fornendo sia set di dati generici che dati specifici dei produttori. Allo stato attuale, Ökobau.dat prevede informazioni ambientali per più di 700 prodotti per l'edilizia, definite in conformità con la norma DIN EN 15804. Ecoinvent, invece, è il database leader mondiale per quanto riguarda le informazioni ambientali, includendo non solo quelle relative all'edilizia ma anche di altri settori industriali. Esso contiene i profili ambientali di migliaia di prodotti, che sono annualmente affinati e aggiornati.

Per quanto riguarda i costi, essi vengono stabiliti tramite il database sirAdos, conforme alla norma DIN 18960 e pubblicato ogni anno con prodotti specifici, così come con le indicazioni delle attività per nuove costruzioni, ristrutturazioni e operazioni di manutenzione.

Gli indicatori ambientali forniti dal software rispecchiano quelli presenti nella norma EN 15804 e EN 15978, tra cui il riscaldamento globale, l'acidificazione, la formazione fotochimica di ozono, la riduzione dello strato di ozono, l'eutrofizzazione, il consumo di energia primaria da fonti rinnovabili e non rinnovabili, ecc. Per ogni fase del ciclo di vita analizzata, l'utente può decidere se visualizzare tutti gli indicatori contemporaneamente o solo parzialmente a seconda delle necessità dello studio LCA.

Legep è uno strumento di supporto alla progettazione che permette non solo una valutazione LCA dei progetti, ma anche una valutazione LCC. Questi obiettivi vengono raggiunti tramite l'utilizzo di 5 moduli integrati nel software, costituiti rispettivamente da: Costi, Energia, Life Cycle Costs, Life Cycle Assessment, Materiali e salute. Inoltre, è compatibile con il sistema tedesco di certificazione ambientale DGNB, con quello per l'edilizia sostenibile BNB, oltre che con lo standard GAEB per lo scambio dei dati tra gli attori del processo.

2.2 Ecosoft in Austria

Ecosoft è un software per la valutazione ambientale di sistemi costruttivi ed edifici sviluppato a partire dal 1998 da IBO. Il suo utilizzo viene promosso come strumento di supporto alla progettazione di edifici residenziali dal governo austriaco, che fornisce finanziamenti ai progetti che dimostrano di essere a ridotto impatto ambientale. Per ampliarne la diffusione sul territorio, inoltre, esso è stato convertito in uno strumento online, in modo tale da agevolarne il commercio, ridurne i costi di manutenzione e aggiornarlo costantemente con i database dei profili ambientali. Basato su Microsoft Excel, esso consente la scomposizione dell'edificio secondo i diversi pacchetti tecnologici, composti dalle diverse stratigrafie dei vari materiali. Per ogni strato l'utente indica lo spessore, oltre che la quota percentuale in volume del materiale presente nello strato. Successivamente seleziona dalla banca dati il rispettivo materiale da costruzione, assegnando in questo modo la massa volumica e la durata del materiale, parametri che in realtà possono essere modificati per ciascun elemento. La versione completa del software rientra nella fascia bassa dei costi (inferiore ai 500 €), ma è disponibile anche una versione educativa e un test gratuito, grazie al quale dopo aver effettuato il login è possibile editare il proprio edificio.

Il software permette di effettuare un'unica tipologia di studio, anche se l'utente è libero di decidere se considerare l'intero ciclo di vita o se focalizzarsi su una o più fasi specifiche. La banca dati IBO di riferimento (adattamento alla situazione austriaca del database Ecoinvent) include attualmente oltre 500 materiali da costruzione, ciascuno dei quali comprende 30 diversi indicatori ambientali, tutti elaborati mediante il programma SimaPro basato su CML2 Baseline 2001.

Il metodo di calcolo è quindi unitario e considera tutti i processi che interessano il prodotto fino al cantiere, permettendo di stimare l'impiego di materiali, trasporti ed energia, così come le emissioni in aria, nel suolo e in acqua e la produzione di scarti e rifiuti. La banca dati viene costantemente aggiornata e arricchita tramite la piattaforma digitale gratuita Baubook, che contiene oltre 3.500 prodotti con le relative EPD disponibili e dove i produttori hanno la possibilità di eseguire un'autocertificazione. In un futuro, probabilmente saranno implementati all'interno del sistema anche altri database, come ökobau.dat, per offrire una scelta sempre più ampia ai professionisti del settore.

Gli indicatori ambientali in uscita sono principalmente tre: il riscaldamento globale, l'acidificazione e il consumo totale di energia primaria non rinnovabile. Da questi viene poi ricavato l'indice ecologico delle costruzioni edilizie $OI3_{Kon}$ calcolato per 1 m^2 di struttura e compreso tra 0 e 100 punti. Nei prossimi mesi questi indicatori ambientali verranno implementati con quelli già inclusi all'interno della banca dati Baubook, tra i quali: l'eutrofizzazione e la creazione di ossidanti fotochimici.

Ecosoft permette di valutare le prestazioni ambientali degli edifici e i relativi impatti, includendo i sistemi HVAC, per cui è in corso lo sviluppo di nuovi eco-indicatori specifici e può essere esportato in altri programmi ad esempio per il calcolo delle prestazioni energetiche degli edifici, offrendo un'ampia gamma di applicazioni. Debolezza principale del sistema è però la mancata possibilità di eseguire il Life Cycle Costing del progetto e l'attuale carenza di interoperabilità con gli strumenti comuni utilizzati da architetti ed ingegneri, quali CAD e BIM, funzioni che però si prevede di integrare in un prossimo futuro.

2.3 Elodie in Francia

Elodie è un strumento atto alla valutazione delle prestazioni ambientali di un edificio durante l'intero ciclo di vita. Esso è stato sviluppato dal CSTB, che nel 2008 ha messo online la versione beta del software. In questo modo, prima di metterlo in commercio, è stato testato da numerosi studi di progettazione e responsabili di progetto che, attraverso la grande quantità di feedback, hanno permesso di migliorare lo strumento. Le licenze sono state rilasciate ai progettisti a partire dal 2010, dopo un corso di formazione obbligatorio per il suo utilizzo, al fine di evitare i pericoli legati alla distribuzione gratuita del prodotto. Il software, costituito da una struttura modulare, consente di calcolare l'energia incorporata, le emissioni di gas serra, i rifiuti generati, il consumo di acqua, ecc. durante l'intero ciclo di vita. Inoltre esso è in grado di mostrare le informazioni relative al comfort acustico, alla qualità dell'aria interna e al costo complessivo della costruzione. Anche in questo caso l'edificio viene suddiviso in una serie di pacchetti tecnologici, all'interno dei quali vengono inseriti i vari materiali, espressi in volume, peso o superficie. Questo passaggio non è necessario all'interno della versione completa del software che include la possibilità di importare direttamente il modello BIM del progetto. La licenza integrale, costituita da Elodie ed eveBIM, è disponibile sul mercato all'interno della fascia media dei costi, ma il prezzo varia in relazione al numero di utenti. È stata poi mantenuta la versione beta del software accessibile gratuitamente online.

Prima di iniziare l'utente può scegliere se eseguire una valutazione semplificata o una valutazione completa del progetto, anche se la loro definizione non corrisponde con quella fornita da EeBGuide. Il software si interfaccia direttamente con il database interno INIES, che include circa 400 EPD (chiamate in francese FDES) per i materiali da costruzione e circa 300 PEP per apparecchiature elettriche, elettroniche e impianti HVAC. Entrambe le informazioni ambientali vengono calcolate considerando l'intero ciclo di vita dei prodotti, dall'estrazione delle materie prime alla fase di fine vita, includendo i carichi ambientali dovuti ai trasporti, alla messa in opera, all'utilizzo e alla dismissione del prodotto. Tutte le informazioni presenti nel database vengono fornite volontariamente dai produttori e dalle associazioni di settore sulla base dell'analisi del ciclo di vita, conforme ai requisiti normativi francesi ed europei.

Gli indicatori ambientali in uscita, definiti in coerenza con il metodo CML 2001, sono quindici: l'energia primaria totale, somma tra l'energia rinnovabile e non rinnovabile, l'esaurimento delle risorse abiotiche, il consumo di acqua, i rifiuti pericolosi, non pericolosi e inerti, il riscaldamento globale, l'acidificazione, l'inquinamento atmosferico, l'inquinamento delle acque, la riduzione dello strato di ozono, la creazione di ozono fotochimico e l'eutrofizzazione. Altri indicatori stanno per essere implementati in accordo con lo standard EN 15978.

Grande potenzialità offerta dallo strumento è quella di poter compiere uno studio ambientale completo degli edifici, rispondendo ai criteri di HQE Performance e includendo le informazioni relative al comfort acustico, alla qualità interna dell'aria e al costo complessivo del progetto. Fattore decisivo, però, è l'interoperabilità con i modelli BIM attraverso file in formato IFC. Tale compatibilità con gli strumenti comunemente utilizzati all'interno delle strutture di progettazione, consente un risparmio reale di tempo e un aumento considerevole della produttività. By-passando l'elaborazione dei computi metrici, infatti, i modelli BIM possono essere importati in Elodie, dove acquisiscono tutte le informazioni relative all'edificio lungo l'intero ciclo di vita.

3. Conclusioni

Mettendo a confronto le caratteristiche e le informazioni relative ai software LCA per l'edilizia, è evidente come lo strumento austriaco Ecosoft si presenti come quello più semplice e con minori funzionalità incorporate. Al contempo esso appare più comprensibile anche ad un pubblico non esperto (notare che è uno strumento promosso dal ministero). Legep ed Elodie sono software più sofisticati e completi e offrono all'utente maggiori funzionalità, tra cui il LCC. Nonostante le operazioni concesse all'interno di entrambi i software siano più o meno le medesime, si può affermare che Elodie permetta una maggiore ottimizzazione del processo, dal momento che risulta perfettamente interoperabile con i modelli BIM. I software presentano differenti livelli di accessibilità economica: Legep si colloca in fascia alta (costo maggiore di 5.000 €) mentre Ecosoft risulta particolarmente accessibile collocandosi nella fascia bassa (costo inferiore ai 500 €). All'interno dei tre software, inoltre, i database di riferimento sono differenti l'uno dall'altro e appaiono principalmente legati al contesto nazionale, come testimoniato anche dalla lingua del prodotto.

Unica eccezione è costituita da Legep che permette all'utente di scegliere la banca dati da utilizzare, includendo il database Ecoinvent. Gli indicatori ambientali in uscita, in versione ridotta in Ecosoft, risultano simili negli altri software, anche se non è detto che la metodologia alla base sia la medesima.

In conclusione, alcune considerazioni relativamente agli aspetti che caratterizzano l'impiego del metodo LCA in edilizia e dei software ad esso correlati. Innanzitutto la qualità delle informazioni in ingresso. Esse possono essere di fonte primaria, quando sono riferite ad EPD specifiche di prodotto, o di fonte secondaria, quando fanno riferimento ai prodotti generali presenti nelle banche dati. L'inclusione di EPD riferite a prodotti specifici, all'interno dei database adoperati nei software, porta sicuramente alla definizione di una valutazione LCA più accurata e realistica. Promuovendo la raccolta di informazioni primarie, come i software analizzati fanno, incentiva i produttori a rilasciare gli eco-profili dei prodotti, attivando un circolo virtuoso rivolto alla riduzione degli impatti ambientali. In secondo luogo la potenzialità (non sfruttata) degli strumenti di orientare le scelte dei progettisti a partire dalle prime fasi del progetto. A differenza degli altri settori industriali dove il metodo LCA può essere applicato a prodotti finiti che vengono poi migliorati e rimessi in commercio, in edilizia tale processo non è possibile. Effettuare la valutazione a prodotto finito, come generalmente avviene, aiuta sicuramente a capire l'entità del carico ambientale ma non permette ai progettisti di ottimizzare il progetto. Infine è fondamentale la compatibilità dei software LCA con quelli comunemente utilizzati durante l'iter progettuale per l'elaborazione e la gestione del progetto (strumenti tradizionali come il CAD o "all'avanguardia" come il BIM). Tale interoperabilità risulta determinante e, soprattutto in riferimento al BIM, offre enormi potenzialità per agevolare l'introduzione del LCA all'interno del processo decisionale durante l'iter progettuale.

4. Bibliografia

Ahmad Jrade and Farzad Jalaei, Tsinghua University Press, 2013. Integrating building information modelling with sustainability to design building projects at the conceptual stage.

Appu Haapio, Pertti Viitaniemi, Helsinki University of Technology, 2008. A critical review of building environmental assessment tools.

EeBGuide, 2012. Operational guidance for Life Cycle Assessment studies of the Energy Efficient Buildings Initiative.

Ricky Speck, Susan Selke, Rafael Auras and James Fitzsimmons, Yale University, 2015. Life Cycle Assessment Software: Selection Can Impact Results.

The American Institute of Architects, 2010. AIA Guide to Building Life Cycle Assessment in Practice, New York.

http://www.ibo.at; http://legep.de; http://www.elodie-cstb.fr

Life Cycle Assessment of Low Embodied Energy Advanced Insulation Materials and Insulating Masonry Components for Energy Efficient Buildings

Michele De Santis[1], Roberta Manariti[1], Giorgio Urbano[1],
Andrea Pasquali[2], Anna Gaki[3], Maria Taxiarchou[3]

[1] D'Appolonia S.p.A.
[2] Morando S.r.l.
[3] NTUA – National Technical University of Athens

Email: **michele.desantis@dappolonia.it**

Abstract

Innovative Loose Filling Materials (LFM) and Geopolymers can contribute to GHG reduction, enabling new production pathways of Low Embodied energy insulation materials. In the frame of co-funded EU project LEEMA (FP7-2011-NMP-ENV-ENERGY-ICT-EeB, Grant Agreement No. 285059), comparative LCAs have been conducted in order to evaluate energetic and environmental performances of different insulation materials and masonry components: LFM, Fiber Cement Boards, Insulating Bricks & Façades, Expanded Perlite Boards, Foam Blocks. Several analyses have been made, comparing the Standard Insulating Materials and Masonry Components with Insulating, Inorganic and Incombustible (3I) ones, developed along the Leema Project. Cradle to gate analysis have been conducted, from raw material acquisition until final production, taking into account also measured R-Values for defining the functional units.

1. Introduction

The Project LEEMA (Low Embodied Energy Advanced (Novel) Insulation Materials and Insulating Masonry Components for Energy Efficient Buildings), is a co-funded project by the 7th Framework Program of the European Community (FP7-2011-NMP-ENV-ENERGY-ICT-EeB No. 285059). The project is coordinated by S&B Industrial Mineral S.A. with the participation of 13 European Partners: Universities like NTUA – National Technical University of Athens, Industries like Morando S.r.l., SCHLAG - Schlagmann Baustoffwerke GmbH, ETEX – Etex Redco Group, Fibran S.A. and Consultancy Companies like D'Appolonia S.p.A. The LEEMA main objective is to develop a new generation of inorganic insulation materials and building insulation masonry components, which will have good and stable thermal and acoustical performance, will be incombustible, not degradable, will not shrink or settle over time, will be and remain lightweight over service life, will be safe during handling and installation and will not pollute the indoor building environment. The new products are called "3I" as they are Inorganic, Insulating and Incombustible.
The research has been based on the production of different grades of 3I Loose filling granular materials (LFM) from perlite waste for different applications, as cavity walls or inserted in masonry and building insulation components (Fiber Cement Boards, Bricks & Façades, Expanded Perlite Boards) in substitution of common expanded perlite and on the production of Geopolymeric Binders from perlite waste in substitution of cement (used in Fibre Cement Boards and Foam

Blocks) and clay (used in Bricks and Façades). To validate the new solutions, several comparative LCAs have been performed between commercial products (State of Art – SoA) and LEEMA ones (Innovative – Inno), considering their industrial production and taking into account the appropriate, product-specific functional units.

2. Goal and Scope

The goal of the analysis is to assess the environmental impacts of five different product categories: Loose Filling Materials, Fibre Cement Boards, Insulating Bricks & Façades, Expanded Perlite Boards, and Foam Blocks. For each one of them there is one (or more) SoA version and one (or more) innovative version developed across the project. All products are used as building components with enhanced thermal insulation properties. The aim of the work is to establish which of the products has the lowest environmental impact. Moreover, the analysis does not support any business decision.

Table 1: Description, coding, equivalent weight per FU and key LC A results for the reference and innovative products

Product Group	INNO 3I Product (code and description)	SoA Product (code and description)	Selected FU	Equivalent weights per FU [kg]	
				INNO	SoA
3I LFM	LF.1_INNO: 3I LFM for cavity walls	LF.1: Expanded perlite [SandB]	1 m^2 for R-value of 1 m^2 K/W	2.315	5.659
	LF.2_INNO: 3I LFM for 3I Fibre Boards	Expanded perlite [ETEX-Redco]	-	3.928	4.872
	LF.3_INNO_VEF: 3I LFM for 3I Bricks and 3I EPBs (VEF expansion)	Expanded perlite [SCHLAG]	-	1.528	2.05
3I Fibre Boards	B1.1_INNO 3I Fibre Boards with 3I LFM	B1.1 Promatect-H boards [ETEX-Redco]	1 m^2 for R-value of 1 m^2 K/W	147	164
	B1.4_INNO 3I Fibre Boards with 3I LFM and 3I Binders		1 kg of product	1	1
3I EPBs	B2.1_INNO	B2.1 Fesco Boards [TCERAM)	1 kg of product	1	1
3I Foam Blocks	B3.1_INNO	B3.1 AAC Blocks [Ecoinvent]	1 kg of product	1	1
3I Bricks & Facades	BR1_INNO 3I Bricks with 3I LFM	BR.1: Poroton T7 Bricks with expanded perlite [SCHLAG]	1 m^2 for R-value of 1 m^2 K/W	38	40
	BR2_INNO 3I Bricks with 3I LFM and 3I Binders		1 kg of product	1	1
	FC.1_INNO 3I Facades with 3I LFM	FC.1: Poroton WDF Facades with expanded perlite [SCHLAG]	1 m^2 for R-value of 1 m^2 K/W	23	25
	FC.2_INNO 3I Facades with 3I LFM and 3I Binders		1 kg of product	1	1

a. LFM production process

This LCA study is classifiable in the situation C_2 – Accounting, excluding interactions with other systems.To order the different products, in the Figure 1 the categories, which completely describes products and correspondent ID codes (used for an easier identification), the industrial partner and the R&D activities responsible have been defined for each manufacturer. The description and coding of the reference and innovative LEEMA product is presented in Table 1.

The LEEMA project has created a new generation of LFM and Geopolymeric Binders, which alone or integrated in other products (whose production processes have been adapted when necessary to work with 3I materials) are the main outcomes of the project (Figure 1).



Figure 1: 3I Products

Selected raw materials (perlite waste, recycled materials and by-products) are mixed with an alkaline solution to form the inorganic polymer paste. The paste is dried and cured in an oven (~100 °C for 1h up to 2 days depending on the formulation). The solidified product is crushed and sieved to the desired particle size distribution (according to the foreseen use) and expanded in an infrared heating apparatus.

b. *Geopolymeric Binder process*

Perlite wastes are mixed with the alkaline or alkali-silicate activation solution, according to an optimised formulation, depending on the final application. The paste is then shaped (moulded or extruded) and cured to obtain the dry binder sample.

c. Functional units according Product Category

In order to provide an effective comparison between SoA and INNO products, the functional unit has been chosen based on mass and thermal values of different products (when they were available). Therefore, two different FU have been selected depending on the various cases:

- Comparison between two products manufactured, ready to be used, with a surface of one square meter and a thickness calculated to provide same thermal insulation - R value equal to 1 m^2*K/W,
- Comparison between two products manufactured, ready to be installed and with same weight equal to 1 kg.

The first option takes into account the increased insulation performances of LEEMA Products, while the second one has been used for products just prototyped, whose thermal properties have not been measured or for products where insulation properties are secondary compared to structural ones. The equivalent weights per FU are also given in Table 1. Service life for all the solutions (SoA and Inno) has been fixed at 20 years.

The cradle to gate story of all products is considered, from raw materials extraction through production of intermediates, finishing and packing operations. The system has been divided into a foreground system and a background system under the specificity perspective. Processes in the background system have not been inventoried with actual data from suppliers but included and evaluated on the basis of data taken from dedicated databases (GaBi Professional Database and Ecoinvent v 2.2). Processes in the foreground system have been instead inventoried based on data from the owners of the technologies.

3. Life Cycle Inventory

The Life Cycle Inventory (LCI) is the LCA phase that involves the qualitative and quantitative identification of all inputs and outputs for a given product throughout its life cycle. The dedicated software GaBi 6 has been used for the analysis. The production processes of Innovative products, developed at lab and then pilot scale, have been industrial upscaled though a critical analysis of equipment (and correspondent layouts and energy consumptions) done by NTUA, Morando and D'Appolonia.

a. I Loose Filling Materials

A new versatile process for producing Loose Filling Materials has been developed by S&B and NTUA. The formulation as well as the process can be fine-tuned according the final application of LFM and required material granulometry. Main steps are: Mixing Unit, Curing-Oven, Crushing/Sieving and Expansion.

For a specific grade of LFM (for bricks & façades and EPBs) the LCA has not only supported the accounting of different solutions as done for the other LFMs (compared with relative standard products based on same service provided), but has been also used for addressing the design/choice of the most effective expansion process. This can be considered as a preliminary attempt of Eco-design, due to the consideration of environmental impacts in the design phase of new production process.

b. I *Fibre cement (FC) boards*

Several steps take place in Etex Redco Compact Boards manufacturing. SoA Promatect-H/Inno Promatect-H (B1.1/B1.1_INNO) are manufactured through: Cellulose pulper and refiner (only the B1.1 and B1.1_INNO), Perlite expansion (only the B1.1), Final Mixer, Hatschek Machine (board shaping process), Precuring/Autoclaving (hardening process) and Dryer.

Instead the Inno FC Board (B1.4_INNO) is subjected to a completely new process, where the 3I LFM is combined with Geopolymeric Binder according the following steps: Final Mixer, Shaping and Dryer.

c. Insulating bricks/facades

Six products have been analysed within Leema project framework by Schlagmann, i.e. one standard brick and one SoA façade and their two innovative versions.

For each standard product, two innovative versions have been considered. The first one is different from the SoA version only for the substitution of the expanded perlite by the 3I Loose Filling materials. The second one contains the 3I Loose Filling materials in replacement of the expanded perlite, as the first one, but also contains the 3I binder in replacement of the clay brick body.

Several steps take place in SCHLAG bricks and façades manufacturing: Clay preparation (Standard and first innovative version) / Mixing Unit (second innovative version), Shaping, Dryer, Firing (Standard and first innovative version), Filling (with expanded perlite for standard version, LFM for innovative versions) and Curing.

d. EPB Boards

Thermal Ceramics has been a partner of the project until it decided to withdraw after two years. The standard EPB production process is based on info provided by Thermal Ceramics (strictly confidential), while NTUA and Morando took care of the EPB development, based on three main steps: Mixing of LFM with waterglass and hardener, Moulding and Curing.

e. Foam Blocks

Fibran and NTUA, with the support of Morando, developed a completely new concept, different from its standard products in its catalogue, a foamed block whose performances are comparable with autoclaved aerated concrete block. The production steps studied have been: Mixing, Casting and Curing.

4. Life Cycle Impact Assessment

The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) evaluates the amount and significance of the potential environmental impacts arising from the LCI. Inputs and outputs are assigned to impact categories and their potential impacts quantified according to characterization factors. PEF (Product Environmental Footprint) recommendation (2013/179/EU) has been used as reference for impact assessment method. Fifteen indicators have been calculated for each of the eleven comparisons.

Relevant results, i.e. Gross Energy Requirement (GER said also Primary Energy Demand from renewable and not renewable resources - gross calorific value) and Global Warming Potential (GWP), are reported for the different products in Table 1 and Figures 2-10.

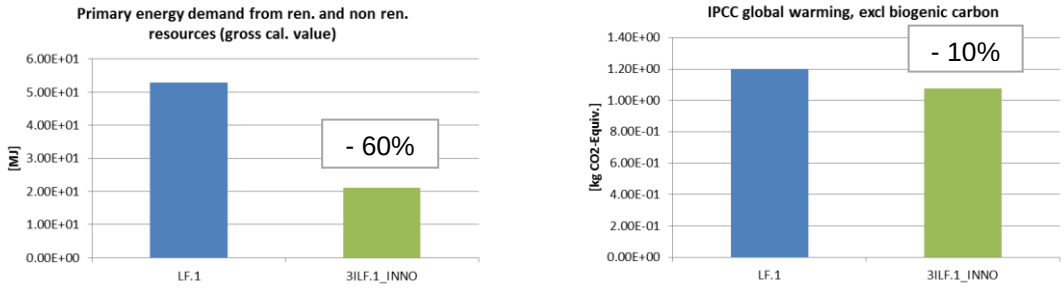


Figure 2: G.E.R. and G.W.P. – LFM for cavity walls

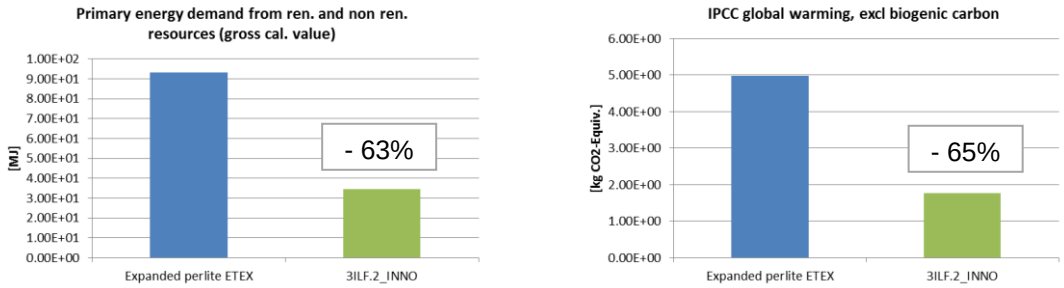


Figure 3: G.E.R. and G.W.P – LFM for Fibre Boards

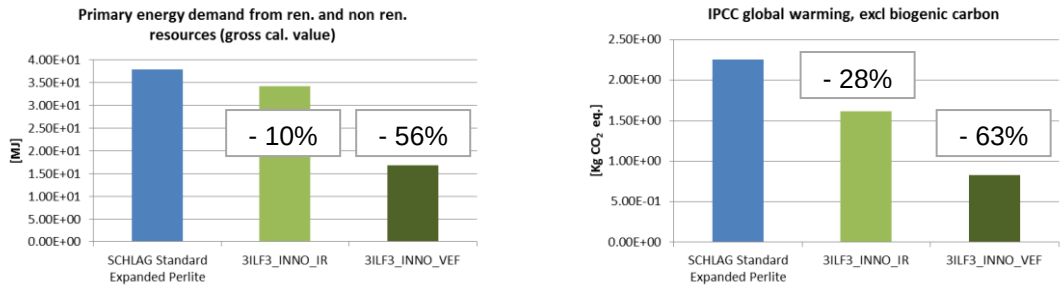


Figure 4: G.E.R. and G.W.P – LFM for Bricks/Façades

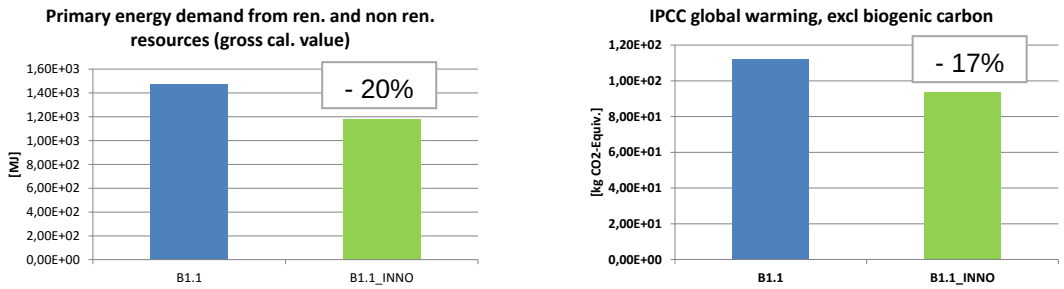


Figure 5: G.E.R. and G.W.P – Fibre Cement Boards

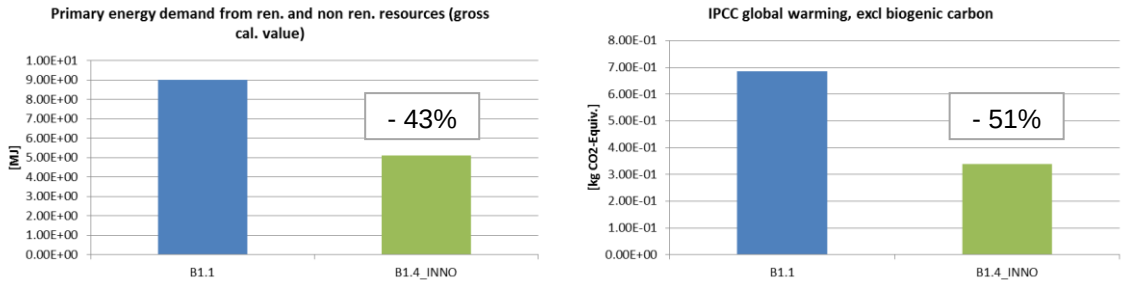


Figure 6: G.E.R. and G.W.P – Fibre Cement Board with 3I Binder

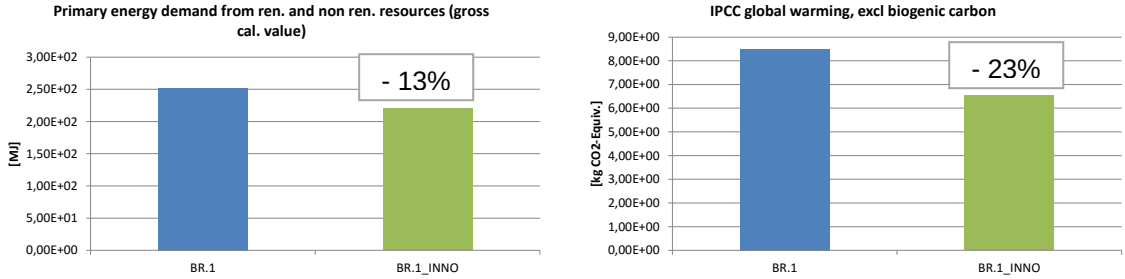


Figure 7: G.E.R. and G.W.P – Bricks with LFM

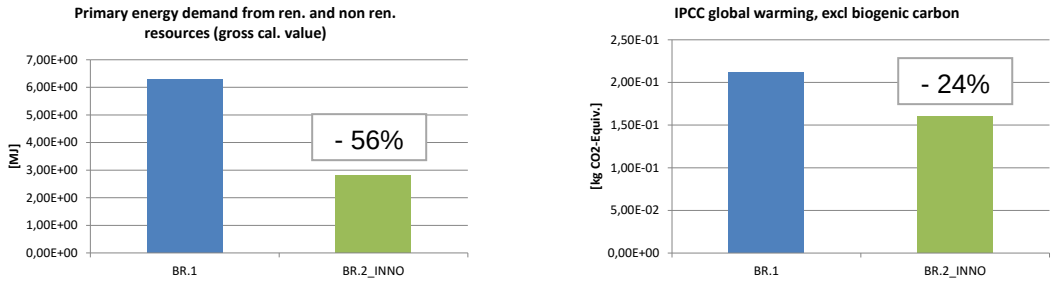


Figure 8: G.E.R. and G.W.P – Bricks with LFM and Geopolymeric Binder

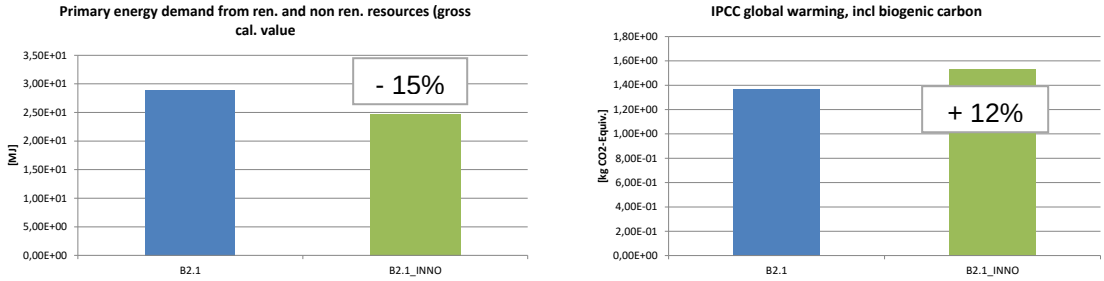


Figure 9: G.E.R. and G.W.P – EPB

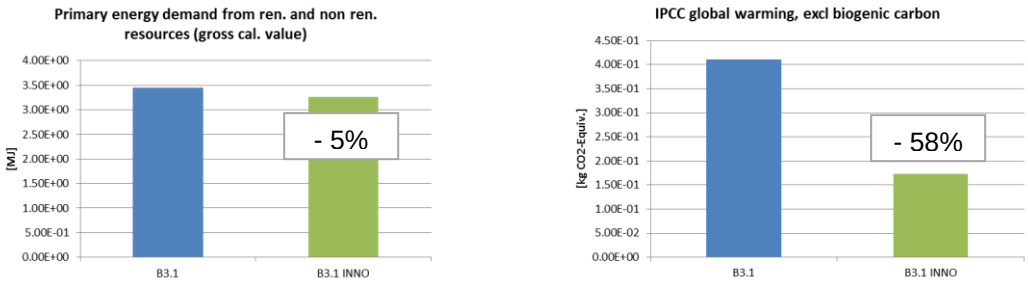


Figure 10: G.E.R. and G.W.P – Foam Block

In order to provide a more comprehensible outlook of results a Results Aggregation Procedure (empiric) has been proposed in order to give a unique indication for each new product developed (compared to respective benchmark according specific Functional Unit). The indicators which have been deeper investigated are the following ones, beyond Primary Energy Demand (measured in MJ) and Global Warming Potential (measured in kg of CO_2 eq.): Eutrophication Potential (measured in kg of N eq.); Ozone Depletion (measured in kg of CFC-11 eq.); Resource Depletion (measured in kg of Sb eq.); Water Demand (measured in kg).

A medium variation value (%) has been calculated for each comparison. Innovative Products present good results compared to correspondent standard products, in particular the LFM for cavity walls. The only exception is the EPBs where no positive results are obtained, signal of the need of further R&D work.

5. Conclusions

The results indicate that the introduction of LEEMA products gives the possibility to reduce the embodied energy up to 65% and the carbon footprint up to 65% compared to traditional materials for the same application. The new products can introduce a “greener” solution to the market, with significantly reduced environmental impacts, up to 60%, taking into account key indicators like Primary Energy Demand, Global Warming Potential, Eutrophication Potential, Ozone Depletion, Resource Depletion and Water Demand.

6. Acknowledgments

The Authors wish to thank Project Partners Etex Group (Mrs. Valerie Spaeth), S&B Industrial Minerals S.A. – Imerys Group (Mr. Christos Dedeloudis), Schlagmann Baustoffwerke GmbH&Co KG - SCHLAG (Mr. Jens Geduhn), Fibran S.A. (Mr. Christos Chatziastrou) and University of Stuggart (Mr. Karim Hariri) for data providing. The result presented in this paper is part of the LEEMA project (www.leema.eu) co-funded by the European Commission in 7th FP, CP-IP 285059.

7. Bibliography

BRE Environmental Profiles, 2013. Product Category Rules for Type III environmental product declaration of construction products to EN 15804:2012.

EU Commission, 2013. Use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations, 2013/179/EU.

ISO 14040:2006. Environmental management - Life cycle assessment -- Principles and framework.

ISO 14044:2006. Environmental management - Life cycle assessment -- Requirements and guidelines.

LEEMA Consortium, 2015. Second Periodic Report sent to European Commission on March 2015.

JRC, 2010. ILCD handbook General guide for Life Cycle Assessment.

The Swiss centre for Life Cycle Inventories, 2012. Ecoinvent Converted ecoinvent 2 data as unit processes with links to other processes, including uncertainty data.

Embodied Energy versus Operational Energy in un caso studio "Nearly Zero Energy Building". Ideazione e sviluppo del software IREEA: strumento per il calcolo dell'Embodied Energy iniziale e periodica

Enrico Demaria, Angela Duzel

Dipartimento di Architettura e Design, Politecnico di Torino

Email: **ireeassessment@gmail.com**

Abstract

La maggior parte delle metodologie, degli strumenti e delle politiche internazionali, ad oggi, si concentra principalmente sulla riduzione dell'Operational Energy (OE) incoraggiando l'adozione di soluzioni ad alta efficienza energetica e l'utilizzo di materiali ad elevate prestazioni per l'ottenimento di Nearly Zero Energy Buildings (NZEBs). Diversi studi hanno evidenziato come, per soddisfare tali obiettivi, stia crescendo il numero di materiali impiegati nelle singole costruzioni. La loro Embodied Energy (EE) risulta essere sempre più significativa in particolare negli NZEB. Il presente documento si concentra sullo sviluppo e sull'implementazione di una metodologia LCA per la valutazione dell'EE iniziale e periodica degli edifici, concretizzata nell'ideazione di uno strumento di calcolo, e sulla conseguente valutazione dell'impatto delle due principali componenti energetiche, OE ed EE, in un caso studio Nearly ZEB.

1. Introduzione

La direttiva 2010/31/UE, integrazione della direttiva 2002/91/CE, rappresenta un quadro metodologico generale per il calcolo del fabbisogno energetico degli edifici e per l'adempimento dei requisiti minimi di prestazione energetica. Essa stabilisce che tutti i nuovi edifici dovranno essere Nearly Zero Energy Building (NZEB) entro il 31 dicembre 2020 e prevede l'adozione di un certificato di classificazione energetica, Building Energy Rating (BER), in caso di vendita o locazione degli edifici. Attraverso un'attenta analisi del significato di NZEB è stato osservato che vi sono diverse definizioni possibili in base agli obiettivi della politica energetica del paese di riferimento e le condizioni specifiche geografiche dello stesso. Vi è però una constatazione comune ovvero che il calcolo del solo fabbisogno energetico annuale non è più sufficiente e che la connessione alle reti energetiche e l'integrazione di produzione in sito di energia da fonti rinnovabili siano ormai un requisito obbligatorio.

Tra le definizioni principali dell'acronimo NZEB vi sono: Net Zero Energy Building e Nearly Zero Energy Building. Per Net ZEB, definizione condivisa maggiormente dalla letteratura scientifica, si intende un edificio ad energia netta pari a zero, ovvero un edificio, connesso alla rete, che ha una produzione di energia in sito tale da soddisfare a pieno o addirittura superare il consumo. Invece per Nearly ZEB, definizione proposta dall'Unione Europea, si intende un edificio, sempre connesso alla rete, la cui produzione di energia da fonti rinnovabili in sito o fuori sito si avvicina al soddisfacimento del consumo senza

per forza coprirlo totalmente. Due definizioni leggermente differenti che però possono essere ricondotte ad un unico modello condiviso. Ovvero, un edificio allacciato ad una infrastruttura energetica, con una personale richiesta e produzione di energia, tale per cui l'energia in entrata dovrà essere pari o inferiore all'energia in uscita.

Al fine di rispettare i requisiti previsti dalla direttiva UE, si è riscontrata la necessità di definire una metodologia comune di analisi energetica per la classificazione degli edifici e per l'ottenimento della qualifica NZEB. Secondo la definizione convenzionale, la classificazione energetica si riferisce all'energia primaria utilizzata per il riscaldamento, la ventilazione, il raffrescamento e l'illuminazione, ed è calcolata sulla base di uno standard di occupazione dell'edificio. Per la classificazione NZEB, invece, si rimanda ad uno standard di livello nazionale, non essendo finora stati stabiliti dei chiari requisiti di legge per l'Unione Europea.

La letteratura scientifica, analizzando i differenti indicatori utili al raggiungimento della classificazione NZEB, ha messo in evidenza che tra le possibili componenti energetiche da prendere in considerazione sarebbe opportuno includere anche l'Embodied Energy. Il presente testo affronta lo sviluppo di una metodologia LCA per il calcolo e la valutazione della componente di Embodied Energy iniziale e periodica degli edifici, sintesi del lavoro di tesi magistrale in Architettura per il progetto sostenibile presso il Politecnico di Torino attualmente sotto embargo, ed ha come obiettivo l'analisi energetica in un approccio al ciclo di vita dell'edificio, con particolare attenzione al rapporto tra Embodied Energy (EE) ed Operational Energy (OE).

2. Definizioni e metodologia

La valutazione dell'EE e dell'OE qui presentata è stata effettuata tenendo conto degli assunti e delle definizioni fornite dall'International Energy Agency (IEA), Solar Heating & Cooling Program, Task 40, Annex 52, e dalla IEA, Evaluation of Embodied Energy and CO_{2eq} for Building Constructions, Annex 57.

Per Operational Energy è intesa la quantità annuale di energia primaria non rinnovabile richiesta per l'esercizio dell'edificio durante la sua fase d'uso. Essa si riferisce alla domanda di Energia Primaria (EP) necessaria per il riscaldamento, il raffrescamento, la ventilazione, la produzione di acqua calda sanitaria e l'illuminazione.

L'Embodied Energy è la quantità di energia primaria non rinnovabile necessaria per l'estrazione di materie prime, la loro trasformazione in semilavorati ed in prodotti finiti (EE iniziale), per i processi di sostituzione (EE periodica) e per i processi di smaltimento (EE di fine vita). A causa della mancanza di dati riguardanti l'EE periodica e l'EE di fine vita, la maggior parte delle banche dati EE si riferiscono principalmente all'EE iniziale. Inoltre, poiché l'EE periodica e di fine vita sono generalmente considerate di importanza minore spesso è giustificabile trascurarle. Nella metodologia sviluppata e nell'analisi dell'EE qui presentata, però, si è voluto tenere in considerazione anche dell'EE periodica, in modo tale da analizzare effettivamente la sua incidenza.

Con indice di rinnovabilità dei materiali si intende il rapporto tra Embodied Energy da fonti rinnovabili ed Embodied Energy totale, si esprime in percentuale e può essere utilizzato come criterio di scelta progettuale nell'utilizzo di materiali più o meno impattanti.

Lo studio è stato effettuato in conformità con la certificazione svizzera MINERGIE®. Sono stati adottati come riferimento i valori dello standard MINERGIE-ECO, certificazione per edifici di nuova costruzione e/o ristrutturazioni a basso consumo energetico che desiderano richiedere la certificazione NZEB.

L'EE e l'OE sono entrambe basate sulla quantità di Energia Primaria non rinnovabile richiesta, ma l'EE viene misurata come una sola richiesta di energia a inizio vita dell'edificio e l'OE, espressa in kWh/m^{2}anno, si accumula nel corso della vita utile. Per armonizzare i differenti valori di EE e di OE è necessario riferire anche l'EE al singolo anno ed esprimerla per unità di superficie riscaldata. Questo implica l'ipotesi di una durata di vita utile dell'edificio che la certificazione stabilisce a 50 anni.

L'analisi energetica è stata condotta tenendo conto delle seguenti regole:

Il calcolo dell'OE è stato eseguito secondo la metodologia prevista dalla norma tecnica italiana UNI/TS 11300, la quale calcola l'energia primaria sulla base del fabbisogno per riscaldamento, raffrescamento, ventilazione e produzione di acqua calda sanitaria. Il calcolo del fabbisogno per la climatizzazione è stato valutato sulla base del bilancio energetico in regime semi-stazionario.

Nel calcolo dell'EE, invece, viene considerata l'energia primaria dovuta ai processi di produzione dei materiali, trasporto (EE iniziale) e sostituzione (EE periodica). Vengono esclusi dall'analisi l'energia di fine vita e l'EE relativa agli ambienti non climatizzati. La durata di vita utile stimata è di 50 anni come da standard MINERGIE®.

2.1. Sviluppo della metodologia

Durante il lavoro di tesi è stata constatata una carenza di normativa italiana specifica in materia e una conseguente mancanza di metodologie nazionali ufficiali per la valutazione dell'Embodied Energy. Si è deciso pertanto di sviluppare una metodologia e un software in grado di quantificare tale energia per qualsiasi tipologia di progetto. Sulla base di quanto stabilito dalla normativa svizzera, che, attraverso il quaderno tecnico SIA 2032 e allo standard costruttivo di certificazione MINERGIE®, ha introdotto un primo accenno di metodologia per il calcolo della sola Embodied Energy iniziale, sì è deciso di sviluppare ulteriori tipologie di valutazione ambientale tra cui la possibilità di calcolo dell'EE periodica, il calcolo dell'indice di rinnovabilità e dell'EE per ogni singolo componente edilizio. Per il calcolo dell'Embodied Energy iniziale e periodica, infatti, ad oggi non esiste una metodologia specifica né un software in grado di quantificare chiaramente entrambe le frazioni. Esistono software internazionali in grado di valutare l'Operational Energy e l'Embodied Energy (iniziale) attraverso un unico risultato finale che non lascia intuire a quali elementi tecnici corrisponda un più alto valore di EE, limitando le possibilità di

miglioramento del progetto con la sostituzione dei materiali e componenti. Nasce così l'idea di sviluppare e realizzare ireea (Initial and Recurring Embodied Energy Assessment) software per la valutazione dell'Embodied Energy iniziale e periodica degli edifici, nel rispetto degli standard ISO 14040 - Life Cycle Assessment.

Lo strumento offre un'attenta analisi sull'impatto ambientale degli edifici espresso in Embodied Energy ed è caratterizzato da numerose funzionalità come: il calcolo dell'EE per tutti i componenti tecnici, il calcolo dell'EE dei serramenti, il calcolo dettagliato o semplificato degli impianti, il calcolo della EE periodica sulla base dei cicli di sostituzione dei componenti e la possibile modifica del ciclo di vita stimato. Punti fondamentali dello sviluppo sono stati la ricerca di un'interfaccia grafica pulita ed intuitiva e l'integrazione di un database per garantire una fruibilità istantanea dei dati relativi all'Embodied Energy dei materiali.

Il software durante il lavoro di tesi è stato concepito e realizzato come foglio Excel. Il suo funzionamento è stato testato da un intero corso di progettazione dell'ultimo anno di laurea magistrale del Politecnico di Torino e da singoli studenti nell'ambito di più tesi magistrali. Attualmente è in fase di sviluppo e registrazione/brevettazione una versione web-based standalone pronta per l'ambiente BIM in grado di gestire la mole di dati uscente da molteplici software BIM e di esportare dati leggibili dall'ecosistema.

3. Caso studio

Sulla base delle definizioni e del quadro metodologico precedentemente descritti, è stato assunto come caso studio, per le analisi, un progetto universitario di un edificio per uffici, immaginato con l'impiego di differenti soluzioni tecnologiche e materiali.

Il caso studio, di nome Skyslide (Figura 1), è progettato nella città di Torino (Lat. 45.30° N, Long. 7.40° E, zona climatica E) con 2617 Gradi Giorno.

Nela successiva Tabella 1 sono mostrate le principali caratteristiche dell'edificio.



Figura 1: Progetto Skyslide, caso studio

Tabella 1: Caratteristiche del caso studio

Caratteristiche edificio	Skyslide
Destinazione d'uso	Amministrazione
Superficie Lorda di Pavimento (SLP)	22.160 m^2
Superficie Utile Riscaldata (SUR)	19.046 m^2
Numero di piani fuori terra (riscaldati)	25
Altezza netta dei locali	3,5 m
Fattore forma (S/V)	0,29 m^{-1}

Il progetto è stato sviluppato seguendo linee guida fisico ambientali utili al raggiungimento della qualifica Nearly ZEB. Le tematiche di riduzione, di riutilizzo e di riciclaggio dei materiali hanno affiancato sin dal principio il concept progettuale, che ha preso forma parallelamente a strategie di efficienza energetica come: la ricerca della miglior esposizione possibile, lo studio approfondito dell'involucro esterno e dell'ombreggiamento.

I materiali utilizzati e le scelte tecnologiche adottate, per il caso studio, sono volte a ridurre il fabbisogno energetico per riscaldamento, raffrescamento, ventilazione e produzione di acqua calda sanitaria, in modo da ottenere una ridotta richiesta di energia primaria in grado di essere soddisfatta in larga percentuale dalla produzione di energia rinnovabile in sito ed ottenere così un Nearly Zero Energy Building.

Ai fini dell'analisi sono stati stabiliti quattro scenari di confronto, riassunti in Tabella 2, suddivisi sulla base di due principali variabili: struttura dell'edificio e origine dei materiali. Nello specifico la tipologia di struttura è suddivisa in soluzioni con struttura a secco in xlam rinforzata da travi in acciaio (SS1) e con struttura tradizionale a umido in calcestruzzo armato e blocchi di laterizio (SS2). Per quanto riguarda l'utilizzo di materiali differenti, si sono adottate soluzioni con materiali ad origine naturale (SS1_a e SS2_a) e soluzioni con materiali ad origine sintetica (SS1_b e SS2_b). La soluzione naturale è caratterizzata da isolamento in fibra di legno e fiocchi di cellulosa, serramenti in legno e alluminio e rivestimento di facciata in pannelli di legno riciclato, mentre la soluzione sintetica è caratterizzata da isolamento in lana di roccia, serramenti in alluminio e rivestimento di facciata in pannelli di acciaio.

Tabella 2: Scenari di confronto del caso studio

Struttura in xlam (SS1)		Struttura in cls armato (SS2)	
Materiali a origine naturale (SS1_a)	Materiali a origine sintetica (SS1_b)	Materiali a origine naturale (SS2_a)	Materiali a origine sintetica (SS2_b)

Nel progetto sono state utilizzate due tipologie di serramenti: finestre con telaio in legno (SS1_a e SS2_a) e finestre con telaio in alluminio (SS1_b e SS2_b). Entrambe le tipologie sono caratterizzate da un doppio vetro selettivo con Argon e stessa trasmittanza termica U_w (1,05 W/m^{2}K).

4. Discussione dei risultati

L'Operational Energy ottenuta dai quattro differenti scenari, data la similitudine tra i risultati, può essere ricondotta a un unico valore medio di Energia Primaria da fonti non rinnovabili pari a una richiesta di 72 kWh/m^{2}anno, se si esclude la produzione in sito da fotovoltaico, e pari a 18 kWh/m^{2}anno, nel caso di Nearly ZEB con una copertura dell'82% da energia rinnovabile. La climatizzazione estiva risulta avere l'incidenza maggiore con un 53%, seguono la climatizzazione invernale con un'incidenza del 24% e il resto degli impianti con una percentuale del 23%.

Sul fronte dell'Embodied Energy invece è possibile notare come i valori ottenuti dal software sviluppato siano estremamente rilevanti nell'analisi energetico-ambientale degli edifici. Si ha infatti una richiesta massima di Energia Primaria di circa 27,70 kWh/m^{2}anno per l'Embodied Energy iniziale che se sommata alla componente di Embodied Energy periodica equivale a 45,11 kWh/m^{2}anno, con una maggiorazione media del 41% (Figura 2a).

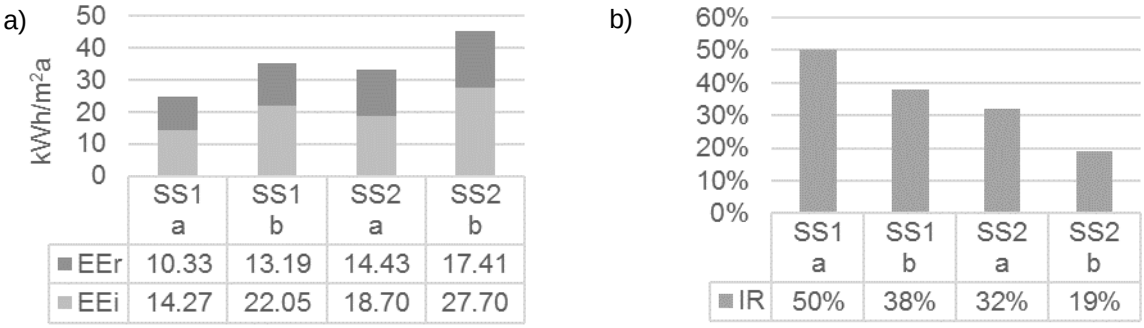


Figura 2: Grafico Embodied Energy iniziale (EEi) e periodica (EEr) (a) e grafico Indice di Rinnovabilità (IR) (b)

Lo scenario migliore, dal punto di vista ambientale, è lo scenario SS1_a, ovvero la soluzione con struttura a secco e materiali naturali, mentre lo scenario peggiore è lo scenario SS2_b con struttura ad umido e materiali sintetici. Si ottiene dunque una variazione del 46% dovuta dalla sola scelta dei materiali equivalente a circa 20 kWh/m^{2}anno. L'alto indice di rinnovabilità (IR) dei materiali naturali pari al 50% è sicuramente il parametro principale di influenza del risultato, in particolar modo se confrontato con il 19% dei materiali sintetici utilizzati (Figura 2b).

Confrontando infine i valori delle due componenti energetiche è possibile notare come l'incidenza dell'Embodied Energy sul totale vari da un 25% (SS1_a) a un 39% (SS2_a), nell'ipotesi dello scenario senza produzione di energia

rinnovabile in sito (Figura 3a) mentre vari da un 57% (SS1_a) a 71% (SS2_b) nel caso Nearly ZEB (Figura 3b). Passando dunque dall'analisi energetica di un edificio tradizionale ad un NZEB l'incidenza media dell'EE, nel caso studio, varia da un 32% a un 67%.

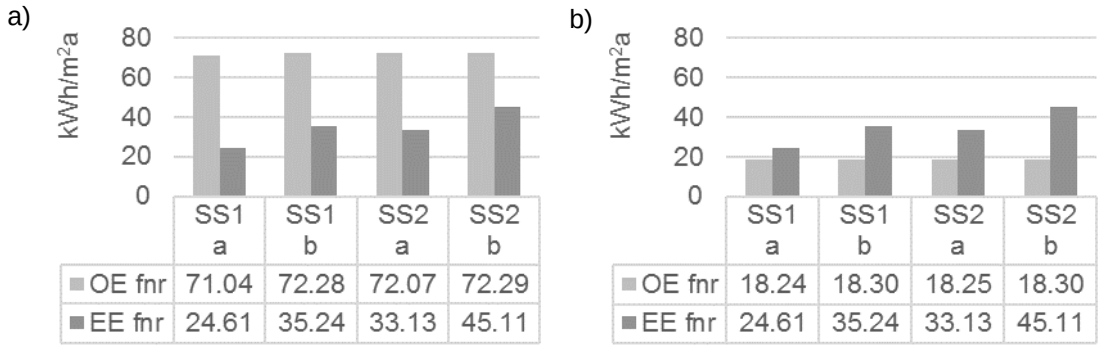


Figura 3: Grafico EE vs OE caso senza produzione in sito (a) e grafico EE vs OE caso NZEB (b)

5. Conclusioni

Come si evince nell'articolo la componente di Operational Energy, per il caso studio, continua ad essere la principale voce del bilancio energetico dell'edificio e ciò conferma l'importanza che è stata attribuita alla riduzione del fabbisogno di energia primaria per la climatizzazione da parte delle direttive europee nonché dai vari decreti leggi che gli stati dell'Unione Europea hanno messo in atto negli ultimi anni. Allo stesso tempo però si evince anche che l'Embodied Energy costituisce una quota che nell'ambito del bilancio energetico può assumere una certa rilevanza, raggiungendo in alcuni casi più del 50% del totale del fabbisogno energetico. Bisogna tenere in considerazione che nelle analisi si tiene conto solo della EE iniziale e periodica e non dell'EE di fine vita a cui potrebbe ancora corrispondere un'ulteriore richiesta di energia primaria. Sulla base dei dati ottenuti dal caso studio si può affermare che i limiti di soglia stabiliti dalla certificazione MINERGIE® (30 e 50 kWh/m^{2}anno) non siano così difficilmente rispettabili, anche in soluzioni che presentano materiali ad origine sintetica e considerando l'EE periodica, sebbene la metodologia prevista dallo standard risulti essere di ottima validità.

Dal 2020 tutti gli edifici di nuova costruzione dovranno essere NZEB portando ad un totale abbattimento dell'OE. Si auspica pertanto che gli organi legiferanti non sottovalutino l'impatto ambientale della componente di EE considerando la questione energetica come risolta data la sua grande rilevanza. Si spera, infatti, che nel prossimo futuro si arrivi allo sviluppo di una nuova classificazione ambientale, e alla diffusione di normative tecniche indicanti le metodologie per il calcolo dell'EE. Ci si augura che la metodologia ed il software sviluppati, siano accolti positivamente dal panorama LCA italiano e che questi possano rappresentare un nuovo spunto di riflessione all'interno del dibattito odierno di riduzione del consumo di energia e della salvaguardia dell'ambiente.

Per quanto riguarda gli indicatori analizzati, il futuro intento di sviluppo del software è quello di arricchire lo strumento introducendo ulteriori coefficienti, ad oggi non presi in considerazione, per giungere ad un'analisi LCA più completa possibile. Interessante ad esempio potrebbe essere l'implementazione del calcolo delle emissioni di CO_2, del consumo dell'acqua e degli impatti economici dei materiali utilizzati.

6. Bibliografia

Cellura M., et al. 2014. Energy life-cycle approach in Net zero energy balance: operation and embodied energy of an Italian case study. Energy and Buildings 72, 371-381.

Demaria E, Duzel A., 2016. Embodied Energy versus Operational Energy in un caso studio "Nearly Zero Energy Building". Ideazione e sviluppo di IREEA: strumento per il calcolo dell'embodied energy iniziale e periodica, tesi di laurea specialistica, rel. Giordano R., correl. Serra V., Corso di laurea magistrale in Architettura per il progetto sostenibile, Politecnico di Torino.

Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings (recast), <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:153:0013:0035:EN:PDF/>. (accesso 11.12.2015).

Giordano R., et al. 2015. Embodied Energy and Operational Energy Assessment in the Framework of Nearly Zero Energy Building and Building Energy Rating, Energy Procedia, Volume 78, 3204-3209.

Giordano R., 2010. I prodotti per l'edilizia sostenibile. Sistemieditoriali, Esselibri, Napoli.

Hernandez P., Kenny P., 2011. Development of a methodology for life cycle building ratings. Energy Policy 39, 3779-3788.

Hernandez P., Kenny P., 2010. From net energy to zero energy building: Defining life cycle zero energy buildings. Energy and building 42, 815-821.

International Energy Agency (IEA), Evaluation of Embodied Energy and CO2eq for Building Constructions, Annex 57. <http://www.annex57.org/>. (accesso 12.01.2016).

International Energy Agency (IEA), Solar Heating & Cooling Programme, Task 40, Annex 52. <http://www.iea-shc.org/>. (accesso 15.01.2015).

Inventory of Carbon & Energy (ICE) Version 2.0. Sustainable Energy Research Team (SERT) Department of Mechanical Engineering. University of Bath, UK. <http://www.bath.ac.uk/mech-eng/sert/embodied/>.

Marszal A.J., et al., 2009. A Literature Review of Zero Energy Buildings (ZEB) Definitions Energy and Buildings. Aalborg: Department of Civil Engineering, Aalborg University. (DCE Technical Reports; No. 78).

Marszal A.J., et al., 2011. A. Zero Energy building - A review of definitions and calculation methodologies. Energy and Buildings 43, 971–979.

Minergie® and Minergie-A, <http://www.minergie.ch/minergie-a-it.html/>.

Quaderno tecnico SIA 2032:2010 - Energia grigia negli edifici.

Sartori I., Hestnes A.G., 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: a review article, Energy and Buildings 39 (3), 249–257

Sartori I, et. Al., 2012. Net zero energy buildings: A consistent definition framework. Energy and Building, 220-232.

UNI/TS 11300-1:2014. Prestazioni energetiche degli edifici - Parte 1: Determinazione del fabbisogno di energia termica dell'edificio per la climatizzazione estiva ed invernale.

Valutazione LCA di edifici temporanei: il caso dei Cluster di Expo 2015

Monica Lavagna, Andrea Campioli, Sara Ganassali, Michele Paleari

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email: **monica.lavagna@polimi.it**

Abstract

La vita molto breve degli edifici temporanei costruiti in relazione ai mega eventi impone di individuare strategie adeguate per la gestione del fine vita di tali strutture al termine dell'evento, al fine della riduzione degli impatti ambientali complessivi. Il testo presenta i risultati di una valutazione LCA svolta sugli edifici temporanei di Expo 2015, definiti Cluster. Sono stati valutati diversi scenari di fine vita (estensione d'uso in loco; ricollocazione; demolizione con riciclo e ricostruzione) al fine di definire le potenzialità di riduzione degli impatti ambientali nel caso di riuso. Per poter comparare gli scenari, la valutazione è stata svolta estendendo i confini di sistema alla seconda vita dell'edificio e dunque sviluppando una metodologia apposita per gli edifici temporanei.

1. Introduzione

I mega eventi richiedono la realizzazione di edifici e strutture temporanee, la cui vita utile legata all'evento è di brevissima durata (tipicamente le Esposizioni Universali, come Expo Milano 2015, durano 6 mesi e le Olimpiadi 3-4 mesi).

La natura temporanea degli edifici per i mega eventi può essere intesa come:

- funzione temporanea (con la rifunzionalizzazione a fine evento e riuso dell'edificio nello stesso luogo);
- collocazione temporanea (con il disassemblaggio a fine evento e riassemblaggio dell'intera struttura e riuso dell'edificio in altro luogo);
- vita temporanea (con la demolizione a fine evento e il conferimento in discarica o a riciclo dei materiali).

Ovviamente questi tre scenari hanno diverse implicazioni dal punto di vista ambientale ed economico. Lo scenario di demolizione e riciclo è il più probabile se il progetto non è stato preventivamente pensato per il riuso.

Molti sono comunque gli esempi, soprattutto legati a mega eventi, in cui il riuso si è dimostrato una alternativa fattibile. In alcuni casi il riuso è stato attuato tramite lo smontaggio a fine evento e la ricollocazione della struttura altrove, grazie a un progetto che ha previsto la reversibilità dell'intero edificio: è il caso del Christ Pavilion, utilizzato nell'Expo 2000 di Hannover e ricollocato a Volkenroda dove è diventato un centro religioso per la comunità locale. In altri casi il riuso è avvenuto senza spostare la struttura, ma semplicemente riadeguandola alla nuova destinazione funzionale: è il caso del Villaggio Olimpico di Torino, utilizzato per le Olimpiadi Invernali 2006 come alloggi per i delegati e riconvertito a fine evento in residenze sociali; del Performing Art

Centre, utilizzato nell'Expo 2010 di Shanghai e riconvertito in Mercedes-Benz Arena (struttura destinata a concerti, eventi culturali, sportivi e ricreativi); e dell'Olympic Stadium di Londra, utilizzato per i giochi olimpici del 2012 e riadattato a stadio di calcio della squadra del West Ham United.

Capire i vantaggi ambientali delle differenti scelte di gestione del fine vita diventa elemento di interesse per gli organizzatori dei grandi eventi (e per la collettività).

2. Metodologia per la valutazione LCA di edifici temporanei

In occasione di Expo 2015, il Politecnico di Milano è stato individuato come supporto tecnico del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare italiano nell'ambito del Protocollo d'Intesa tra Ministero dell'Ambiente ed Expo 2015 S.p.A. per la definizione di strategie per la sostenibilità dei grandi eventi e misure di mitigazione delle emissioni di CO_2 (Lavagna *et al.*, 2014). In particolare la ricerca condotta dal Politecnico ha riguardato la messa a punto di linee guida metodologiche per la valutazione LCA di edifici temporanei realizzati per i mega eventi e la valutazione LCA di alcuni edifici temporanei di Expo 2015.

Per poter realizzare una valutazione LCA di edifici temporanei che metta in evidenza il ruolo degli scenari di fine vita, è stato necessario definire specifiche linee guida metodologiche, sottoposte a revisione di parte terza (Lavagna, Dotelli, 2015b). Infatti gli standard internazionali (ISO) ed europei (CEN) sulla valutazione LCA di edifici sono dedicati a edifici di carattere permanente e dunque non prevedono considerazioni specifiche rispetto al tema della temporaneità. Per esempio negli edifici temporanei l'attenzione non deve essere posta sugli impatti della fase d'uso ma sugli impatti di produzione e fine vita. Anche gli studi a letteratura sugli impatti di fine vita degli edifici (Thomark, 2001; Blengini, 2009), valutando il fine vita di edifici "permanenti" e con una "lunga vita", tendono ad allocare gli impatti sulla prima vita e i benefici ambientali sulla seconda. Nel caso degli edifici temporanei però, se l'edificio viene riutilizzato, la maggior parte del "ciclo di vita" si svolge durante il secondo uso.

Sono state dunque definite proposte metodologiche nuove in relazione all'assunzione dei confini di sistema e all'allocazione degli impatti nel caso di edifici temporanei. È stato definito come periodo di riferimento dello studio LCA uno scenario di 10 anni. Nel caso di riuso, se gli impatti venissero normalizzati all'anno, circa 1/10 degli impatti sarebbero da riferire all'evento e 9/10 sarebbero da riferire al "secondo uso". È stato inoltre definito che, nel caso di vita temporanea della struttura e demolizione a fine evento, occorre ipotizzare la costruzione di una nuova struttura per soddisfare la necessità di "secondo uso" di uno spazio che nei casi di riuso viene soddisfatta dalla stessa struttura.

3. Valutazione LCA dei Cluster di Expo 2015

I Cluster sono padiglioni che ospitano diversi Paesi in relazione a identità tematiche e filiere alimentari: Riso, Cacao e Cioccolato, Caffè, Frutta e Legumi,

Spezie, Cereali e Tuberi, Bio-Mediterraneo, Isole Mare e Cibo, Zone Aride. In particolare i Cluster Cereali e Tuberi, Bio-Mediterraneo, Isole Mare e Cibo, Zone Aride sono stati costruiti con lo stesso tipo di struttura in legno lamellare a portali distanziati di un interasse di 3m, modulare (12x12m di base e 10m di altezza).

I risultati presentati riguardano la valutazione LCA applicata al Cluster Isole Mare e Cibo, dal momento che i Cluster hanno tutti la medesima struttura portante e cambia solo il sistema di involucro (Campioli *et al*., 2015). L'involucro del Cluster Isole Mare e Cibo è realizzato in pannelli in legno OSB con isolante in polistirene interposto e rivestimento in tessuto tecnico (PVC) con sottostruttura metallica.

La valutazione è stata svolta utilizzando SimaPro 8 e la banca dati Ecoinvent 3. I dati relativi alla quantità di materiali impiegati per la costruzione dell'edificio sono stati calcolati a partire dagli elaborati grafici del progetto definitivo andato in gara d'appalto. Sono inoltre stati ipotizzati materiali integrativi per adeguare prestazionalmente l'edificio al secondo uso.

Gli scenari di fine evento valutati sono stati:

1. estensione d'uso dell'edificio a fine evento (riuso nello stesso luogo), con integrazione di materiali legata alla nuova funzione (Figura 1);
2. disassemblaggio dell'edificio a fine evento, trasporto (40 km su camion) e ricollocazione dell'edificio (riuso in altro luogo), con integrazione di materiali legati alla nuova funzione e ricostruzione delle fondazioni (Figura 2);
3. demolizione a fine evento, conferimento in discarica o a riciclo dei materiali e ricostruzione di un nuovo edificio per il "secondo uso" (Figura 3).

La fase d'uso non è stata inclusa nella valutazione LCA, in quanto gli impatti sono identici nei tre scenari, che cambiano solo rispetto al fine vita. Sono stati considerati gli impatti di fine vita (dopo 10 anni) legati al conferimento in discarica o al riciclo alla fine del secondo uso.

Inoltre non sono stati considerati gli impatti legati al cantiere di costruzione e al cantiere di demolizione-disassemblaggio a fine evento (e ricostruzione-rimontaggio) per impossibilità di accesso a dati primari e carenza di dati a letteratura. I dati a letteratura, che indicano una incidenza del cantiere di circa il 2% dell'energia incorporata nei materiali (Asdrubali et alii, 2013), sono riferiti a cantieri tradizionali, mentre in questo caso la costruzione a secco di componenti prefabbricati (a parte le fondazioni) riduce drasticamente tali impatti.

4. Risultati

La comparazione dei risultati LCA (Figura 4) ha messo in evidenza che la soluzione a minor impatto è il riuso con rifunzionalizzazione in loco (Figura 1).

Anche il riuso con ricollocazione (Figura 2) è vantaggioso, ma comporta un aumento degli impatti rispetto al riuso in loco dovuto soprattutto al rifacimento delle fondazioni, considerate irreversibili (impatti per lo smaltimento dei materiali delle fondazioni e per la produzione di nuovi materiali). L'incidenza delle fondazioni sugli impatti complessivi di produzione dei materiali è, infatti, elevata.

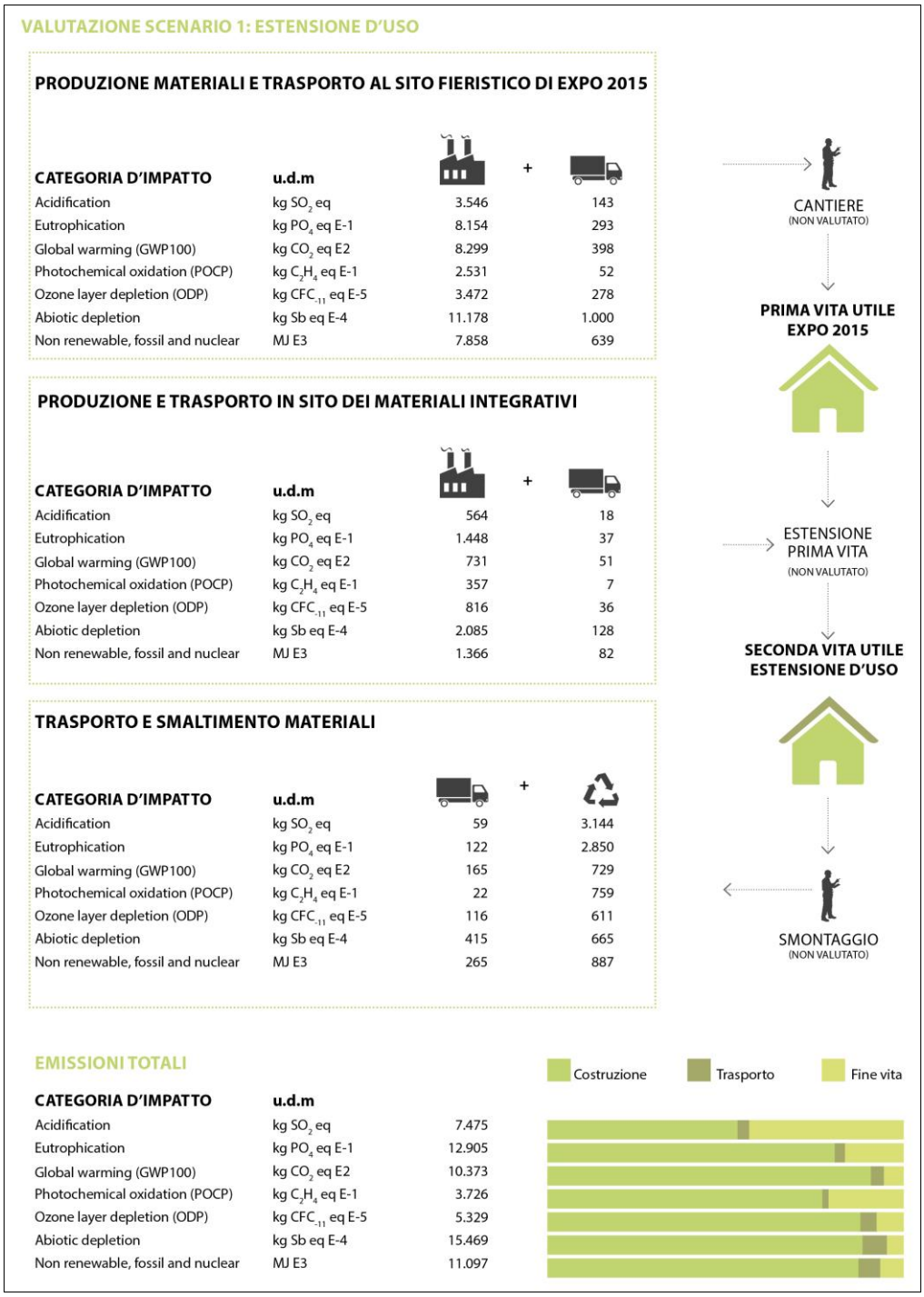


Figura 1: Impatti ambientali LCA dello scenario di fine vita 1 (estensione d'uso in loco)

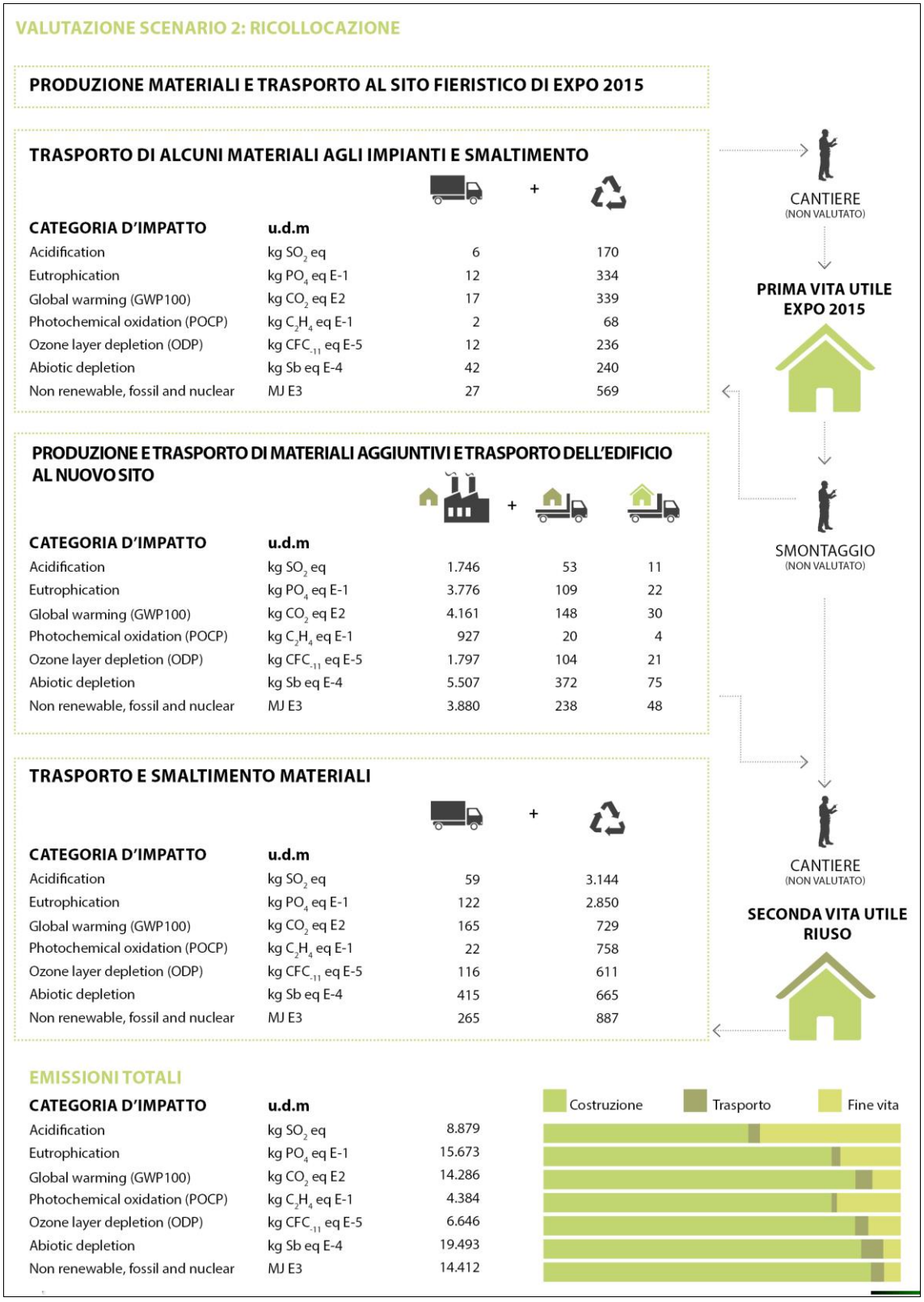


Figura 2: Impatti ambientali LCA dello scenario di fine vita 2 (riuso della struttura altrove)

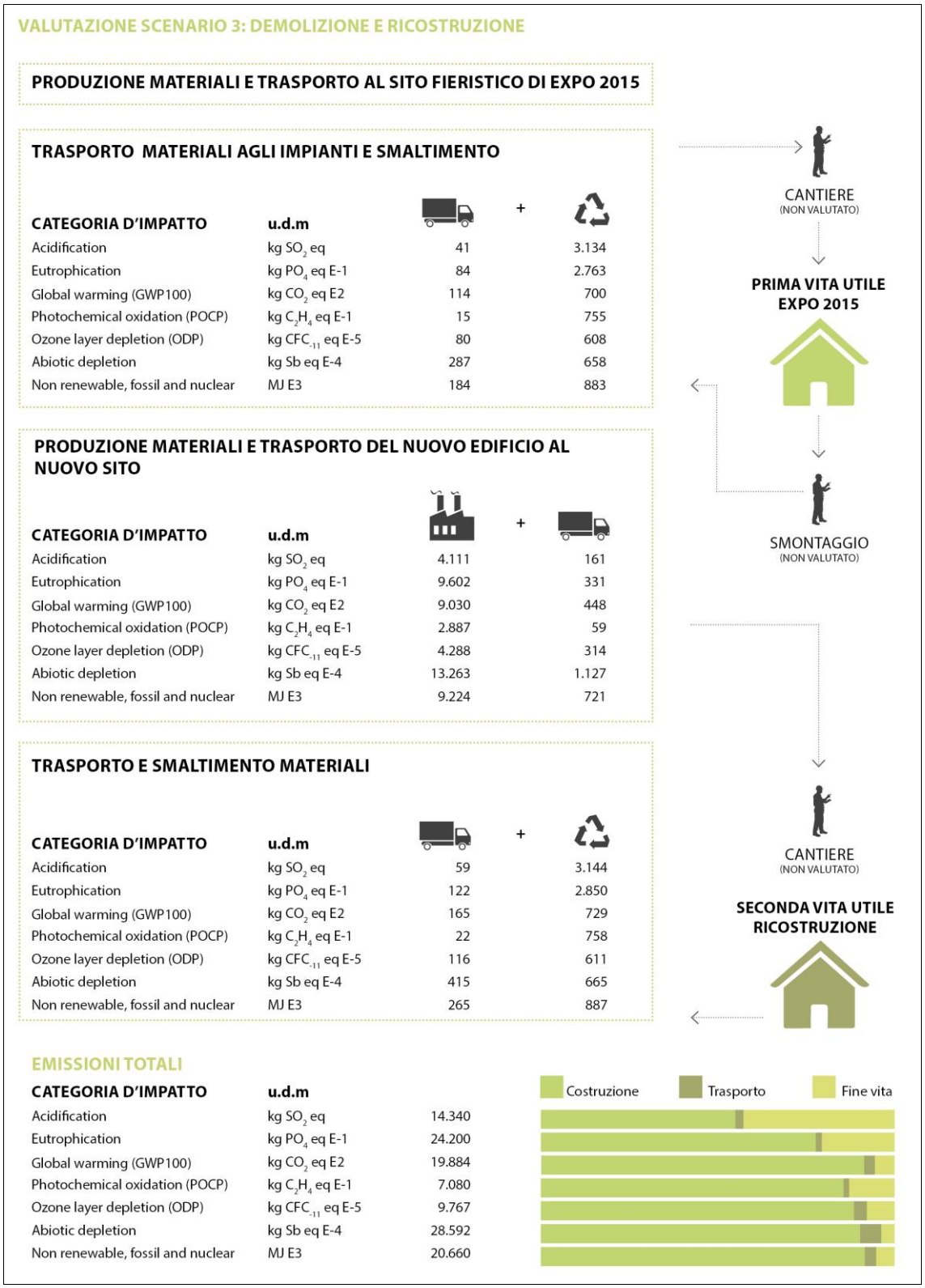


Figura 3: Impatti ambientali LCA dello scenario di fine vita 3 (demolizione con riciclo e ricostruzione)

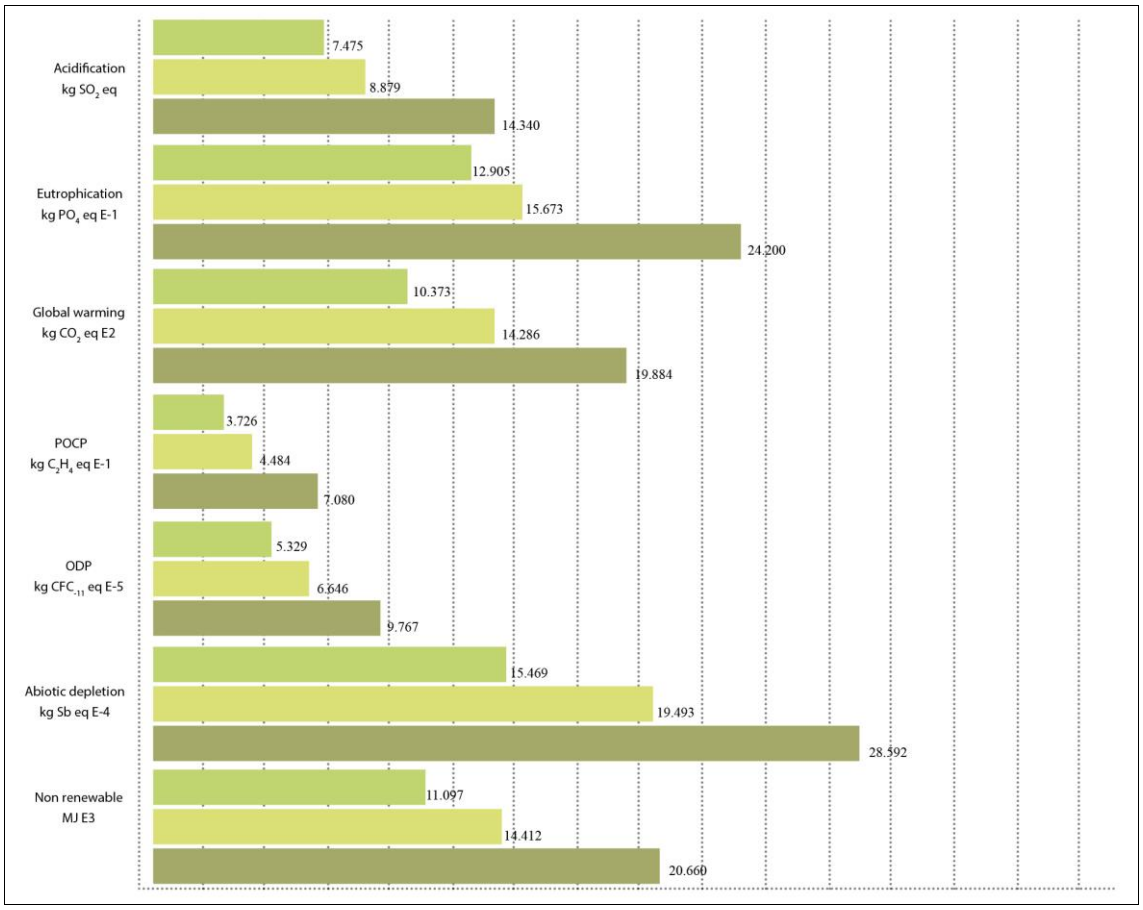


Figura 4: Confronto degli impatti LCA dei tre scenari di fine vita (riuso, ricollocazione, demolizione)

A differenza di quanto ci si aspettava gli impatti di trasporto per la ricollocazione dell'edificio nel nuovo sito sono risultati non particolarmente significativi. Questo è dovuto però al fatto che l'edificio è particolarmente leggero, dal momento che è realizzato con struttura puntiforme in legno, ed è stata ipotizzata una ricollocazione a breve distanza (40 km). Tale incidenza potrebbe variare significativamente con il variare della tecnologia costruttiva (e dunque del peso o ingombro trasportato) e della distanza. La ricollocazione è dunque uno scenario di riuso il cui profilo ambientale varia notevolmente, a seconda del tipo di fondazione (reversibile o no) e della distanza del nuovo sito.

La demolizione e ricostruzione (Figura 3) è lo scenario a maggior impatto, nonostante si sia ipotizzato un prevalente conferimento al riciclo dei materiali. Infatti è comunque necessaria la rilavorazione dei materiali riciclati per la realizzazione dei nuovi prodotti, con un innalzamento degli impatti complessivi.

5. Conclusioni

La valutazione LCA può essere un importante strumento di orientamento progettuale ma anche di decisione strategica in occasione di grandi eventi, per il contenimento degli impatti ambientali.

Consente infatti di quantificare i benefici ambientali di una strategia come il riuso a fine vita. Nonostante sia frequentemente ribadito che il riuso di strutture temporanee sia un'operazione necessaria ai fini della sostenibilità ambientale, occorre porre attenzione all'incidenza delle strutture di fondazione e dei trasporti nel caso in cui il riuso comporti una ricollocazione. Spesso infatti, anche se gli edifici temporanei vengono costruiti con soluzioni prefabbricate e sistemi di assemblaggio reversibili, le strutture di fondazione sono irreversibili, determinando un innalzamento significativo degli impatti se l'edificio viene ricollocato. Inoltre la scelta di alcuni paesi di smontare le strutture temporanee per rimontarle nel paese di origine, come avvenuto per Expo, può comportare costi di trasporto elevati, che possono ridurre significativamente il vantaggio ambientale del riuso rispetto alla demolizione. La valutazione LCA può dunque consentire di verificare gli effetti di diverse opzioni di fine vita, permettendo di orientarsi verso quella più efficace.

6. Bibliografia

Asdrubali, F, Baldassarri, C, Fthenakis, V, 2013. Life cycle analysis in the construction sector: Guiding the optimization of conventional Italian buildings, Energy and Buildings, 64, pp. 73-89.

Blengini, GA, 2009. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential, Building and Environment, No. 44, pp. 319-330.

Campioli, A, Lavagna, M, Ganassali, S, Paleari, M, 2015. LCA evaluation of the Expo 2015 Clusters, in: Guidelines for the reduction of the environmental impact of temporary building and structures in mega events, http://www.minambiente.it/pagina/sostenibilita-dei-grandi-eventi-il-caso-expo-2015.

CEN, 2011, EN 15978, "Sustainability of construction works. Assessment of environmental performance of buildings. Calculation method".

Kohler, N, König, H, Kreissig, J, Lützkendorf, T, 2010. A life cycle approach to buildings, Institut für internationale Architektur-Dokumentation, Detail Green Book, München.

Lavagna, M, Arena, M, Dotelli, G, Zanchi, M, 2014. Le strutture temporanee per Expo Milano 2015: valutazione ambientale e soluzioni per la gestione del fine vita, Techne. Journal of Technology for Architecture and Environment, n. 7, pp. 171-177.

Lavagna, M, Dotelli, G, 2015a. LCA methodology for temporary buildings, in: Guidelines for the reduction of the environmental impact of temporary building and structures in mega events, http://www.minambiente.it/pagina/sostenibilita-dei-grandi-eventi-il-caso-expo-2015.

Lavagna, M, Dotelli, G, 2015b. Methodological guidelines for the LCA of temporary buildings in mega events, http://www.minambiente.it/pagina/sostenibilita-dei-grandi-eventi-il-caso-expo-2015.

Nicholson, AL, et al., 2009. End-of-life LCA allocation methods, Sustainable Systems and Technology, 2009. http://dspace.mit.edu/handle/1721.1/60047

Pertl, A, Obersteiner, G, Salhofer, S, 2011. Life cycle assessment aspects of reuse products, Life Cycle Management, 28-31 Aug., Berlin.

Thormark, C, 2001. Recycling Potential and Design for Disassembly in Buildings, KFS AB, Lund, Sweden, 2001.

Wolf, MA, Chomkhamsri, K, Ardente, F, 2013. Modelling recycling, energy recovery and reuse in LCA, Life Cycle Management, Gothenburg.

Potentialities of LCA for urban systems sustainability assessment

Simone Maranghi, Maria Laura Parisi, Riccardo Basosi

Department of Biotechnology, Chemistry and Pharmacy, University of Siena, Italy

Email: **simone.maranghi@unisi.it**

Abstract

Urban systems have become one of the most crucial challenges for the EU energy strategy. In this, initiatives that focus on Smart Environment are pivotal for the development of the EU energy planning and implementing. In this contribute we discuss some of the major issues that need to be addressed when assessing the sustainability of Smart Cities. After presenting an overview of the best indicators and indexes developed for drafting parameters/recommendation characterizing the Smart Environment dimension of a urban system, we focus on the potentiality of LCA in this area proposing a combined approach between dynamic LCA and the results of LCA in historical series for the generation of reliable index of sustainability for Cities.

1. Indicators for environmental sustainability measurement of Smart Cities

Cities and urban communities play a crucial role in the global game of sustainability (Kourtit and Nijkamp, 2012). The urban population in 2014 reached 54% of the total global population and is expected to grow approximately until 70% in 2050 (World Health Organization, 2013). Nowadays in Europe citizens live in urban areas consuming almost 70% of the EU's energy resources (European Innovation Partnership on Smart Cities and Communities, 2013; Strategic Energy Technology (SET) Plan, 2014; Kourtit and Nijkamp, 2012).

As the urbanization grows, cities need to become smarter. Thus the increase of urban population calls for new and innovative ways to manage the urban living. This implies new solutions to face problems of overcrowding, energy consumption, resource management and environmental protection (European Parliament, 2014).

Unfortunately, the concept of Smart City is still rather vague and can have multiple interpretations. In general a Smart City is essentially characterized by the use of ICT technologies to improve competitiveness and sustainability by linkage of networks of people, businesses, technologies, infrastructures, consumption, energy and spaces (European Parliament, 2014).

Smart Cities will have to provide citizens with comfortable spaces to live and work. These challenges require sustainable, cost-efficient and suitable innovation in line with the 2020 and 2030 EU targets (European Commission, 2014a; European Commission, 2014b).

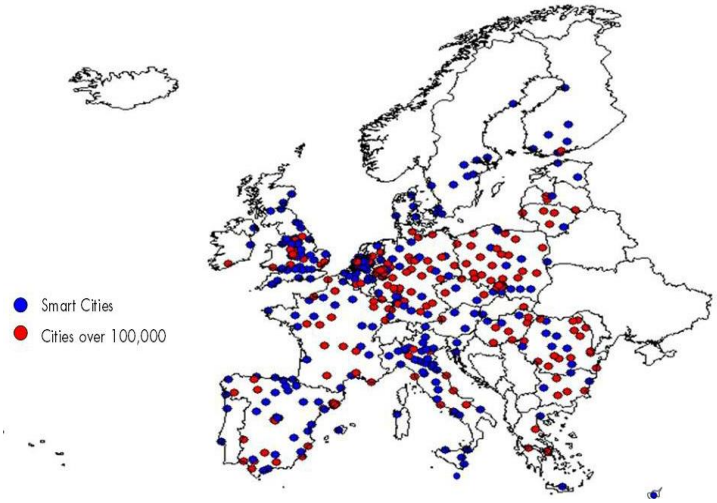


Figure 1: The location of cities with a population of more than 100,000 that are not Smart Cities (in red) and Smart Cities (in blue) in Europe (European Parliament, 2014)

In order to fulfill an efficient Smart City, this should be treated as an organic whole because operating on each dimension one by one is not sufficient to realize a Smart City (Kanter and Litow, 2009). In fact in a complex system like a city, constituted by more than one component (with typical feed-back mechanisms among components), the approach to improve efficiency has to take into account the whole (systemic) nature of the system.

As established several years ago (United Nations, 1992) the development of suitable indicators and indexes is crucial for achieving the EU and global goals on environmental sustainability of communities. The need to use objective tools (indicators/indexes) to assess what is not objective (sustainability) is one of the main aspects that must be faced when trying to define a complex system like a community and/or a city (Devuyst, 2000; Ness et al., 2007).

In fact the sustainability of cities is one of the most discussed arguments in the international literature and the definition of suitable indicators or indexes for the environmental assessment of the urban dimension is of great interest (Scipioni et al., 2009). Indeed, many public administrations increasingly endorse the development of sustainable indicators as useful tool to support their political strategies (Van Hoof et al., 2013).

Evaluating "how smart is a Smart City" or trying to draw up a ranking of the various European Smart Cities initiatives is particularly difficult and depends very much on which indicators and/or indexes are used and their specific weight assumed in the evaluation (CDP cities, 2012; European Environment Agency, 2014; European Green City Index, 2009; EY, 2016; Ferrão and Fernández, 2013; Giffinger and Haindl, 2010; Global Power City Index, 2014, Yale University, 2005; Yale University, 2014).

Given that the design and the construction of a multi-parameters index is difficult and in some way arbitrary, as the concept of sustainability can be rather vague and evasive, it is important to state that a quantitative measurement of the ecological sustainability and human development is possible with currently available indicators (Moran et al., 2008).

Among all the aspects and parameters assessed in a sustainability analysis of Smart Cities, those certainly more widespread and more easily measurable are the indicators for environmental impacts. In fact, in most of the indexes and indicators, the environmental component is crucial to the final evaluation of a Smart City. In addition, many of the environmental indicators used in most sustainability indexes have been intensively studied and analyzed in the past. Many of these indicators are widely disseminated and used in very different fields of analysis, especially thanks to the huge standardization work done over the years. On the other hand, because of the large amount of possible indicators that can be used, it is essential to distinguish which ones are more important and essential for a specific evaluation. Basically, in order to achieve one of the main targets of those initiatives aimed at improving the environmental sustainability of a city as a whole, a method able to assess the multi-dimensional nature of the system is needed. In this way, it would also be possible to integrate the principles of sustainable development into policies and government programs in a much simpler and more reliable way The main criteria of selection of sustainability indicators presented in numerous studies on such topics over time (Böhringer and Jochem, 2007; Mori and Christodoulou, 2012; Thabrew et al., 2009) can be summarized as follows:

- universality and replicability of application;
- data availability and scientifically reported;
- measurability and applicability in different spatial and temporal scales;
- policy relevance;
- comprehensibility.

These simple guide lines can be easily applied to the Smart City concept and can help in reducing the subjectivity degree of indicators chosen to evaluate the sustainability of Smart City policies. On a wider perspective, the indicators chosen for the assessment of the environmental dimension of sustainability of a Smart City should also present features/characteristics in order to be conveniently integrated with the social and economical dimensions. This aspect is not trivial and many of the indicators and indexes presently available show limits and drawbacks for such kind of multidimensional assessment.

2. LCA and Smart Cities

LCA could be certainly considered one appropriate tool in order to account for the relationships among objectives and indicators in a Smart City analysis, where one objective can relate to several indicators and one indicator can be

used to assess the fulfillment of several objectives. Furthermore, the coupling of the environmental LCA with the more recently developed Life Cycle Costing (LCC, Swarr et al., 2011) and Social Life Cycle Assessment (SLCA, Valdivia et al., 2011, 2013) methodologies can supply a detailed and multifaceted profile targeted to the description of a system according to the sustainability assessment requisites (Sala et al., 2013).

On the other hand, it must be reminded that LCA has been conceived, developed and standardized to quantify the potential environmental impacts of goods and services and that it is essentially based on a linear stationary model, founded on technological and environmental relationships. All these features are functional in order to make the model applicable, but imply that the LCA model is suitable to describe the system on the methodological assumption that changes taking place outside the system do not influence the system itself. Furthermore, the application of LCA to a system like a Smart City could present several drawbacks, such as the huge amount of data that would be needed to outline a reliable and accurate analysis.

Despite this last aspect, LCA has already been extensively and successfully applied to processes, products and/or services related to the various components of a city, such as transport (Cooney et al., 2013; Ercan and Tatari, 2015; Hawkins et al., 2013), water consumption (Risch et al., 2015), energy consumption (Harrison et al., 2010; Su et al, 2016), greenhouse gas emissions (Kennedy et al., 2009; Ramaswami et al., 2008), municipal wastes (Cherubini et al., 2009; Cleary, 2014; Rigamonti et al., 2013) etc.

Therefore it is not impossible, in principle, to think that we can assemble the above approaches further expanding the scale of application, planning various subsystems to be analyzed with LCA and combining the different "pieces of the puzzle" to get the evaluation of a macro-scale of a city. Additionally, it is noteworthy to say that the "metabolism" of a city is largely site-specific and dependent upon the geographic, economic, demographic and climatic context of a given city: another strong point of the LCA approach is that it is already conceived to take into account the territorial specificity of a system, as such studies are developed based on a life cycle inventory built on geographically specific databases.

For the methodological static nature mentioned above, most LCA applications lack in the consideration that environmental dynamics might have significant impacts on the outcomes. Indeed, not considering temporal variability and evolution is now recognized as one of the shortcomings of the LCA tool, especially when referring to complex system such as a city. This gap between expectations of dynamic correlations among urban sectors and current static implementation of the LCA tool claims for methodological improvement to increase the representativeness for results of future LCA studies.

In the last few years, much effort has been devoted to the development of the so called dynamic LCA (DLCA) showing the relevance of considering time, complex relations and feedback mechanisms for some systems and environmental impacts through the calculation of temporally differentiated life

cycle inventories (Beloin-Saint-Pierre et al., 2014; Herfray et al.,2012; Reap et al. 2008; Collinge et al. 2013; Sonnemann et al. 2011).

In order to increase the representativeness of the LCA model, we believe that the study of a city system in historical series could further strengthen the dynamic approach to the issue in order to account for its evolution as a response to specific variations and modifications taking place in a given time horizon. In fact, starting from accurate and detailed life cycle inventories relative to passed development of the system, the outcomes of the life cycle impact assessment could supply pivotal information to model potential scenarios as much representative as possible to describe and simulate the behavior of a system on a wider and longer temporal perspective. In this context, it is mandatory to model the system in order to take into account those functional sectors that represent, with a good approximation, the largest part of the complex structure of a city (among the most significant the energy, water, waste and transport management systems).

With the aim to test the applicability and the potential of such proposed approach, we performed a study on the integrated waste management system of the Siena Province, due to the availability of primary data relative to a life span of 11 eleven years (Bravi et al, 2012).

Based on such accurate data and information representative of the Municipal Solid Waste (MSW) fluxes, the treatment and disposal plants peculiarities, the geographical and economic characteristics of the investigated area, the study allowed us to outline the specific characteristics of that urban sector (and its subunits/components) in a very detailed way for each year of the historical series and, ultimately, to draw several scenarios for the improvement of its management.

Our future work will be the application of such approach on other crucial urban subsystems of the Siena metropolitan area based on specific database and studies referred to the energy production and consumption (developed for the achievement of the ”2015 Siena Carbon Free” target, Provincia di Siena, 2010), the transports sector of the city (Federici et al., 2009; Ruzzenenti and Basosi, 2009) and water system (still in progress).

The rationale assumed is that applying a similar approach to a reasonable number of different functional sectors and, very importantly, taking into account the major number of recognizable correlations and potential side or rebound effects among them, the assembling of the results could allow to generate a novel more reliable dynamic index of sustainability for Cities.

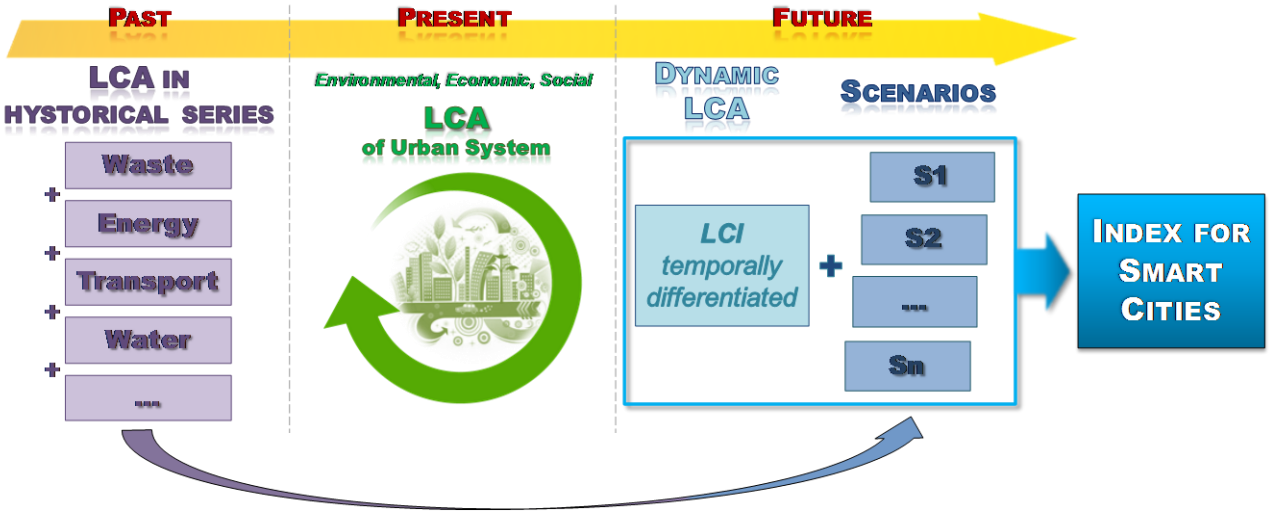


Figure 2: Potentialities of LCA as a tool for urban system sustainability measurement

3. Conclusion

In this contribute we discuss some of the major issues that need to be addressed when assessing the sustainability of Smart Cities. Provided that each city has different priorities and visions for achieving the objectives and initiatives for sustainable development, the path towards this target needs to be analyzed and evaluated bearing in mind that the city is a complex system with many interconnections and networks. Indicators and indexes are certainly very useful tools for assessing the sustainability of a Smart City or cities in general, allowing a direct comparison between the various urban settlements. However, the application of this type of indicators and indexes are in general not sufficient to analyze in a comprehensive and detailed way all the different aspects and the various connections characterizing a complex system like a city. In fact, the specificity of such indicators and indexes for a particular domain, and the consequent validity of the results in the same domain, does not allow for a proper evaluation of all those inter- and intra-system feedback mechanisms that are pivotal in a multi-dimensional study (environmental, social and economic). Therefore, it is certainly desirable that the application of a holistic approach has to be pursued in order to assess the sustainability of Smart Cities. Such approach should benefit from the characteristic key factors of and should base its strength on the complementary and insights derived from all the tools and method developed so far for urban systems study. The Urban Metabolism has been conceived and developed as a methodological framework capable to comply with those requirements.

Focusing on the potential of LCA in this context and based on the awareness that its first conception featured a static implementation at the system modeling level, we propose a possible methodological improvement to increase the representativeness for results of future LCA studies.

Beside the importance of calculating temporally differentiated life cycle inventories with a dynamic approach of the methodology, we focus on the advantages obtainable through the investigation of dynamics in historical series which could account for the evolution of the studied system as a function of multiple variations and modifications that took place in a given time horizon. Such study is aimed at the definition of scenarios covering most of the possibilities in the development of a smart city on a wide and long-term perspective. The application of the method to the integrated waste management system of a city allowed to demonstrate that the analysis in historical series can reveal in a substantial way all the effects connected with planning choices, structural investments and policies adopted over time, thus allowing for a system modeling phase much more representative of future situations. Extending the study on various crucial subsystems enhancing it by the definition of networks and relationships among all the urban sectors, we believe that this analysis could in principle contribute and support dynamic LCA in generating a more reliable and comprehensive assessment of the sustainability of Cities.

4. References

Beloin-Saint-Pierre, D., Reinout Heijungs, R., Blanc, I., 2014. The ESPA (Enhanced Structural Path Analysis) method: a solution to an implementation challenge for dynamic life cycle assessment studies. Int. J. Life Cycle Assess. 19, 861-871.

Böhringer, C., Jochem, P.E.P., 2007. Measuring the immeasurable - A survey of sustainability indices. Ecolog. Econom. 63, 1-8.

Bravi, M., Parisi, M.L., Basosi, R., 2012. Analisi del ciclo di vita in serie storica di un sistema integrato di gestione dei rifiuti: il caso della Provincia di Siena. Proc. VI Convegno della Rete Italiana LCA: dall'Analisi del Ciclo di Vita all'Impronta Ambientale: percorsi ed esperienze a confronto. pp. 31-38, ISBN: 978-88-8286-267-I

CDP Cities, 2012. Seven Climate Change Lessons from the Cities of Europe. Carbon Disclosure Project, www.cdproject.net

Cherubini, F., Bargigli, S., Ulgiati, S., 2009. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. 34, 2116-2123.

Cleary, J., 2014. A life cycle assessment of residential waste management and prevention. Int. J. Life Cycle Assess. 19, 1607-1622.

Collinge, W.O., Landis, A.E., Jones, A.K., Schaefer, L.A., Bilec, M.M., 2013. Dynamic life cycle assessment: framework and application to an institutional building. Int. J. Life Cycle Assess. 18 (3), 538-552.

Cooney, G., Hawkins, T.R., Marriott, J., 2013. Life Cycle Assessment of Diesel and Electric Public Transportation Buses. J. Ind. Ecol. 17 (5), 689-699.

Devuyst, D., 2000. Linking impact assessment and sustainable development at the local level: the introduction of sustainability assessment systems. Sustain. Dev. 8, 67–78.

Ercan, T., Tatari, O., 2015. A hybrid life cycle assessment of public transportation buses with alternative fuel options. Int. J. Life Cycle Assess. 20, 1213-1231.

European Commission, 2014a. A policy framework for climate and energy in the period from 2020 to 2030. COM(2014) 15 final, Brussels.

European Commission, 2014b. European Energy Security Strategy. COM(2014) 330 final, Brussels.

European Environment Agency, 2014. Environmental Indicator Report 2014.

European Green City Index, 2009. Assessing the environmental impact of Europe's major cities. Siemens AG, Corporate Communications and Government Affairs.

European Innovation Partnership on Smart Cities and Communities, 2013. Strategic Implementation Plan.

European Parliament, 2014. Mapping Smart cities in EU. Available at: http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2014/507480/IPOL-ITRE_ET%282014%29507480_EN.pdf

EY, 2016. Rapporto Smart City Index, viewed 16 Mar 2016, http://www.ey.com/Publication/vwLUAssets/EY-smart-city-index-2016/$FILE/EY-smart-city-index-2016.pdf

Federici, M., Ulgiati, S., Basosi, R., 2009. Air versus terrestrial transport modalities: An energy and environmental comparison. Energy. 34 1493-1503.

Ferrão, P., and Fernández, J.E., 2013. Sustainable Urban Metabolism. Ed. The MIT Press, Cambridge.

Giffinger, R., Haindl, G., 2010. Smart Cities Ranking: An Effective Instrument for the Positioning of Cities. Arc. City Environ. 4 (12), 7-25.

Global Power City Index, 2014. Institute for Urban Strategies, The Mori Memorial Foundation.

Harrison, G.P., Maclean, E.J., Karamanlis, S., Ochoa, L.F., 2010. Life cycle assessment of the transmission network in Great Britain. Energy Policy. 38, 3622- 3631.

Hawkins, T.R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H., 2012. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. J. Ind. Ecol. 17 (1), 53-64.

Herfray G., Vorger E., Peuportier B., 2012. Life Cycle Assessment applied to urban settlements and urban morphology studies. Proceedings of: International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction – Civil engineering and buildings.

Kanter, R.M., Litow, S.S., Informed and interconnected: A manifesto for smarter cities, Harvard Business School General Management Unit, 9-141.

Kennedy, C.A., Stewart, I., Facchini, A., Cersosimo, I., Mele, R., Chen, B., Uda, M., Kansal, A., Chiue, A., Kimf, K.G., Dubeux, C., La Rovere, E.L., Cunha, B., Pincetl, S., Keirstead, J., Barle, S., S., Pusaka, S., Gunawan, J., Adegbile, M., Nazariha, M., Hoque, S., Marcotullio, P.J., Otharán, F.G., Genena, T., Ibrahim, N., Farooqui, R., Cervantes, G., Sahin, A.D., 2015. Energy and material flows of megacities. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 112 (19), 5985-5990.

Kourtit, K., Nijkamp, P., 2012. Smart Cities in the Innovation Age. Innovation: The European Journal of Social Science Res. 25 (2), 93–95.

Moran, D.D., Wackernagel, M., Kitzes, J.A., Goldfinger, S.H., Boutaud, A., 2008. Measuring sustainable development - Nation by nation. Ecol. Econ. 64 (3), 470-474.

Mori, K., Christodoulou, A., 2012. Review of sustainability indices and indicators: Towards a new City Sustainability Index (CSI). Environ. Impact Assess. Rev. 32, 94-106.

Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. Ecol. Econ. 60, 498-208.

Provincia di Siena, 2010. Nuovo Piano Energetico della Provincia di Siena 2010-2020. Availabele at http://www.provincia.siena.it/var/prov/storage/original/application/5dc40ecfc5c2f1d984abec7c6fd8d0d8.pdf

Pulselli, F.M., Ciampalini, F., Leipert, C., Tiezzi, E., 2008. Integrating methods for the environmental sustainability: The SPIn-Eco Project in the Province of Siena (Italy). J. Environ. Manag. 86, 332-341.

Ramaswami, A., Hillman, T., Janson, B., Reiner, M., Thomas, G., 2008. A Demand-Centered, Hybrid Life-Cycle Methodology for City-Scale Greenhouse Gas Inventories. Environ. Sci. Technol. 42 (17), 6455-6461.

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Int. J Life Cycle Assess. 13, 290-300.

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 Managem., 33 (11), 2568–2578.

Risch, E., Gutierrez, O., Roux, P., Boutin, C., Corominas, L., 2015. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems. Water Res. 77, 35-48.

Ruzzenenti, F. and Basosi, R., 2009. Evaluation of the energy efficiency evolution in the European road freight transport sector. Energy Policy, 37, 4079-4085.

Sala, S., Farioli, F., Zamagni, A., 2013. Life cycle sustainability assessment in the context of sustainability science progress (Part II)2. Int. J. Life Cycle Assessess., 18 (9), 1686-1697.

Scipioni, A., Mazzi, A., Mason, M., Manzardo, A., 2009. The Dashboard of Sustainability to measure the local urban sustainable development: The case study of Padua Municipality. Ecol. Econ. 9, 364-380.

Sonnemann, G., 2011. Global guidance principles for life cycle assessment database - Shonan Guidance Principles. In: Evers D, Kapustka L. (eds) SCP documents. UNEP - SETAC, Geneva. 158.

Strategic Energy Technology (SET) Plan, 2014. Towards an Integrated Roadmap: Research & Innovation Challenges and Needs of the EU Energy System.

Su, M., Chen, C., Yang, Z., 2016. Urban energy structure optimization at the sector scale: considering environmental impact based on life cycle assessment. J. Cleaner Prod. 112, 1464-1474.

Swarr, T., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H.L., Ciroth, A., Brent, A.C., Pagan, R. (2011), Environmental life cycle costing: a code of practice, ISBN 978-1-880611-87-6. Pensacola, SETAC.

Thabrew, L., Wiek, A., Ries, R., 2009. Environmental decision makingin multi-stakeholder contexts: applicability of life cycle thinking in development planning and implementation. J. Cleaner Prod. 17, 67–76.

UNEP-SETAC, 2007. Life Cycle Management - A business guide to sustainability.

United Nations, 1992. Agenda 21. Proc. of United Nations Conference on Environment & Development (UNCED). Rio de Janerio, Brazil.

Valdivia, S., Ugaya, C.M.L., Hildenbrand, J., Traverso, M., Mazijn, B., Sonneman, G., 2013. A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment – our contribution to Rio+20, Int. J. Life Cycle Assessess., 18 (9), 1673-1685.

Van Hoof, G., Vieira, M., Gausman, M., Weisbrod, A., 2013. Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions. Int. J. Life. Cycle Assess. 18, 1568–1580.

World Health Organization, 2013. Global Health Observatory - Urban Health". Available at: http://www.who.int/gho/urban_health/situation_trends/urban_population_growth_text/en/

Yale University, 2005. Environmental Sustainability Index - Benchmarking National Environmental Stewardship. Yale Center for Environmental Law & Policy, Yale University and Center for International Earth Science Information Network, Columbia University.

Yale University, 2014. Environmental Performance Index - Full Report and Analysis. Yale Center for Environmental Law & Policy, Yale University and Center for International Earth Science Information Network, Columbia University.

Analisi LCA comparativa di materiali isolanti tradizionali ed innovativi: Il caso del progetto ELISSA

Loredana Napolano, Valentina James

STRESS scarl, Sviluppo di Tecnologie e Ricerca per l'Edilizia sismicamente Sicura ed EcoSostenibile, Vico II San Nicola alla Dogana 9, 80133 Napoli

Email: **loredana.napolano@stress-scarl.it**

Abstract

La necessità di ridurre le emissioni e gli impatti ambientali derivanti dal settore dell'edilizia ha portato alla ricerca ed allo sviluppo di materiali e soluzioni per il miglioramento della sostenibilità degli edifici. In particolare, la letteratura scientifica ha messo in evidenza come i maggiori impatti siano attribuibili alla fase di uso di un sistema edilizio soprattutto per i consumi energetici relativi alle operazioni di climatizzazione invernale ed estiva. La scelta del materiale isolante risulta, quindi, essere determinante per il controllo e la riduzione dei consumi energetici. Il presente studio di ricerca, condotto nell'ambito del progetto ELISSA, si pone l'obiettivo di valutare i profili ambientali di due materiali isolanti innovati e di compararli con un materiale isolante tipicamente utilizzato in edilizia. Tali materiali sono analizzati considerando tutte le fasi del ciclo di vita e sono progettati in modo da garantire i requisiti minimi di prestazione energetica previsti dalle normative di settore.

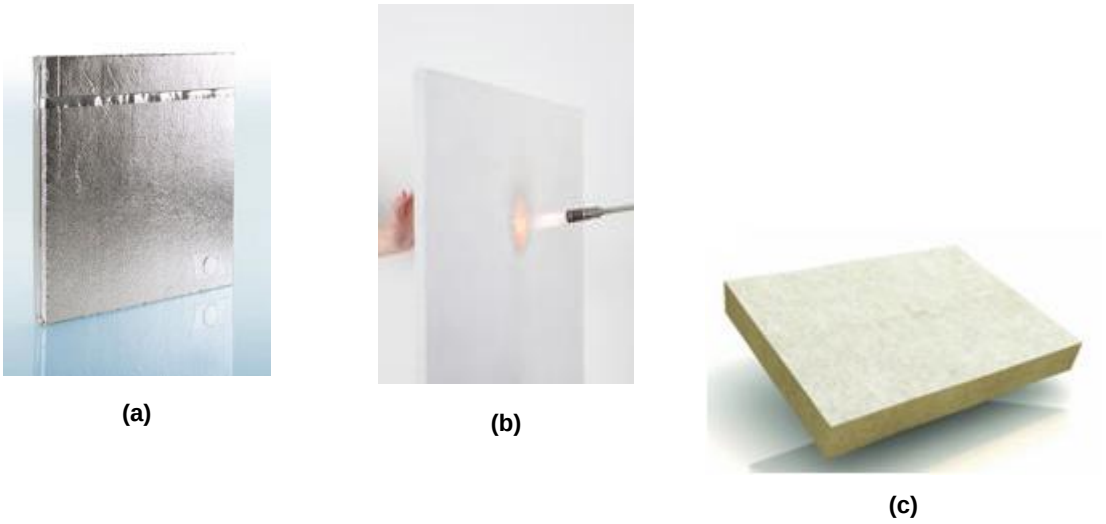
1. Introduzione

La filiera delle costruzioni è responsabile di notevoli impatti ambientali legati, sostanzialmente, all'elevato consumo di energia, al consumo di risorse naturali e allo sfruttamento del territorio. E' stato stimato, ad esempio, che alle costruzioni edili possano essere attribuiti il 40% dell'energia totale utilizzata, in termini di consumi, il 50% delle emissioni inquinanti e quasi il 50% del volume totale di rifiuti (Cabeza et al., 2014). Alla luce di tali dati, costruire e riqualificare edifici sostenibili risulta essere uno degli obiettivi fondamentali della ricerca, che attraverso lo sviluppo di nuovi materiali, sistemi e soluzioni tecnologiche, deve mirare a governare in maniera sostenibile il rapporto tra l'edificio e l'ambiente e tra l'edificio e i suoi abitanti. Una soluzione edilizia sostenibile deve, infatti, essere progettata, eseguita, manutenuta e dismessa, con lo scopo primario di contenere i consumi energetici, le emissioni di inquinanti ed i quantitativi di rifiuti prodotti, garantendo, al contempo, il comfort, il benessere e la sicurezza degli occupanti. Uno degli elementi che incide in misura notevole sulle valutazioni di sostenibilità di un edificio è sicuramente l'isolamento termico (Paragona et al., 2014, Ozel, 2012, Anastaselos et al., 2009). Il materiale isolante, infatti, se erroneamente scelto in fase di realizzazione, può determinare un'elevata percentuale di consumi energetici in fase di utilizzo di un edificio, o, viceversa, ridurre l'utilizzo di energia per il mantenimento delle condizioni di comfort termo-igrometrico all'interno dello stesso. Sulla base di tali considerazioni e nell'ambito del progetto di ricerca ELISSA (Energy efficient LIghtweight-Sustainable-SAfe –steel costruction) (ELISSA, 2013) co-finanziato dal Settimo Programma Quadro per la ricerca e l'innovazione, è stata condotta la presente

attività, il cui obiettivo è stato valutare la sostenibilità ambientale di diversi materiali isolanti, di cui due prevedono l'integrazione di materiali innovativi (Vacuum Insulation Panel ed Aerogel) ed uno convenzionale (Lana di roccia). In particolare, attraverso analisi comparative condotte mediante l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment (LCA), è stato possibile individuare la soluzione più sostenibile.

2. Materiali e Metodi

Nel presente lavoro viene applicata la metodologia LCA, in accordo alle norme (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), per valutare le prestazioni energetico - ambientali di tre materiali isolanti: (i) Vacuum Insulation Panel (VIP); (ii) AErogel (AE) e Lana di Roccia (LR). L'obiettivo è quello di stimare e confrontare il profilo ambientale dei materiali isolanti innovativi sviluppati nell'ambito del progetto ELISSA, VIP (Figura 1a) ed AE (Figura 1b) con l'ecoprofilo di un materiale isolante tipicamente usato in edilizia, LR (Figura 1c).

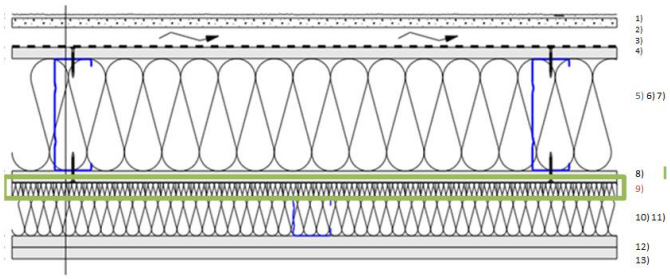


(a) **(b)** **(c)**

Figura 1: Materiali isolanti: (a) VIP; (b) AE; (c) LR

Il VIP è un materiale isolante costituito da un involucro ermetico in alluminio che racchiude e sigilla una schiuma di acido silicico, priva di aria. L'AE è costituito di silice amorfa e fibre di rinforzo e la LR è un silicato amorfo ricavato dalla roccia. Nel caso in esame, tali materiali sono usati come pannelli isolanti all'interno di una Parete Perimetrale Opaca (PPO), come riportato nela successiva Figura 2. L'unità funzionale selezionata per eseguire l'analisi è 1 m^2 di PPO contenente, di volta in volta, il materiale isolante da investigare. Si è considerato per ogni soluzione uno spessore di 2 cm e una vita utile di 40 anni. Gli elementi costruttivi investigati (PPO_1, PPO_2, PPO_3) si differenziano tra loro per il solo materiale isolante (strato 9, Figura 2), mentre risultano invariati gli altri elementi che costituiscono la parete (Figura 2).

Nella succesiva Tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche fisiche e meccaniche dei materiali isolanti oggetto d'indagine.



Componente	PPO1		PPO2		PPO3	
	mm/m²		mm/m²		mm/m²	
1) Lastra in cemento rinforzato	12,5		12,5		12,5	
2) Profili in acciaio omega con intercapedine d'aria	26		26		26	
3) Barriera al vapore	0,04		0,04		0,04	
4) Lastra in gesso	15		15		15	
5) Telaio in acciaio	Centrato a 625 mm		Centrato a 625 mm		Centrato a 625 mm	
6) Pittura intumescente (da applicare sull'acciaio)	3,8		3,8		3,8	
7) Isolante in lana di roccia	147		147		147	
8) Lastra in gesso	15		15		15	
9) Strato isolante	**VIP**	**20**	**AE**	**20**	**LR**	**20**
10) Profilo in acciaio	Centrato a 625 mm		Centrato a 625 mm		Centrato a 625 mm	
11) Isolante in lana di roccia	50		50		50	
12) Lastra in gesso	15		15		15	
13) Lastra in gesso	15		15		15	

Figura 2: Stratigrafia della parete

Tabella 1: Proprietà materiali isolanti

Materiali isolanti	Elemento costruttivo	Spessore (mm)	Densità (kg/m³)	Quantità (kg/m²)	Conducibilità λ (W/mK)
VIP	PPO_1	20	200	4	0,007
AE	PPO_2	20	100	2	0,0188
LR	PPO_3	20	36,5	0,73	0,035

Come si evince dalla Tabella 1, il VIP e l'AE offrono, rispettivamente, una conducibilità termica λ di 0,007 e 0,019 W/mK, cioè circa 5 e 2 volte superiore rispetto al materiale LR.

I confini del sistema considerati, hanno incluso l'intero ciclo di vita dei materiali, secondo l'approccio "dalla culla alla tomba", a partire dalla fase di approvvigionamento delle materie prime impiegate nella fase di produzione, fino alla fase di fine vita. In dettaglio:

1) nella fase di produzione dei materiali si è considerato il processo produttivo degli ingredienti che costituiscono i materiali isolanti nonché la realizzazione dei pannelli. In particolare in tale fase, come riportato in Tabella 1 e in accordo all'unità funzionale scelta, sono prodotti e comparati 2 kg di AE, 4 kg di VIP e 0,73 kg di LR.

2) Per la fase di installazione, sono state considerate le modalità di fissaggio dei materiali isolanti con gli altri elementi che costituiscono la parete. In particolare, mentre il VIP e l'AE sono fissati al supporto tramite adesivi a base di malta, la LR, invece, può essere posizionata e fissata tra i vari strati senza l'utilizzo di collanti.
3) la fase di uso è stata valutata considerando come parametro di riferimento la perdita di calore per trasmissione della sola parete (ϕT). La perdita di calore per trasmissione, secondo la norma (UNI EN 12831:2006) è funzionale a (Tabella 2):

- superficie dell'elemento costruttivo (A); nel caso in esame ed in accordo all'unità funzionale scelta, si è considerato 1 m^2 di parete;
- trasmittanza termica (U) della parete; la U è stata valutata considerando gli spessori e le trasmittanze di tutti gli strati che costituiscono la parete (EN ISO 6946, 2008). Essendo tutti gli strati identici, ad eccezione dell'isolamento termico, la differenza di trasmittanza U è funzione unicamente del tipo di isolate utilizzato. A titolo d'esempio in Tabella 2 si riporta il calcolo della trasmittanza termica U per la sola parete contenente il VIP (PPO_1); il valore calcolato risulta essere 0,11 W/m^2K.

Tabella 2: Trasmittanza termica U della PPO_1

PPO_1			
Componenti	**s (mm)**	**λ (W/mK)**	**d/λ (m^2K/W)**
Lastra in cemento rinforzata	12,5	0,35	0,04
Intercapedine d'aria	26	0,14	0,19
Lastra in gesso	15	0,27	0,06
Pittura intumescente	3,8	0,08	0,05
Lana di roccia	147	0,035	4,2
Lastra in gesso	15	0,27	0,06
VIP	**20**	**0,007**	**2,86**
Lana di roccia	50	0,035	1,43
Lastra in gesso	15	0,27	0,06
Lastra in gesso	15	0,27	0,06
Resistenza Termica dei materiali della parete		R_{wall} (m^2K/W)	8,98
Resistenza termica superficiale interna		R_i (m^2K/W)	0,13
Resistenza termica superficiale esterna		R_o (m^2K/W)	0,04
Resistenza torale della parete		R_t (m^2K/W)	9,15
Trasmittanza termica della parete PPO_1		**U (W/m^2K)**	**0,11**

- differenza di temperatura tra interno ed esterno (ΔT); ipotizzando di realizzare ed installare gli elementi costruttivi PPO nella zona climatica C (DPR n.412 26/08/93), la differenza tra temperatura interna (20 °C) ed esterna (2 °C) risulta essere 18 °C (UNI EN 5364, 1976);
- dalla durata del periodo di riscaldamento espresso in giorni (G). Considerando la zona climatica C, risulta che i giorni di riscaldamento risultano essere 137 (15 Novembre-31 Marzo, UNI EN 10349,1994).

Le perdite di trasmissione del calore calcolate attraverso le tre pareti risultano essere 2.0 W per la parete PPO_1, 2,5 W per la PPO_2 e 2,6 W per la PPO_3, che corrispondono, rispettivamente, ad una richiesta di riscaldamento (Q) di 388 MJ, 483 MJ e 518 MJ, valutate considerando una vita utile di 40 anni. Tutte le grandezze calcolate sono sintetizzate in Tabella 3. Si presume che il riscaldamento sia fornito da una caldaia a gas, comunemente utilizzata nella zona climatica C.

Tabella 3: Pedite di trasmissione di calore e fabbisogno termico

Materiale isolante	**Parete**	**A (m^2)**	**U**	**ΔT (°C)**	**G**	ϕT (w)	Q (MJ)
VIP	PPO_1	1	0,11	18	137	2,0	388
AE	PPO_2		0,14			2,5	483
LR	PPO_3		0,15			2,6	518

A parità di spessore, quindi, il VIP e l'AE consentono, rispettivamente, una riduzione dei consumi di circa il 25% e 7% rispetto al materiale LR.

4) Per la fase di fine vita si è considerata la decostruzione manuale dei pannelli con l'obiettivo di limitare i danni e non compromettere l'integrità degli strati isolanti. Nel caso specifico, per l'AE e la LR, si è considerato lo smaltimento in discarica autorizzata come rifiuti non pericolosi (CER 17 06 04), mentre, per il VIP si è ipotizzato che il cuore in silice possa essere riciclato per la produzione di nuovo materiale isolante e che, invece, l'involucro esterno venga smaltito in discarica.

I dati primari relativi alla intera filiera di produzione dei materiali isolanti sono stati raccolti mediante questionari sottoposti ai partner di progetto e sono stati integrati con dati secondari acquisiti dal database Ecoinvent (Hedemann & Konig, 2007) presente nel software SimaPro.

La valutazione di impatto ambientale è eseguita considerando i sei indicatori ambientali definiti dalla (UNI EN 15804, 2012) per i materiali da costruzione: Riscaldamento globale (GWP), Riduzione della fascia di ozono (ODP) Acidificazione del suolo e delle acque (AP), Eutrofizzazione (EP), Potenziale di formazione fotochimica dell'ozono (POCP), Esaurimento delle risorse abiotiche (ADP).

3. Risultati

In Figura 3, sono riportati i risultati dell'analisi LCA ottenuti dal confronto tra le diverse tipologie di pareti. Dalla valutazione degli impatti emerge che la soluzione contenente AE presenta il maggior impatto ambientale, mentre la soluzione con VIP risulta risulta essere quella più sostenibile in tutte le categorie di impatto.

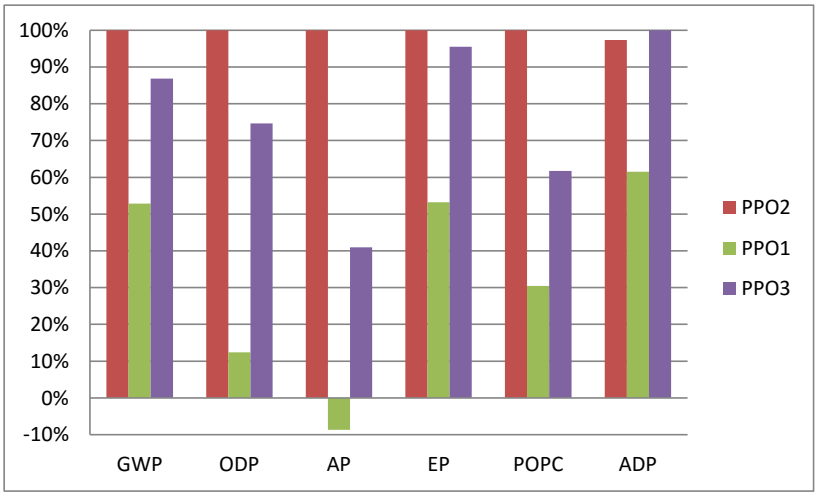


Figura 3: Risultati LCA (%)

I risultati dell'analisi LCA, espressi in termini di indicatori ambientali e per ogni fase del ciclo di vita sono riportati in Figura 4. Si noti come il contributo più consistente, per il VIP e l'AE, in ogni indicatore ambientale, sia legato alle fasi di produzione dei materiali e di uso.

Si noti invece, come la fase di produzione materiali nel caso della LR, non incida sul profilo ambientale di questa soluzione. Questo risultato è attribuibile principalmente ai minori quantitativi di LR prodotti in questa fase, circa il 30-60% in meno rispetto alle altre due alternative, come riportato in Tabella 1. Risulta invece, che la sua performance ambientale, sia influenzata quasi esclusivamente dalla fase di uso. In particolare, il consumo energetico stimato in Tabella 3 (Q) per la parete contenente LR (PPO_3) determina un maggiore impatto ambientale per la fase di uso di questa soluzione. Ad esempio, l'impatto stimato nella categoria GWP per la fase di uso della PPO_3, è 35,3 kg CO_2 eq., mentre quelli imputabili alla fase di uso della PPO_1 e PPO_2 sono, rispettivamente, 26,5 e 32,9 kg CO_2 eq.

Come specificato, per la fase di installazione è stato previsto il fissaggio con malta adesiva del VIP e dell'AE con gli altri elementi che costituiscono la parete, mentre non è stato usato alcun tipo di materiale per la LR; risulta chiaro quindi, che le PPO_1 e PPO_2, per i quantitativi di adesivo impiegato, presentino un impatto ambientale maggiore in questa fase.



Figura 4: Risultati LCA, funzione di ogni fase del ciclo di vita ed indicatore ambientale

Dall'analisi dei risultati emerge, infine, che il riciclaggio del VIP, ed in particolare del cuore in silice, consente di avere benifici ambientali nella fase di fine vita e in tutti gli indicatori ambientali considerati. Tali benefici, espressi in impatti ambientali negativi, riescono a bilanciare gli impatti imputabili alle altre fasi del ciclo di vita, determinando per la soluzione PPO_1 un miglior profilo ambientale se comparato alle altre alternative.

4. Conclusioni

Nel presente studio, sono state esaminate le prestazioni ambientali di tre materiali usati come pannelli isolanti in pareti perimetrali opache: 1) Vacuum Insulation Panel (VIP), 2) Aerogel (AE) e 3) Lana di Roccia (LR) sviluppati nel corso del progetto ELISSA. Lo studio è stato condotto attraverso l'utilizzo della tecnica LCA con approccio "dalla culla alla tomba" che, ha fornito le indicazioni relative al carico ambientale associato alle diverse tecniche di isolamento.

Sebbene sia stato dimostrato che le due soluzioni innovative, VIP ed AE, consentano di ridurre i consumi energetici di circa il 15% rispetto ai materiali tradizionali, il loro impatto ambientale risulta essere maggiore. Ad incidere negativamente sull'impatto ambientale del VIP e dell'AE è, in particolare, la fase di produzione dei materiali. Tuttavia, i risultati LCA hanno documentato che il potenziale riciclaggio del VIP a fine vita consente di ridurre l'impatto ambientale di questa soluzione, determinandone un miglior profilo ambientale se comparato alle altre alternative.

In conclusione, le analisi LCA presentate possono fornire ai progettisti informazioni utili sugli impatti ambientali di diversi sistemi di isolamento; dati che, potrebbero essere utilizzati come strumento di supporto alle decisioni durante la progettazione e realizzazione di un sistema edilizio nella scelta della soluzione di isolamento termico più sostenibile. Infine, i risultati ottenuti possono essere anche impiegati per individuare l'elemento che più incide sul profilo ambientale delle soluzioni innovative, nonché di identificare delle strategie per il raggiungimento e miglioramento del livello di sostenibilità delle stesse.

5. Ringraziamenti

La presente attività di ricerca è stata sviluppata nell'ambito del progetto di ricerca ELISSA (Energy efficient LIghtweight- Sustainable-SAfe –steel costruction) rientrante nel settimo programma quadro. Gli autori intendono ringraziare tutti i partner di progetto (NTUA, KNAUF, Univeristà degli studi di Napoli FEDERICO II, COCOON, ZAE BAYERN, ULSTER University, FARBE, VA-Q-TEC, WOLFEL) per la collaborazione e il contributo tecnico-scientifico fornito.

6. Bibliografia

Anastaselos, D, Giama, E, Papadopoulos, A, 2009. An assessment tool for the energy,economic and environmental evaluation of thermal insulation solutions. Energ Buildings. 41, 1165–1171;

DPR n.412 26/08/93, Regolamento recante norme per la progettazione, l'installazione, l'esercizio e la manutenzione degli impianti termici degli edifici ai fini del contenimento dei consumi di energia;

ELISSA project, 2013 (Energy efficient LIghtweight- Sustainable-SAfe –steel costruction), http://elissaproject.eu/;

EN ISO 6946, 2008. Building components and building elements - Thermal resistance and thermal transmittance - Calculation method;

Hedemann, J,& König, U, 2007. Technical Documentation of the Ecoinvent 3 Database. Final report Ecoinvent 3 data v2.0, No. 4. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH;

ISO 14040, 2006. Environmental management. Life cycle assessment: principles and guidelines;

ISO 14044, 2006. Environmental management. Life cycle assessment: Requirements and guidelines;

Cabeza, LF, Rincón, L, Vilariño, V, Pérez, G, Castell, A, 2014. Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. Renew Sust Energ Rev. 29, 394–416;

Ozel, M, (2012). Cost analysis for optimum thicknesses and environmental impacts of different insulation materials, Energ Buildings. 49, 552–559;

Pargana, N, Duarte Pinheiro, M, Dinis Silvestre, J, de Brito, J, 2014. Comparative environmental life cycle assessment of thermal insulation materials of buildings. Energ Buildings 82, 466–481;

UNEP, Buildings and Climate Change: Status, Challenges and Opportunities,United Nations Environment Programme, New York, USA, 2007, pp. 87;

UNI EN 12831, 2006. Heating systems in buildings: Method for calculation of the design heat load;

UNI EN 15804, 2012. Sustainability of construction works—environmental product declarations—core rules for the product category of construction products;

UNI 10349, 1994. Riscaldamento e Raffrescamento degli edifici, dati climatici;

UNI 5364, 1976. Temperature esterne invernali di progetto.

La Life Cycle Assessment come strumento di supporto per lo sviluppo di materiali e sistemi innovativi per l'edilizia

Loredana Napolano, Valentina James, Alberto Zinno

STRESS scarl, Sviluppo di Tecnologie e Ricerca per l'Edilizia sismicamente Sicura ed EcoSostenibile, Vico II San Nicola alla Dogana 9, 80133 Napoli

Email: **loredana.napolano@stress-scarl.it**

Abstract

Il presente lavoro sintetizza le principali analisi LCA di prodotti e tecnologie edilizie innovative condotte, nell'ambito di progetti nazionali ed Europei, dalla società STRESS S.c.a r.l. L'obiettivo principale è dimostrare come lo strumento del Life Cycle Assessment (LCA) possa fornire un valido supporto per l'analisi, lo sviluppo e la produzione di nuovi materiali, sistemi e tecnologie da impiegare nel settore delle costruzioni al fine di ridurre gli impatti ambientali ad esso imputati.

1. Introduzione

Il settore delle costruzioni, pur costituendo un elemento fondamentale dell'economia italiana (10,88% del PIL, 28,2% dei lavoratori operanti nell'industria e circa l'8% degli occupati nell'intero sistema economico nazionale) è responsabile di notevoli impatti ambientali legati, sostanzialmente, all'elevato consumo di energia e di risorse naturali, nonché alla produzione di rifiuti e allo sfruttamento del territorio (Cabeza et al, 2014). Alcune delle strategie per la riduzione ed il contenimento degli impatti imputabili al settore edile sono il risparmio energetico e lo sviluppo e l'adozione di materiali e tecnologie innovative, sostenibili ed a basso impatto ambientale. La proposizione di una nuova tecnologia o materiale tuttavia, non deve esclusivamente basarsi su considerazioni progettuali-tecnologiche, ma tenere in considerazione anche dinamiche ambientali in termini di consumo di materiali, energia ed emissioni in atmosfera. Lo strumento riconosciuto a livello internazionale per le analisi di impatto ambientale è la Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment - LCA), metodologia standardizzata dalle norme (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), la quale consente, di quantificare gli impatti ambientali di prodotti, processi e servizi, considerando tutto il ciclo di vita, dalla fase di estrazione delle materie prime fino la fase di dismissione. In particolare, attraverso analisi comparative, è possibile individuare la soluzione che, a parità di prestazione, minimizzi gli impatti ambientali.
Risulta quindi fondamentale la diffusione di strutture e centri di ricerca in grado di propendere verso una maggiore attenzione verso concetti di sostenibilità, come la società STRESS scarl (STRESS scarl, 2010), che attraverso numerosi progetti di ricerca, si propone di valutare le performance ambientali di materiali e tecnologie innovative da inserire nel mercato delle costruzioni.

In particolare, il presente lavoro, illustra le analisi LCA condotte su materiali e tecnologie innovative, sviluppate in numerosi progetti di ricerca, nazionali ed europei, quantificando i benefici ambientali legati alla loro adozione. In particolare si presentano i risultati LCA di 5 progetti di ricerca, uno nazionale e tree europei: PROVACI e METRICS, DAPHNE, ELISSA, BIOCORIN.

2. I progetti di ricerca

2.1. I progetti PON R&C: PROVACI e METRICS

I recenti eventi sismici che hanno colpito diverse Regioni Italiane ed i danni che hanno interessato buona parte del costruito dei centri storici, ha drammaticamente messo in evidenza la necessità di considerare, affrontare ed analizzare gli interventi di recupero, rafforzamento e miglioramento sismico dell'edilizia.

Se da un lato molti studi puntano all'upgrading prestazionale analizzando l'edificio da un punto di vista costruttivo e strutturale, dall'altro, tuttavia, si rileva la mancanza di un approccio sostenibile sul recupero dell'esistente. In questo ambito si inseriscono i Progetti di ricerca **PROVACI** (Tecnologie per la PRotezione e la VAlorizzazione DI Complessi di Interesse culturale) (PON 01_02324; PROVACI, 2011-2015),e **METRICS** (Metodologie e Tecnologie per la Riqualificazione dei Centri Storici e degli Edifici di Pregio) (PON03PE_00093_5; METRICS, 2013-2016) rientrantI nel programma Operativo Nazionale per la Ricerca e la Competitività PON-REC 2007-2013, che mirano allo sviluppo di metodologie e tecniche sostenibili per la riqualificazione e valorizzazione del costruito storico. In particolare, attraverso analisi LCA comparative tra le tecniche, le metodologie ed i materiali impiegati per il consolidamento e il recupero del costruito esistente è stato possibile individuare la soluzione di recupero che, a parità di prestazione meccanica fornita all'edificio esistente, minimizzi al tempo stesso gli impatti ambientali. Sulla base dei dati attenuti da indagini conoscitive e diagnostiche condotte sui siti dimostratori dei progetti, e in funzione della tipologia di danno da mitigare, sono state individuate due tecniche di intervento:

1) Tecnologia di incatenamento
2) Tecnologia di intonaco armato.

Per ognuna di esse sono stati identificati differenti scenari di analisi in funzione dei diversi materiali utilizzati per la realizzazione dell' elemento di rinforzo, che possono essere sia tradizionali che innovativi. Come unità funzionale per l'analisi comparativa dei diversi scenari è stata individuata la specifica prestazione meccanica della tecnologia indagata.

I confini del sistema hanno incluso tutto il ciclo di vita delle tecnologie considerate. Per quel che concerne la tecnologia di incatenamento, i confini del sistema, hanno incluso la fase di produzione dei sistemi di incatenamento, la fase di installazione, la fase di manutenzione e la fase di rimozione e fine vita della barra e degli ancoraggi; invece per tutte le tipologie di intonaco sono state

analizzate la fase di produzione materiali (fibre e rete), la fase di applicazione dell'intonaco e la fase di rimozione e smaltimento del sistema di rinforzo.

Per la realizzazione dell'inventario dei consumi di risorse e di energia, associati ai materiali e ai relativi processi di produzione ed installazione delle due tecniche di consolidamento, sono stati utilizzati sia dati primari, forniti principalmente dai partner dei progetti (produzione acciaio, elementi di rinforzo per gli intonaci, materiali compositi), che secondari, utilizzando dati presenti in banche dati (es. Ecoinvent, (Hedemann & Konig, 2007)).

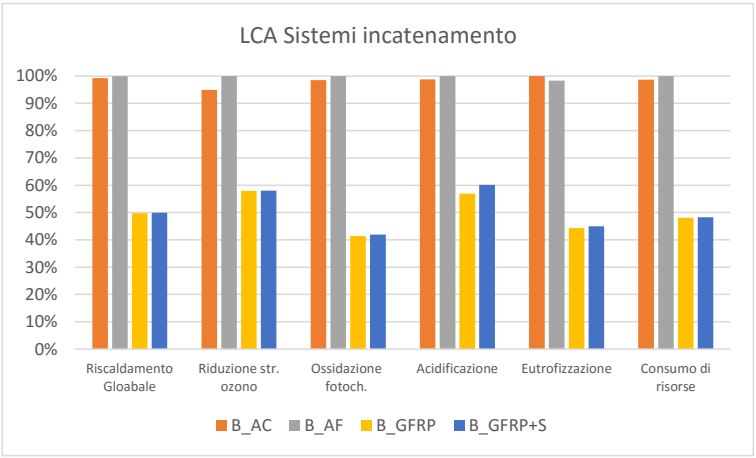
L'entità delle emissioni nell'ambiente e i danni in termini di qualità dell'ecosistema, cambiamento climatico e consumo di risorse sono stati calcolati e quantificati utilizzando le sei categorie di impatto riportate nella norma (UNI EN 15804, 2012): Riscaldamento Globale, Riduzione dello Strato di Ozono, Ossidazione Fotochimica, Acidificazione, Eutrofizzazione, Consumo di risorse abiotiche.

Per la tecnologia *Incatenamento*, si è condotto, uno studio comparativo tra barre in acciaio e barre in materiale composito, In particolare:

- Barra in Acciaio con sistema di tesatura a Caldo (B_AC);
- Barra in Acciaio con sistema di tesatura a Freddo (B_AF);
- Barra in materiale in fibra di vetro pultrusa (B_GFRP, Figura 1a)
- Barra in materiale in fibra di vetro pultrusa con sensori in fibra ottica (B_GFRP+S).

L'unità funzionale scelta per valutare e comparare il profilo ambientale dei quattro sistemi alternativi di incatenamento è *"1 m di barra dimensionata a parità di resistenza meccanica".*





(a) (b)

Figura 1: (a) B_GFRP; (b) Risultati LCA

In Figura 1b, sono riportati i risultati delle analisi LCA ottenuti dal confronto tra le tecnologie di incatenamento considerate, barre in acciaio (B_AF, B_AC) e in GFRP (BGFRP e B_GFRP+S). Dalla valutazione degli impatti, emerge che le

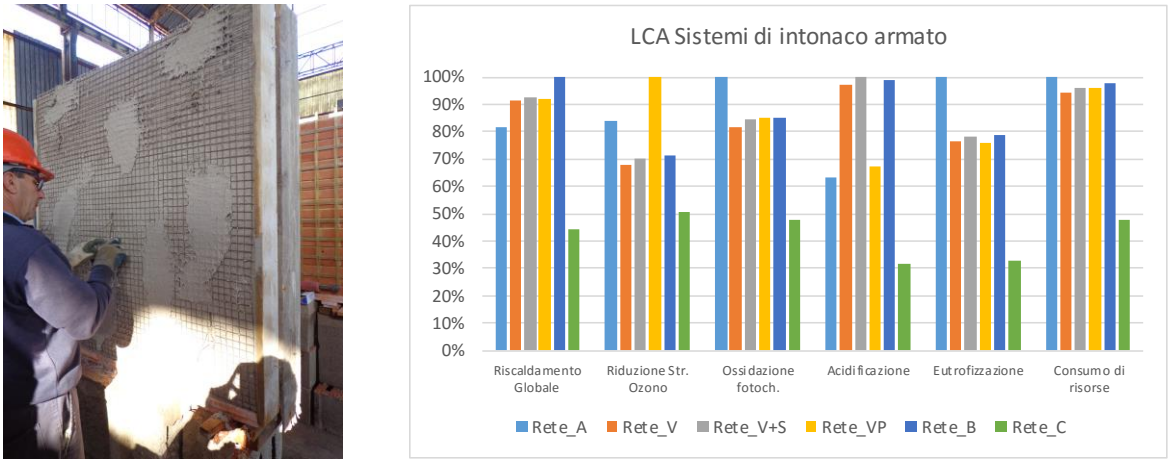
B_AF e B_AC presentano un impatto ambientale maggiore, di circa il 50%, rispetto agli altri due scenari in tutte le categorie di impatto considerate.

Dall'analisi dei risultati si evince come il metodo di tesatura per la barra in acciaio non incida sul profilo ambientale della stessa; la B_AF e la B_AC presentano infatti, profili ambientali simili in tutte le categorie ambientali. Analogamente, l'uso e l'inserimento di sistemi di monitoraggio all'interno della barra in GFRP, non incidono sul profilo ambientale della barra in materiale composito.

Per il sistema *Intonaco armato* (Figura 2a) sono state considerate 6 alternative costituite da elementi di rinforzo progettati e realizzati con materiali differenti.

- Rete in Acciaio (Rete_A);
- Rete in fibra di Vetro (Rete_V);
- Rete Pultrusa in fibra Vetro (Rete_VP)
- Rete in fibra di Vetro Sensorizzata (Rete_V+S)
- Rete in fibra di Basalto (Rete_B);
- Rete in fibra di Canapa (Rete_C, Figura 2a)

L'unità funzionale scelta per il confronto tra le diverse alternative è *"1 m^2 di intonaco armato progettato in modo tale da garantire la stessa resistenza al taglio (almeno 60 kN)"* al paramento murario.



(a) *(b)*

Figura 2: (a) Sistema di intonaco armato; (b) Risultati LCA

Il confronto ambientale tra le tecnologie di intonaco armato, Figura 2b, mostra che le alternative in fibra di vetro (Rete_V, Rete_V+S e Rete_VP) presentano simili profili ambientali, eccetto nelle categorie di Riduzione dello strato di ozono ed Acidificazione.

Infatti, un significativo contributo alla riduzione dello strato di ozono è fornito dalla soluzione in vetro pultruso (Rete_VP) che, presenta un impatto maggiore rispetto a tutte le tipologie di intonaco investigate. Nella categoria di Acidificazione, invece, la Rete_VP presenta impatto minore rispetto alle alternative della stessa tipologia (Rete_V e Rete_V+S) mentre, l'impatto maggiore rispetto a tutte le soluzioni, è determinato dalla Rete_V+S e Rete_B.

Inoltre, l'intonaco armato in basalto (Rete_B) presenta impatto ambientale maggiore nella categoria di Riscaldamento Globale, mentre la soluzione in fibra di Acciaio (Rete_A) nelle categorie di Ossidazione fotochimica, Eutrofizzazione e Consumo di risorse. Infine, la soluzione in canapa (Rete_C), risulta essere quella più sostenibile. Il suo impatto infatti, è circa 50-70% in meno rispetto alla soluzione con il profilo ambientale peggiore.

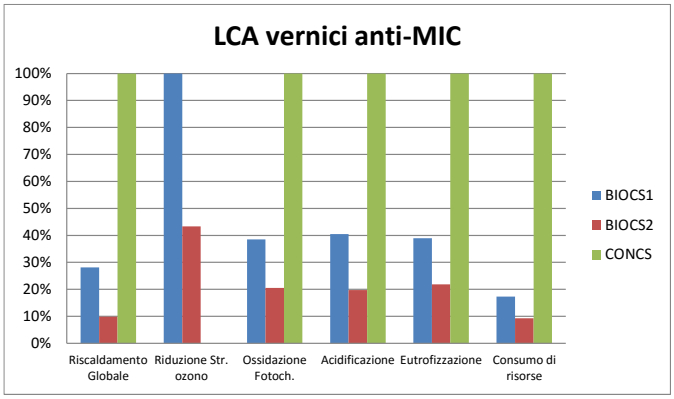
2.2. Il progetto BIOCORIN

La biocorrosione o MIC (Microbiological Induced Corrosion) è un processo deteriorante dei metalli (sommersi, interrati, etc.) dovuto all'azione di diversi microorganismi (alghe, batteri, etc.) che, attraverso la formazione di un biofilm, aderiscono alla superficie metallica, alterandone le caratteristiche. Per ridurre al minimo i fenomeni di degrado, nonché i costi per la protezione delle strutture, bisogna, principalmente, garantire la conservazione del rivestimento esterno. In quest'ottica, numerose ricerche sono state incentrate sullo sviluppo di soluzioni passive (rivestimenti esterni), in grado di inibire il processo di corrosione microbica sulle superfici metalliche. Tra i metodi di mitigazione della biocorrosione più diffusi, vi è l'utilizzo di soluzioni ad alto impatto ambientale ed economico tra cui i biocidi, le resine epossidiche, acriliche e poliuretaniche.

In tale contesto si inserisce il progetto "BIOCORIN" (New BIOcoating For COrRosIoN in metal surfaces) il cui obiettivo è sviluppare una soluzione innovativa e sostenibile in grado di contrastare la corrosione metallica indotta da attività microbiche.

BIOCORIN (BIOCORIN, 2012-2015) è un progetto Europeo finanziato nell'ambito del VII programma quadro per la ricerca e l'innovazione. Il progetto parte da un attento studio dei microrganismi che possono causare la biocorrosione sulle superfici metalliche, per poi analizzare la gamma di microrganismi "antagonisti" in grado di esibire le rispettive proprietà Anti-MIC. Tali microrganismi sono stati inseriti in un gel e le proprietà del rivestimento finale, tra cui la resistenza alla corrosione chimica, la stabilità meccanica e la vitalità dei microrganismi Anti-MIC, sono state dapprima testate in laboratorio e successivamente su casi reali reali ubicate in diverse zone climatiche e marine: Olanda, Spagna, Italia.





(a) *(b)*

Figura 3: (a) BIOCS1 e BIOCS2; (b) Risultati LCA

In particolare, sono state prodotte due soluzioni innovative (Figura 3a):

- ***BIOCS$_1$*** ,vernice bicomponente composta da un primo strato protettivo di matrice sol gel e da un secondo strato polimerico in cui sono incapsulati i microorganismi;
- ***BIOCS$_2$*** ,vernice composta di due strati di matrice sol gel, in cui sono incorporati i microrganismi.

Le performance ambientali delle due vernice sono state comparate con una vernice tradizionale (CONCS) e l'unità funzionale scelta per il confronto è *quantità di vernice necessaria a rivestire 1 m^2* di superfice metallica, mentre i confini del sistema hanno incluso tutte le fasi del ciclo di vita: fase di produzione della vernice, fase di installazione su superficie metallica (incluso il trasporto dal luogo di installazione al luogo di applicazione), fase di uso e manutenzione e fase di fine vita. L'analisi di inventario è stata condotta utilizzando dati primari e secondari. I dati relativi al processo produttivo delle vernici BIOCS (materie prime, consumi energetici, etc.) sono stati forniti direttamente dai Partner del progetto. Gli altri dati, invece, sono stati ricavati da analisi della letteratura oppure ottenute dal database Ecoinvent (Hedemann & Konig, 2007).

La valutazione della performance ambientali è stata realizzata considerando le seguenti categorie di impatto, (UNI EN 15804, 2012): Riscaldamento Globale, Riduzione dello Strato di Ozono, Ossidazione Fotochimica, Acidificazione, Eutrofizzazione, Consumo di risorse abiotiche.

I risultati LCA (Figura 3b) hanno mostrato che le soluzioni innovative BIOCS, presentano un minor impatto ambientale rispetto la soluzione convenzionale, CONCS. Si è dimostrato che tale risultato è imputabile ai seguenti fattori:

- Minori quantità di BIOCS sono prodotte ed impiegate per coprire 1 m^2 di superficie in acciaio (0,5 Kg di BIOCS contro 1,2 kg di CONCS);
- Minor consumo di energia per la produzione delle soluzioni BIOCS (Circa il 40%);

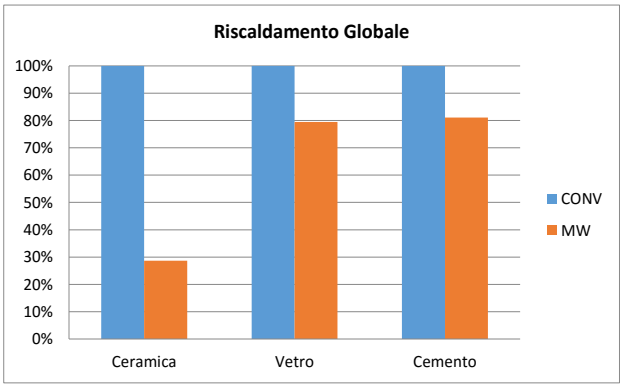
- Sostituzione dei componenti chimici con elementi naturali (Microorganismi);
- Maggior vita utile dei prodotti BIOCS (7 anni invece di 5 anni).

2.3. Il progetto DAPHNE

Il progetto Europeo DAPHNE “Development of Adaptive ProductioN system for Eco-efficient firing processes” (DAPHNE, 2012-2015), finanziato nell’ambito del VII programma quadro per la ricerca e l’innovazione, mira ad ottimizzare i processi di produzione della ceramica, del vetro e del cemento sostituendo ai tradizionali forni di cottura una tecnologia basata sul forno a microonde.

Vetro	Unità	MW	CONV	Riduzione
Gas Naturale	kWh/t	42,90	1,76	
Elettricità	kWh/t	1859	2398	
TOTALE		1901,90	2399,76	21%
Ceramica	**Unità**	**MW**	**CONV**	
Gas Naturale	kWh/t	0,00	15339,00	
Elettricità	kWh/t	1223,00	7,08	
Totale	kWh/t	1223,00	15346,08	92%
Cemento	**Unità**	**MW**	**CONV**	
Gas Naturale	kWh/t	0,00	5777,00	
Elettricità	kWh/t	4050,00	0,00	
TOTALE	kWh/t	4050,00	5777,00	30%

(a)



(b)

Figura 4: (a) Consumi energetici; (b) Riscaldamento Globale

L’attività di ricerca e sperimentazione ha permesso di valutare la possibilità di convertire i processi produttivi di 3 materiali da costruzione (Cemento, Ceramica, Vetro) utilizzando forni a Microonde (MW), piuttosto che i metodi di cottura convenzionali (CONV).

ùSono state condotte per ognuno dei materiali, analisi ambientali comparative tra i due processi di produzione, CONV e MW, ed i risultati LCA, dimostrano che la tecnologia a microonde implica un minor consumo energetico e riduce le emissioni in atmosfera.

I confini del sistema hanno incluso solo la fase di produzione dei materiali, ed in particolare quella di cottura delle materie prime, mentre, sono state escluse, tutte le altre fasi del ciclo di vita (fase di uso, fase di fine vita), in quanto valutate simili in entrambi i processi. L’unità funzionale scelta per l’analisi LCA è una tonnellata di materiale prodotto utilizzando entrambi i metodi di produzione.

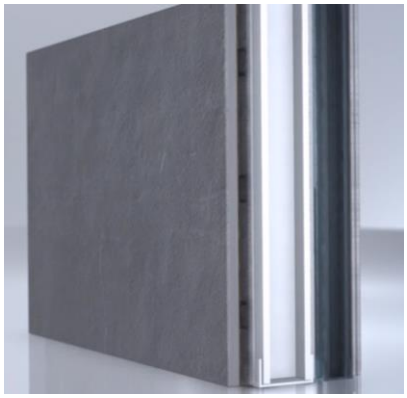
La maggior parte dei dati utilizzati nello studio sono di origine primaria in quanto forniti dai partner industriali presenti nel progetto. Ad esempio, il partner Karaben, ha fornito i dati relativi ai processi di produzione dei materiali ceramici, mentre Cemex e Santos Barosa i dati relativi, rispettivamente, ai materiali cementizi e vetrosi.

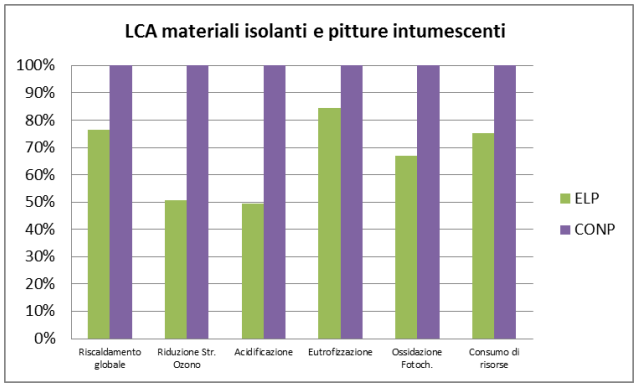
Con l'intento di prendere in considerazione le principali problematiche ambientali potenzialmente causate dai metodi di cottura convenzionali, nella fase di valutazione degli impatti ambientali, si sono quantificati unicamente i consumi energetici e le emissioni di gas serra di entrambi i processi investigati.

Dalla valutazione degli impatti riportati in Figura 4 emerge che l'adozione di sistemi di cottura MW implica, difatti, una riduzione di circa il 20-90% dei consumi energetici (Figura 4°) e una riduzione di circa il 20-70% delle emissioni di CO_2 (Figura 4b).

2.4. Il progetto ELISSA

L'obiettivo del progetto ELISSA "Energy efficient lightweight-sustainable-safe-steel construction, 7° Programma quadro" (ELISSA, 2013-2016) è sviluppare, sperimentare e realizzare pareti con panelli prefabbricati a secco con nanomateriali e scheletro in acciaio alleggerito con elevate prestazioni termiche, sismiche e di resistenza al fuoco.





(a) *(b)*

Figura 5: (a) ELP; (b) Risultati LCA progetto Elissa

Tale risultato è strettamente connesso all'impego di nanomateriali isolanti accuratamente preselezionati (es. VIPs), a metodi di connessione innovativi tra acciaio-acciao ed acciaio-pannello ed all'utilizzo di pitture intumescenti per la protezione dello scheletro in acciaio.

Mentre, le performance strutturali e di resistenza al fuoco sono state validate attraverso test sperimentali e prove di laboratorio, le performance energetico-ambientali dei materiali isolanti e delle pitture intumescenti sono state valutate attraverso analisi ambientali LCA. In particolare, sono stati comparati due pareti progettate in modo da garantire le stesse performance energetiche (U≈0.12 m^2K/W) e di resistenza al fuoco:

- *pannello Elissa* (ELP, Figura 5°) contenente il VIP come materiale isolante e la pittura intumescente innovativa;
- *pannello convenzionale* (CONV) contenente la lana di roccia come strato isolante e una tradizionale vernice ignifuga.

L'unità funzionale selezionata per eseguire l'analisi è 1 m^2 di ELP e CONV ed i confini del sistema considerati, hanno incluso l'intero ciclo di vita dei materiali, secondo l'approccio "dalla culla alla tomba", a partire dalla fase di approvvigionamento delle materie prime impiegate nella fase di produzione, fino alla fase di fine vita. I dati primari relativi alla ciclo di vita dei materiali isolanti e delle pitture intumescenti sono stati forniti dai partner di progetto e sono stati integrati con dati secondari acquisiti dal database Ecoinvent (Hedemann & Konig, 2007).

I risultati LCA, espressi secondo gli indicatori ambientali definiti dalla norma (UNI EN 15804, 2012) (Riscaldamento Globale, Riduzione dello Strato di Ozono, Ossidazione Fotochimica, Acidificazione, Eutrofizzazione, Consumo di risorse abiotiche), Figura 5b, dimostrano che il sistema ELP, presenta un impatto ambientale minore di circa il 20-50% rispetto alla soluzione CONP. Tale risultato è principalmente imputabile ai minor quantativi di materiale isolante e di pittura impiegati per la realizzazione del pannello ELP. Con lo scopo di garantire le stesse performance energetiche e di resistenza al fuoco infatti, si è valutato che in 1 m^2 di ELP sia presente un pannello in VIP di 2 cm e circa 1,03 kg di pittura intumescente, mentre in 1 m^2 di CONP uno strato in lana di roccia di circa 7 cm e 2.5 kg di pittura.

3. Conclusioni

Nel presente articolo sono state esaminate le prestazioni ambientali di materiali e tecnologie innovative sviluppate nell'ambito di diversi progetti nazionali ed Europei condotti dalla società STRESS scarl.

Le analisi LCA, da essa condotte, e i cui risultati sono stati sopra esposti, hanno dato la possibilità di dimostrare inequivocabilmente la validità dello strumento LCA, come supporto alla progettazione e alla produzione di nuovi materiali e tecnologie. Inoltre, attraverso la LCA, è stato possibile confrontare materiali e processi tradizionali con quelli innovativi al fine di selezionare la soluzione che, a parità di prestazione, presenti minori impatti ambientali e/o identificare la fase del ciclo di vita con maggiore impatto.

4. Ringraziamenti

Gli autori intendono ringraziare tutti i partner dei vari progetti presentati per la collaborazione e il contributo tecnico-scientifico fornito.

5. Bibliografia

BIOCORIN project, 2012-2015 (New biocoating for inhibition of corrosion in metal surface), Grant Agreement N.282881 http://www.biocorin.eu/;

DAPhNe project 2012-2015 (Development of adaptive ProductioN systems for Eco-efficient firing processes), Grant Agreement N.314636, http://daphne-project.eu/en/;

ELISSA project, 2013-2016 (Energy efficient Lightweight- Sustainable-Safe –steel costruction), Grant Agreement N.609086 http://elissaproject.eu/;

UNI EN 15804 (2012) Sustainability of construction works—environmental product declarations—core rules for the product category of construction products;

Hedemann, J,& König, U, 2007. Technical Documentation of the Ecoinvent 3 Database. Final report Ecoinvent 3 data v2.0, No. 4. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH;

ISO 14040 (2006) Environmental management. Life cycle assessment: principles and guidelines;

ISO 14044 (2006) Environmental management. Life cycle assessment: Requirements and guidelines;

L. F. Cabeza, L. Rincón, V. Vilariño, G. Pérez, A. Castell, Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 29 (2014) 394–416;

METRICS, 2013-2016 (Metodologie e Tecnologie per la Riqualificazione dei Centri Storici e degli Edifici di Pregio) Programma Operativo Nazionale "Ricerca e Competitività 2007-2013"- Ambito: Tecnologie per la Smart Communities, Beni Culturali ed edilizia sostenibile. http://www.progetto-metrics.it/index.php

PROVACI, 2011-2015 (Tecnologie per la PROtezione sismica e la Valorizzazione di Complessi di Interesse culturale) Programma Operativo Nazionale "Ricerca e Competitività 2007-2013" Regioni Convergenza – "Settore: Beni Culturali". PON 01_02324, http://progettoprovaci.it/;

STRESS scarl 2010, Sviluppo Tecnologie e Ricerca per l'Edilizia Sismicamente Sicura ed ecoSostenibile http://www.stress-scarl.com/it/.

Life Cycle Assessment di calcestruzzi leggeri: benefici derivanti dall'utilizzo di materiali riciclati

Sandro Pascale, Francesca D'Aversa

Consorzio TRE (Tecnologie per il recupero edilizio),
vico II S.Nicola alla Dogana 9, 80133 Napoli

Email: **sandro.pascale@consorziotre.it**

Abstract

L'utilizzo di materiali riciclati può rappresentare una reale svolta nell'ambito della riduzione degli impatti ambientali connessi alla produzione del calcestruzzo. Ricorrendo a residui di altri processi produttivi, o riutilizzando materiali a "fine vita", si ottiene un doppio vantaggio: si evita lo smaltimento in discarica e non si ricorre a risorse naturali vergini. L'obiettivo dello studio è di analizzare l'impronta di carbonio e l'energia inglobata di otto diverse formulazioni innovative di calcestruzzo a base di leganti geo-polimerici e aggregati riciclati per compararle con quelle di prodotti similari in calcestruzzo leggero tradizionale. Nelle conclusioni si evidenziano i possibili benefici ambientali derivanti dall'utilizzo su vasta scala del calcestruzzo innovativo proposto evidenziandone inoltre i processi produttivi più impattanti da ottimizzare.

1. Introduzione

Al ciclo di vita del calcestruzzo sono associati impatti ambientali molto rilevanti; la necessità di ridurli ha promosso la ricerca di materiali innovativi in grado di incrementare sia la sostenibilità ambientale che la performance energetica degli edifici del futuro. L'obiettivo del nostro lavoro di ricerca è valutare le performance ambientali in termini di Embodied Energy e Global Warming Potential di un calcestruzzo a base di leganti geo-polimerici e aggregati riciclati.

2. Metodologia

L'analisi del ciclo di vita descritta di seguito è stata condotta in accordo con la normativa corrente in materia di LCA (ISO14040 – ISO14044:2006). Il campo di applicazione dello studio è "dalla culla al cancello" con ipotesi sul fine vita.

2.1. Obiettivo dello studio

Lo studio si propone di calcolare gli impatti ambientali di otto miscele di calcestruzzo a base di legante geopolimerico e aggregato riciclato sviluppate nell'ambito del progetto SUS-CON (www.sus-con.eu) e di comparare i risultati ottenuti con le performance ambientali di prodotti similari in calcestruzzo leggero tradizionale.

2.2.1 Materiali analizzati

Per produrre il calcestruzzo "sostenibile" SUS-CON sono stati utilizzati vari aggregati e leganti da riciclo. Gli aggregati utilizzati, al termine di una preselezione tra tredici differenti flussi di "rifiuto" sono:

- **Pellet in poliuretano (PU)**: ottenuto tramite processi di triturazione e pelletizzazione di schiume poliuretaniche rigide provenienti da raccolta differenziata;
- **Plastiche Remix (RX)**: realizzato tramite estrusione e successiva espansione di plastiche miste da rifiuti urbani (Mixed Plastic Wastes – MPW), altrimenti destinate in discarica o al recupero energetico;
- **Gomma di pneumatici (**Tire Rubber **TR)**: prodotto da pneumatici fuori uso (PFU equivalente dell'inglese End of Life Tires – ELT) che sono stati triturati fino ad ottenere le adeguate dimensioni granulometriche.

Le materie riciclate adoperate per la matrice geo-polimerica sono:

- **Ceneri volanti (**Pulverised fuel ash **PFA)**: residuo solido ricavato dai filtri dei fumi di combustione delle centrali termo-elettriche a carbone polverizzato. Per questo materiale non sono stati considerati impatti ambientali perché viene utilizzato talquale senza la necessità di ulteriori trattamenti.
- **Scorie d'altoforno (**Ground Granulated Blast-furnace Slag **GGBS**): prodotto dalla macinazione dei granuli di scarto della produzione del ferro. Per la LCA sono stati considerati soltanto gli impatti ambientali relativi al processo di macinazione.

Altro materiale molto promettente come sostituto del cemento Portland sono risultati i cicloni derivanti dal processo di produzione della perlite, ma che non sono oggetto di tale studio. Per attivare il calcestruzzo geo-polimerico sono stati adoperati prodotti commerciali, quali idrossido di sodio e silicato di sodio, ma sono stati sperimentati anche possibili attivatori da residui, quali microsilice e ceneri di lolla di riso, molto promettenti per future formulazioni totalmente a base di costituenti riciclati.

Nell'ambito del progetto sono stati prodotti tre differenti tipi di prototipo, blocchi, massetti e pannelli per tamponature.

Tabella 1a: Quadro riassuntivo delle soluzioni SUS-CON

Concrete ID	Aggregate	Volume	Binder matrix	Volume	Application
RX4	Remix	55%	PFA	45%	**panels for facades**
PU21	PU	45%	PFA/GGBS	45%/10%	
RX11	Remix	40%	PFA/GGBS	30%/30%	**blocks**
PU11	PU	60%	PFA	40%	
TR4	TR	50%	PFA	50%	
PU30	PU	45%	PFA/GGBS	10%/45%	
PU4	PU	50%	PFA	50%	
PU19	PU	45%	PFA/GGBS	40%/15%	**floor screeds underlay**



Figura 1: Prototipi sviluppati nell'ambito del progetto SUS-CON

Prodotti Benchmark

I calcestruzzi leggeri considerati in questo studio comparativo hanno come legante cemento portland mentre sono stati considerati due tipi di aggregato, il polistirene espanso (EPS) e l'argilla espansa.

Tabella 1b: Quadro riassuntivo delle soluzioni Benchmark

Concrete ID	Aggregate	Volume	Binder matrix	Application
S1	EPS	50%	Portland cement (CEM I 42.5R) + Natural sand	**Floor screeds underlay**
S2	Exp. Clay	55%		
B1	EPS	55%		**Blocks**
B2	Exp. Clay	50%		
P1	EPS	60%		**Panels for facades**

2.3. Unità funzionale

Per svolgere un equo confronto degli impatti ambientali dei prodotti in calcestruzzo SUS-CON rispetto ai prodotti in calcestruzzo tradizionali, ci si è riferiti alla funzione predominante svolta dal prodotto in esame. Non essendo SUS-CON un calcestruzzo strutturale, si è individuato come funzione principale l'isolamento dell'edificio. Per tutti i prodotti di questo studio (sia innovativi sia tradizionali) si è scelta come unità funzionale una superficie di un metro quadrato e spessore variabile in grado di garantire una resistenza termica R = 1 (espressa in m^2K / W), come prescritto dal prEN 16783:2014 sulle Product Category Rules per isolanti termici.

2.4. Confini del sistema

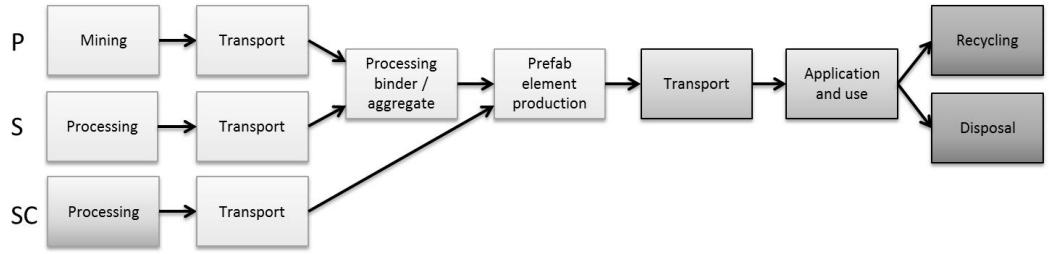
I confini del sistema per SUS-CON sono schematizzati nella Figura 2°, mentre in Figura 2b sono riportati i processi analizzati per i prodotti benchmark.

Il flusso per le materie prime (P) è riferito ad attivatori e sabbia, mentre le materie prime "seconde" (S), come ceneri volanti e GGBS, sono considerate a parte rispetto ai residui secondari (SC) poliuretanici, di pneumatici e di plastiche miste Remix, che hanno scarso valore economico e che normalmente alimentano i termovalorizzatori.

Tabella 2: Unità funzionali per le soluzioni messe a confronto (SUS-CON e Benchmark)

Application	Solution ID	Thickness (m)	Functional Unit (m^2 with R=1)	Thickness per F.U. (m)
Blocks	RX11	0.20	1	0,266
	PU11			0,311
	TR4			0,323
	PU30			0,205
	PU4			0,157
	B1			0.350
	B2			0.370
Screeds	PU19	0.10	1	0,180
	S1			0,240
	S2			0,250
Panels	RX4	0.20	1	0,344
	PU21			0,167
	P1			0,220

a)



P=primary materials, S=secondary materials, SC=secondary materials with few destinations

b)

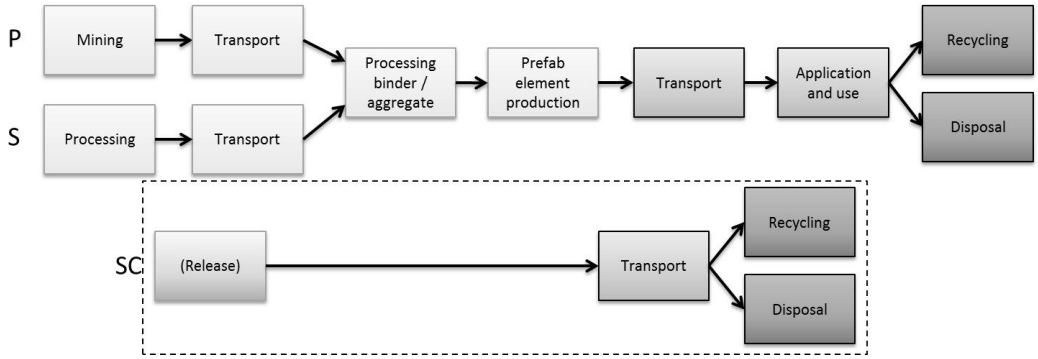


Figura 2: a) Processi dei prodotti SUS-CON b) Processi dei prodotti benchmark

Per rendere confrontabili i due processi produttivi, è stato aggiunto al calcestruzzo tradizionale anche il conferimento in discarica o la termovalorizzazione dei materiali riciclati utilizzati per gli aggregati SUS-CON (espansione del Sistema).

2.5. Indicatori d'impatto

Per la LCA del calcestruzzo SUS-CON sono state utilizzate due categorie d'impatto ambientale, il cambiamento climatico e l'energia inglobata, come riportato in Tabella 3.

Tabella 3: Metodi d'impatto utilizzati

Impact category	LCIA methods	Mid-point indicator and U.M.
Primary Energy Demand	- Cumulative Energy Demand (CED)	Ren. and non-ren. resources - **MJ**
Climate Change GWP	IPCC 2007, 100 year perspective	Climate Change - **kg CO_2 eq.**

3. Valutazione degli impatti ambientali

I risultati della valutazione d'impatto ambientale sono funzione della fase d'inventario, classificata confidenziale, per le varie formulazioni descritte nelle precedenti sezioni. Sono stati raccolti dati primari per i processi produttivi dei tre aggregati SUS-CON, mentre sono stati utilizzati i database del GaBi 6.3 per l'Electricity grid mix (EU27) e l'Ecoinvent 3 del SimaPro 7.3.3 per la modellazione di tutti gli altri processi.

3.1. Comparazione "cradle to gate"

Gli impatti relativi ai vari costituenti dei prodotti analizzati sono riportati nelle tabelle seguenti. L'impatto totale è suddiviso per componenti, in modo da focalizzare subito dove è necessaria un'ottimizzazione.

Tabella 4: Risultati delle emissioni di CO_2 e dell'energia inglobata per i massetti

Life Cycle Impact results for floor screed underlay										
	Type	ID	Aggr.	Na_2SiO_3	Na OH	Bind.	Oth.	Cur.	Trans.	**Total**
GWP kg CO_2 eq /m^3	SUS-CON	PU19	19	27	38	7	0	-	8	**99**
	BENCH-MARK	S1	64	-	-	253	0,8	-	8	**326**
		S2	79	-	-	334	0,5	-	10	**423**
EE MJ/m^3	SUS-CON	PU19	225	322	806	372	0,8	-	117	**1843**
	BENCH-MARK	S1	1703	-	-	1145	21,4	-	112	**2981**
		S2	1227	-	-	1514	13,6	-	137	**2892**

Come si evince dalla Tabella 4 il massetto SUS-CON è meno impattante rispetto la media dei benchmarks sia per il GWP (-73%) che per l'EE (-37%).

Dalle Tabelle 5 e 6 si evince come i blocchi SUS-CON hanno un minor GWP rispetto la media dei benchmarks (variabile tra -45% e -69%) mentre l'EE è minore solo per le soluzioni in PU (PU11 -36% rispetto la media dei benchmark), mentre per gli altri tipi di aggregato si nota un incremento di energia inglobata.

Tabella 5: Risultati delle emissioni di CO_2 per i blocchi

Life Cycle Impact results for blocks										
	Type	ID	Aggr.	Na_2SiO_3	NaOH	Bind.	Other	Cur.	Trans.	**Total**
GWP kg CO2 eq /m^3	SUS-CON	RX11	56	39	83	20	0,04	-	13	**210**
		PU11	17	25	54	-	0,93	5,5	13	**116**
		TR4	65	33	69	-	0,66	5,5	16	**188**
		PU30	19	31	44	25	0,04	-	9	**127**
		PU4	21	31	66	-	0,04	5,5	10	**133**
	BENCH-MARKS	B1	81	-	-	326	0,76	-	9	**417**
		B2	64	-	-	269	0,42	-	8	**341**

Tabella 6: Risultati dell'energia inglobata per i blocchi

Life Cycle Impact results for blocks										
	Type	ID	Aggr.	Na_2SiO_3	NaOH	Bind.	Other	Cur.	Trans.	**Total**
EE MJ/m^3	SUS-CON	RX11	2234	461	1731	1064	1	-	187	**5678**
		PU11	210	303	1133	-	24	96,5	185	**1952**
		TR4	1390	388	1454	-	17	96,5	223	**3569**
		PU30	225	369	924	1316	1	-	123	**2958**
		PU4	250	369	1382	-	1	96,5	137	**2235**
	BENCH-MARKS	B1	2151	-	-	1477	20		121	**3769**
		B2	997	-	-	1219	11		110	**2337**

Dalla Tabella 7 si evince come i pannelli per tamponatura SUS-CON risultano avere una sostanziale diminuzione di GWP rispetto al benchmark individuato (variabile tra -61% e -64%) mentre per l'EE risultano delle riduzioni minori (tra -8% e -37%).

Tabella 7: Risultati delle emissioni di CO_2 e dell'energia inglobata per pannelli di facciata

Life Cycle Impact results for façade panels										
	Type	ID	Aggr.	Na_2SiO_3	NaOH	Bind.	Other	Cur.	Trans.	**Total**
GWP kg CO2 eq /m^3	SUS-CON	RX4	7	36	76	-	1	6	16	**141**
		PU21	19	31	67	5	0,04	-	10	**131**
	BENCH-MARK	P1	95	-	-	261	1	-	6	**362**
EE MJ/m^3	SUS-CON	RX4	1129	427	1599	-	19	97	222	**3492**
		PU21	225	373	1399	258	1	-	136	**2392**
	BENCH-MARK	P1	2509	-	-	1182	14	-	92	**3796**

3.2. Comparazione "cradle to gate" con scenario sul fine vita

Come accennato in precedenza, per un confronto equo tra i due tipi di prodotto, innovativo e tradizionale, devono essere tenuti in conto gli "impatti evitati" dell'incenerimento o smaltimento di scarti di poliuretano, di pneumatici e di plastiche miste. Tali impatti evitati sono stati considerati quali "crediti ambientali" per le soluzioni SUS-CON. Si è assunto quale credito solo il 50% degli impatti (come stima prudenziale utilizzata anche per le EPD), tenendo in conto che gli aggregati SUS-CON non possono essere riciclati all'infinito, e dopo vari utilizzi il fine vita coinciderà con quello degli aggregati tradizionali. Nella Tabella 8 sono riportati i risultati dell'analisi comparativa tenendo conto dei crediti ambientali.

Tabella 8: Risultati delle comparazioni (espressi in variazione percentuale) con crediti ambientali per i prodotti SUS-CON (incremento d'impatti rispetto ai benchmark in campo grigio)

Sus-Con formulations	EPS Concrete Comparisons		Exp. Clay Concrete Comparisons		Applications
	GWP	EE	GWP	EE	
PU19	-146%	5%	-136%	9%	Floor screeds
RX4	-41%	53%	-	-	Facade panels
PU21	-112%	-49%	-	-	
RX11	-37%	99%	-23%	222%	Blocks
PU11	-122%	-26%	-127%	19%	
TR4	-248%	47%	-281%	137%	
PU30	-114%	-22%	-117%	25%	
PU4	-113%	-56%	-116%	-29%	

I risultati sono molto positivi per la riduzione di GWP delle soluzioni SUS-CON rispetto ai benchmark, mentre per l'EE solo alcune soluzioni in PU mostrano dei decrementi. In generale ciò è imputabile al processo produttivo del NaOH, altamente energivoro, e anche all'elevata quantità di energia necessaria per la produzione di aggregati in Remix (RX) e Tyre Rubber(TR).

3.3. Comparazione considerando attivatori ricavati da residui

Nell'arco dei 4 anni del progetto SUS-CON, non si sono riusciti a realizzare prototipi con calcestruzzo geo-polimerico prodotto con attivatori provenienti da residui di altri processi produttivi. Solo a fine progetto si sono avuti dei risultati positivi, riuscendo a sostituire il silicato di sodio commerciale con la micro - silice (sottoprodotto della produzione di silicio e leghe di ferro-silicio) e con la cenere di lolla di riso (RHA). Nella Tabella 9 sono riportati i risultati dell'analisi comparativa tenendo conto della micro-silice in sostituzione del silicato di sodio.

Tabella 9: Risultati delle comparazioni (espressi in variazione percentuale) con crediti ambientali per i prodotti SUS-CON e attivatore proveniente da residui (incrementi in grigio)

Sus-Con formulations	EPS Concrete Comparisons		Exp. Clay Concrete Comparisons		Applications
	GWP	EE	GWP	EE	
PU19	-153%	-11%	-141%	-8%	Floor screeds
RX4	-50%	29%	-	-	Facade panels
PU21	-117%	-61%	-	-	
RX11	-45%	75%	-33%	182%	Blocks
PU11	-127%	-41%	-132%	-5%	
TR4	-256%	23%	-291%	98%	
PU30	-117%	-31%	-121%	12%	
PU4	-117%	-67%	-121%	-46%	

Confrontando i risultati delle tabelle 8 e 9, le emissioni di CO_2 si sono ridotte di circa un 3-10% rispetto alle soluzioni con attivatore commerciale, mentre l'energia inglobata si è ridotta, in media, di circa il 5-20% per le soluzioni in PU, circa 25 -40% per la soluzione in RX e circa il 23-38% per la soluzione in TR.

4. Conclusioni

L'analisi LCA illustrata in tale studio ha permesso di valutare e confrontare i potenziali impatti ambientali di otto calcestruzzi innovativi. Gli indicatori dei metodi di valutazione prescelti hanno evidenziato come la produzione degli aggregati in plastiche miste e in gomma di pneumatici preveda dei processi più impattanti rispetto a quelli in poliuretano. I processi produttivi più impattanti della matrice geo-polimerica sono quelli inerenti gli attivatori commerciali.

Come già evidenziato dagli studi preliminari descritti, si è riscontrata la necessità di continuare la ricerca nel settore degli attivatori geo-polimerici alternativi (provenienti da residui), in modo da ridurre sensibilmente gli impatti ambientali (e i costi) che al momento limitano la diffusione su larga scala del calcestruzzo geo-polimerico.

5. Ringraziamenti

Ringrazio i colleghi René van Gijlswijk, Giorgio Urbano, Giovanni Staiano, Carmine Pascale e Beniamino Rocco per l'ottimo lavoro svolto insieme a loro nel WP7 del progetto SUS-CON, finanziato dal 7° programma quadro dell'UE (FP7 - 2007-2013 grant agreement n ° 285463).

6. Bibliografia

EN, 2010. EN 15978: Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method ed. CEN – European Committee for Standardization, Brussels.

EN, 2011. EN 15804: Sustainability of construction works — Environmental product declarations — Core rules for the product category of construction products ed. CEN – European Committee for Standardization, Brussels.

Hischier R., Weidema B., et.al. 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods ed. Ecoinvent Centre.

ILCD handbook 2010. International Reference Life Cycle Data System – General guide for LCA – Detailed guidance ed. EC-JRC.

ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework - ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines 1st Edition 2006.

Quadrini F., Bellisario D., Santo L., 2013. Recycling of thermoset polyurethane foams in Polymer Engineering & Science, ed. John Wiley & Sons, Brisbane.

Solomon, S., Quin, D., Manning, M., et al., 2007. Climate change 2007. The physical science basis – Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ed. UNEP, New York.

SUS-CON Deliverables 2012-2015. D2.1 – Remix production process; D2.3 WEEE, PU, tyre-rubber and geo-polymer wastes as concrete aggregates; D3.5 – Raw materials for binders; D4.4 – Test programme validation for cyclic design and design variables; D7.7 -Final results of the LCA. Partners: TRE, Cetma, QUB, TNO, NTUA, BASF, Iridex, S&B, TUV Italia, Magnetti, Acciona, Centi, Iston, CRV, Taiwan Tech, Fraunhofer.

Life Cycle Assessment di un Playground: Climbing Structure CS06

Giovanni Dotelli[1], Guido Scaccabarozzi[2]

[1]Politecnico di Milano, Dip. Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica G. Natta, Milano
[2]Demetra Onlus

Email: **scaccabarozzi@demetra.net**

Abstract

L'oggetto del presente studio LCA è una struttura per parchi gioco (playground CS06), costituita da tronchi circolari irregolari e concepita per integrarsi sia in ambienti naturali che in aree urbane. Lo studio nasce dalla volontà dell'azienda produttrice del gioco, Richter Spielgeräte GmbH, di analizzare in termini di prestazioni ambientali il proprio prodotto CS06, anche in considerazione del fatto che è principalmente costituito da legno, che può essere riconosciuto come un materiale maggiormente sostenibile rispetto ad altri impiegati normalmente nel medesimo settore (plastica, acciaio, cemento). La valutazione degli effetti ambientali legati al ciclo di vita di un prodotto principalmente costituito da legname (Larix decidua), come il playground in oggetto, potrebbe ricondurre a un impatto globale dell'oggetto trascurabile; tuttavia, esistono degli impatti latenti che vengono alla luce dopo un'attenta analisi che solo l'approccio del Life Cycle Assessment è in grado di far emergere. L'analisi della Climbing Structure CS06 è stata diretta a esaminare tutti i principali effetti sull'ambiente e sulla salute in maniera da coprire tutte le fasi del ciclo di vita: per molte delle fasi principali erano disponibili dati primari, il che permette di considerare la valutazione effettuata con un buon livello di affidabilità. La prospettiva dello studio è dalla culla alla tomba.

1. Introduzione

La CS06 è una struttura per parchi gioco (playground), costituita da tronchi circolari irregolari e concepita per integrarsi sia in ambienti naturali che in aree urbane. È una tipologia di playground che può accogliere numerosi bambini contemporaneamente e consente di sperimentare l'altezza, il tatto (esperienza sensoriale di mani e piedi), e può anche essere utilizzata come uno strumento per la distensione e il relax. I principali componenti della CS06 sono pali in legno di larice, minuteria metallica e cordame. La Climbing Structure 06 (CS06) è realizzata con uso esclusivo di legno di larice alpino (*Larix decidua*), e proveniente da silvicoltura sostenibile, certificato secondo la norma EN 45011 PEFC. Il legno di larice costituisce l'82,25% (Figura 1), in massa, del peso totale della struttura che è di 1.670,59 kg.

Questo tipo di legname riceve un trattamento minimo, prima di essere utilizzato per la costruzione del playground.

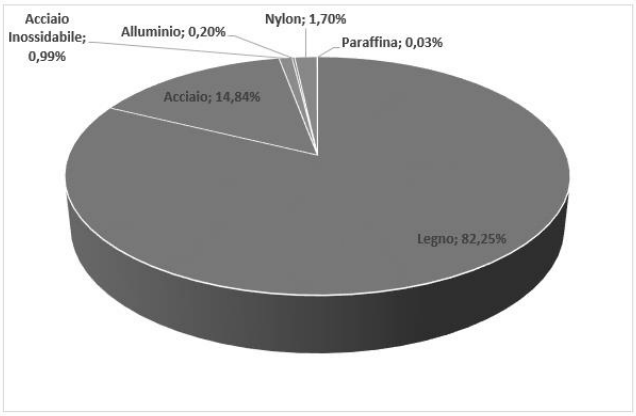


Figura 1: Percentuali in massa dei materiali che compongono la CS06

La volontà della casa produttrice è quella di andare verso standard di sostenibilità sempre maggiori, e quindi di valutare le performance e gli impatti della climbing structure, non solo per quanto riguarda il legname, e non solo nella fase di crescita e gestione dell'albero, ma nel corso di tutto il ciclo di vita della CS06. La metodologia LCA è stata ritenuta la più appropriata per valutare quantitativamente e qualitativamente la sostenibilità ambientale del prodotto oggetto di studio. Da un'analisi della letteratura primaria si è ritrovato un solo studio riconducibile a un prodotto analogo alla CS06 (González-García S. et al., 2012) in cui si è analizzato un gioco modulare in legno. Un confronto diretto dei risultati non è possibile in quanto l'indicatore utilizzato è CML2001 e la prospettiva dello studio è cradle to gate; tuttavia, un raffronto semplificato verrà discusso in seguito.

2. Definizione dello scopo e degli obiettivi

Il presente studio LCA è stato realizzato con l'obiettivo di analizzare le performance ambientali di un playground: si tratta di una struttura pensata per un parco giochi per bambini da situare all'aperto e concepita per l'arrampicata.

L'unità funzionale (UF) scelta è una climbing structure CS06 (1.670,59 kg, Figura 2) di cui si ipotizza una durata di 15 anni e la cui funzione è ludica. Lo studio adotta la prospettiva "dalla culla alla tomba", pertanto in accordo con il documento PCR 2012:01 versione 1.2 e la norma UNI EN 15804 il ciclo di vita del prodotto CS06 è suddiviso nelle fasi di upstream, core e downstream.

I confini del sistema (Figura) determinano le unità di processo da includere nello studio LCA e quale tipologia di dati in "ingresso" e/o "uscita" al sistema possono essere omessi.



Figura 2: La climbing structure mentre viene utilizzata da un gruppo di bambini

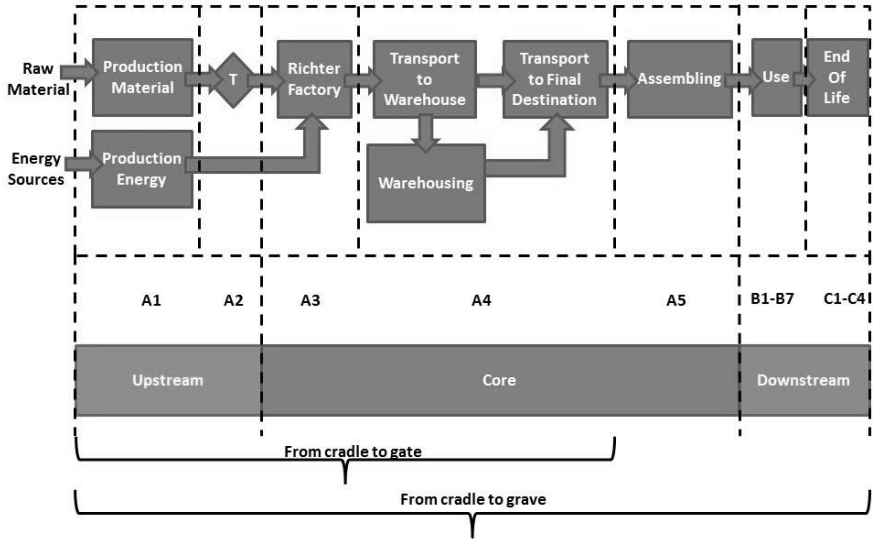


Figura 3: Confini del sistema

Il gioco viene interamente prodotto nel sito produttivo Richter in Germania (http://www.richter-spielgeraete.de/home.html); il montaggio avviene, invece, in situ. Nel presente caso di studio si è valutata l'installazione avvenuta in Agrate Brianza.

I dati primari utilizzati nello studio sono riferiti all'anno 2014 e raccolti direttamente nel sito produttivo Richter e sul sito di installazione in Agrate Brianza. Sono da considerarsi secondari (fonte ecoinvent 3.0) i dati riguardanti la produzione dei materiali, le emissioni da trasporti e la produzione di energia elettrica.

Le metodologie scelte per la valutazione degli impatti sono:

- IPCC 2013, prospettiva a 100 anni
- ILCD 2011 Midpoint V1.03
- ReCiPe Midpoint (H) V1.10 / Europe

3. Analisi di inventario

Il processo di produzione del playground CS06 ha inizio con la produzione e l'approvvigionamento delle materie prime (1.Products and Materials) e delle fonti di energia (2.Production Energy) necessarie per giungere al prodotto finito. I materiali grezzi vengono successivamente trasportati presso i siti dove vengono lavorati e dove si ottengono i semilavorati (legname, minuteria). I semilavorati vengono inviati al sito produttivo Richter (3.Transport to Richter Factory) dove vengono realizzati i componenti di ciascun playground (4.Richter Factory). Da qui i singoli componenti finiti vengono inviati al distributore (5.Transport to Warehouse) che li prende in carico (5a.Warehousing) per poi trasportarli al sito di installazione (6.Transport to Final Destination). Il montaggio del playground avviene direttamente nel sito di installazione (7.Assembling) dove il gioco viene utilizzato per tutta la sua fase d'uso e nel quale viene sottoposto a manutenzione programmata (8.Maintenance). Quando il playground giunge a fine vita e non è più utilizzabile, viene smontato e il sito in cui era stato posizionato viene smantellato (9.Dismantling); a questo punto il materiale di risulta viene conferito ai siti di Disposal (10.Transport to Demetra) per essere trattato negli appropriati processi di smaltimento o riutilizzato nei modi previsti (11.Disposal).
Le 11 fasi in cui è stata suddivisa la vita della struttura CS06 sono convenientemente raggruppate in 4 macro-aree così denominate per brevità: (1) Cradle to Richter gate, (2) Transports, (3) Installation and use, (4) End of life (Figura 4).

Id	Fase	Macro Area
1	Products and Materials	Cradle to Richter Gate
2	Production Energy	
3	Transport to Richter Factory	
4	Richter factory	
5	Transport to Warehouse	Transports
6	Transport to Final Destination	
7	Assembling	Installation and Use
8	Maintenance	
9	End Of Life - Dismantling	End of Life
10	End Of Life - Transport to Demetra	
11	End of Life - Disposal	

Figura 4: Fasi e categorie del processo from cradle to grave CS06

4. Valutazione degli impatti

Le categorie di impatto considerate sono il cambiamento climatico valutato utilizzando i fattori di caratterizzazione forniti da IPCC 2013 nella prospettiva dei 100 anni. Tuttavia per fornire un'analisi più completa, gli impatti sono stati valutati anche con due metodologie a multi-indicatore.

4.1. Global Warming Potential (IPCC 2013 100a)

Dalla Figura 5 si può notare quali siano le 3 fasi nelle quali si ha il maggior impatto in termini di CO_2 equivalente: le produzioni iniziali (1.Products and materials), il trasporto alla destinazione finale (6. Transport to Final Destination) e l'assemblaggio (7.Assembling).

Le tre fasi rappresentano il 91,2% delle emissioni di CO_2 equivalente di tutta la vita di CS06. Il contributo dello smaltimento a fine vita (11. End of Life – Disposal) ha invece un valore negativo in termini di CO_2 equivalente (-30,91 kg CO_2 eq), dovuto alla produzione di "cippato di legno" derivante dalla macinazione dei residui legnosi dello smantellamento della struttura.

Il cippato di legno è stato considerato un prodotto evitato. Il totale delle emissioni di CO_2 equivalente è 6644,15 kg CO_2 eq (Tabella 1) e il valore normalizzato sulla massa della CS06 è 3,98 kg CO_2 eq/kg_{UF}. Le emissioni al cancello sono 1236,66 kg CO_2 eq che riferiti all'unità di massa della UF sono 0,74 kg CO_2 eq/kg_{UF}.

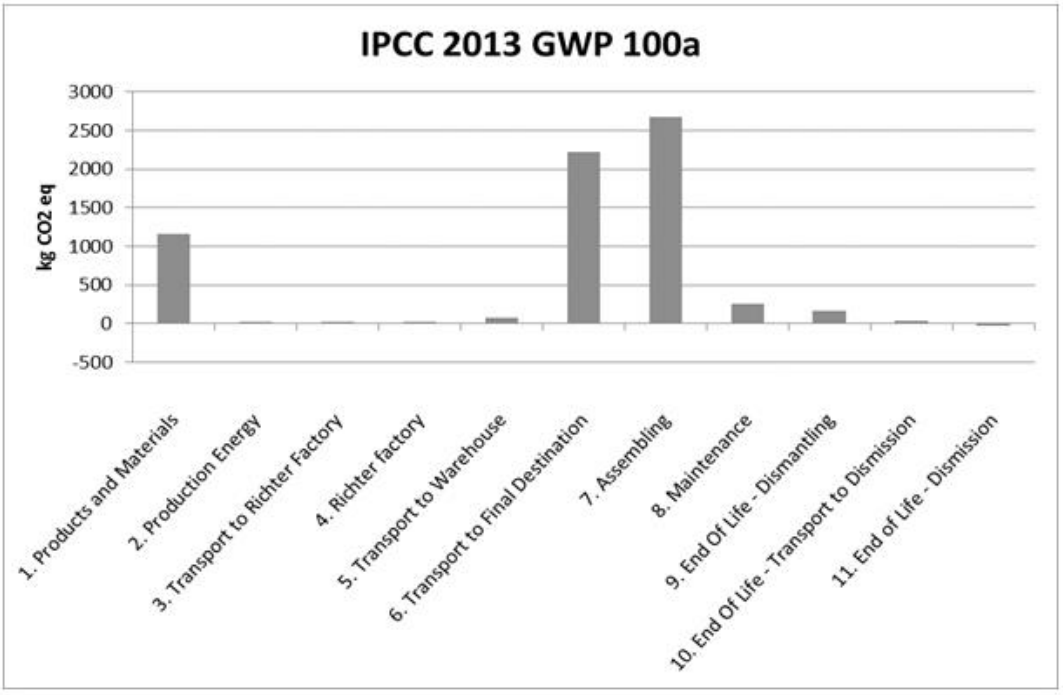


Figura 5: Impatto secondo l'IPCC 2013 GWP 100a dell'intera CS06

Macro Area	kg CO2 eq	%
Cradle to Richter Gate	1236,66	18,60%
Transports	2294,16	34,50%
Installation and Use	2933,86	44,20%
End of Life	179,47	2,70%
Total	6644,15	100,00%

Tabella 1: Valori in termini di CO_2 eq (IPCC 2013 GWP 100a V1.00) per le 4 macro aree del ciclo from cradle to grave

4.2. Valutazione secondo il metodo ILCD - International Reference Life Cycle Data System

Le categorie con impatto sensibile tra quelle considerate nel metodo ILCD sono Freshwater Ecotoxicity, Acidification, Photochemical Ozone Formation e Land Use (Tabella 2). Al contrario i consumi di risorse naturali (Mineral, fossil & ren resource depletion) e idriche (Water resource depletion) risultano particolarmente bassi considerando l'intera vita della struttura CS06. In Figura 6 viene illustrato l'impatto in termini di uso del suolo; si evidenzia come la fase di assemblaggio sia responsabile per il 92,2% dell'impatto.

Tabella 2: Impatto secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint V1.03 dell'intera CS06

Categoria d'impatto	**Unità**	**Totale**
Climate change	kg CO_2 eq	6.613,64
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	8,20E-04
Human toxicity, cancer effects	CTUh	3,16E-04
Human toxicity, non-cancer effects	CTUh	1,53E-03
Particulate matter	kg PM2.5 eq	4,48
Ionizing radiation HH	kBq U_{235} eq	339,52
Ionizing radiation E (interim)	CTUe	2,49E-03
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	30,75
Acidification	molc H+ eq	38,14
Terrestrial eutrophication	molc N eq	104,85
Freshwater eutrophication	kg P eq	0,21
Marine eutrophication	kg N eq	9,84
Freshwater ecotoxicity	CTUe	15.181,92
Land use	kg C deficit	209.971,09
Water resource depletion	m^3 water eq	2,81
Mineral, fossil & ren resource depletion	kg Sb eq	0,49

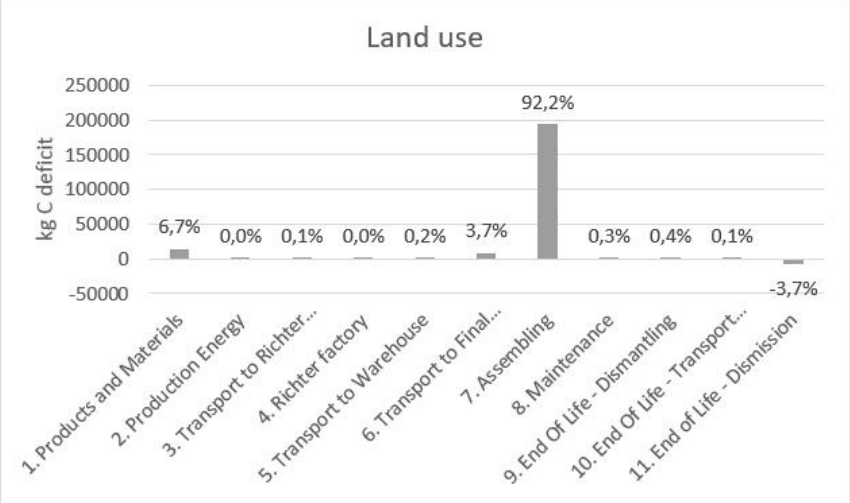


Figura 6: Calcolo del Land Use, in termini di deficit di massa di carbonio (kg C deficit) secondo il metodo ILCD 2011 Midpoint V1.03

4.3. Valutazione secondo il metodo Recipe

Dalla analisi degli impatti con il metodo ReCiPe, le categorie d'impatto di maggiore rielievo sono: Terrestrial Acidification, Freshwater Ecotoxicity e Photochemical Oxidant Formation (Tabella 3). Gli impatti generati per queste categorie sono principalmente associabili alle fasi "Products and Materials", "Transport to final destination" e "Assembling".

5. Interpretazione dei risultati

Dai risultati ottenuti emerge che, sul totale delle 11 fasi in cui è stato suddiviso il ciclo di vita della CS06, ci sono 3 fasi dell'intero processo che si dimostrano responsabili della maggioranza degli impatti generati durante l'intera vita; queste fasi sono:

- Products and Materials (1);
- Transport to Final destination (6);
- Assembling (7).

Responsabili di questo impatto sono soprattutto:

- l'acciaio utilizzato per i componenti della CS06 nella fase "Products and Materials" (1) a causa dell'estrazione e del processo di produzione e lavorazione del metallo;
- il trasporto della ghiaia utilizzata come strato intermedio tra sottosuolo e superficie di posizionamento del playground e il trasporto del calcestruzzo per realizzare il basamento dei pali in larice, nella fase di

Tabella 3: Impatto con il metodo ReCiPe Midpoint (H) V1.10 / Europe Recipe H dell'intera CS06

Categoria d'impatto	**Unità**	**Totale**
Climate change	kg CO_2 eq	6.613,49
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	8,25E-04
Terrestrial acidification	kg SO_2 eq	29,03
Freshwater eutrophication	kg P eq	0,21
Marine eutrophication	kg N eq	1,55
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1.433,73
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	31,82
Particulate matter formation	kg PM10 eq	14,46
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,21
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,69
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	18,17
Ionising radiation	kBq U_{235} eq	340,10
Agricultural land occupation	m^2a	2.632,71
Urban land occupation	m^2a	2.673,51
Natural land transformation	m^2	2,50
Water depletion	m^3	12,27
Metal depletion	kg Fe eq	1001,78
Fossil depletion	kg oil eq	1.931,35

- "Transport to Final destination" (6), a causa del peso delle masse trasportate;
- ghiaia e calcestruzzo nella fase di "Assembling" (7) a causa del loro impatto nell'estrazione dei minerali.

I consumi di acqua sono molto contenuti: metodo ReCiPe 12,61 m^3 (consumo complessivo di acqua all'interno dell'intero processo), metodo ILCD 2,63 m^3 di acqua equivalente (Swiss Ecoscarcity 2006).

La quantità di CO_{2eq} emessa durante il ciclo di vita della CS06 è pari a 6.614,95 kg CO_{2eq} secondo il metodo IPCC GWP 2013 100.

6. Conclusioni

La fase di produzione della struttura CS06 nella maggioranza delle categorie contribuisce per il 20% circa dell'impatto complessivo, mentre i trasporti, intesi sia come fase intermedia, sia come contributo nella fase di installazione e uso, sono i maggiori responsabili dell'impatto complessivo nella quasi totalità delle categorie di impatto.

Per ragioni di brevità i contributi delle diverse fasi sono stati mostrati solo per l'impronta di carbonio. Questo ci consente un raffronto con l'unico studio in letteratura reperito: il gioco modulare ha un peso di circa 528 kg e un'impronta di carbonio pari a 741 kg CO_{2eq}, che corrispondono a 1,4 kg CO_2 eq/kg_{UF}. Sebbene un confronto diretto con la CS06 non sia possibile si rileva una sensibile differenza nelle impronte di carbonio. Un'attenta analisi dello studio reperito in letteratura mostra che il legno utilizzato ha subito numerose lavorazioni e trattamenti, mentre nel caso della CS06 i tronchi sono stati solo decorticati. Fanno eccezione le categorie di uso del suolo, nelle diverse accezioni, e di consumo di acqua e materie prime, per le quali i maggiori impatti provengono o dalla produzione dei materiali o dall'uso del suolo su cui è stata posta in opera la struttura CS06.

Per qualunque categoria di impatto e in tutti i metodi presi in considerazione, le fasi di fine vita (macro area 4) contribuiscono in maniera trascurabile agli impatti del sistema. Alla luce di queste considerazioni i principali margini di miglioramento nella sostenibilità ambientale del prodotto sono possibili attraverso un'ottimizzazione dei trasporti.

7. Bibliografia

FEBE Ecologic, Analyse environmental benefits and disadvantages related to design innovations of furnishing play areas Identify soaking agents with optimized environmental impact., viewed 5 Apr 2016, http://xoomer.virgilio.it/emascimi/EN/progetti_EN.html

González-García S., García Lozano R., Buyo P., Castilla Pascual R., Gabarrell X., Rieradevall J., Moreira M.T., Feijoo G., 2012. Journal of Cleaner Production, 27, 21-31.

http://www.richter-spielgeraete.de/home.html

PCR 2012:01 versione 1.2 - CONSTRUCTION PRODUCTS AND CPC 54 CONSTRUCTION SERVICES, 2013-03-15, www.environdec.com

UNI EN 15804:2012, Sostenibilità delle costruzioni – Dichiarazioni ambientali di prodotto – Regole chiave di sviluppo per categoria di prodotto.

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.

Effetti del rischio sismico sulla sostenibilità ambientale degli interventi di recupero energetico

Andrea Belleri[1], Alessandra Marini[1], Marco Santicoli[2], Nicola Bettini[2]

[1]Università degli Studi di Bergamo
[2]Di.Mo.Re. srl, Spin-off accademico dell'Università di Bergamo

Email: **andrea.belleri@unibg.it**

Abstract

Il settore delle costruzioni impatta in modo significativo sull'ambiente in ogni fase del ciclo di vita degli edifici. La necessaria transizione verso una società low-carbon ha comportato una crescente attenzione verso la ristrutturazione di edifici esistenti, incentivando in particolare l'efficientamento degli involucri, l'utilizzo di fonti rinnovabili di energia e di materiali eco-compatibili. Tuttavia, in aree geografiche in cui la pericolosità sismica è significativa, la vulnerabilità degli edifici esistenti, non progettati secondo moderni criteri antisismici, potrebbe ridurre l'efficacia del solo efficientamento energetico, oltre a rappresentare un pericolo per la sicurezza. Nel presente lavoro è indagata l'influenza di possibili eventi sismici sulla valutazione dell'impatto ambientale degli edifici, in particolare attraverso la valutazione delle emissioni di CO_2-eq associate agli interventi di riparazione a seguito di un terremoto. Tramite l'applicazione a un caso di studio, viene proposta la valutazione comparativa della effettiva riduzione dell'impatto ambientale nel caso di solo efficientamento energetico oppure in caso di contestuale rinforzo strutturale.

1. Introduzione

La necessità di riqualificazione del patrimonio edilizio esistente, finalizzata al miglioramento delle prestazioni energetiche e del comfort dell'edificio, rappresenta un'occasione per promuovere la reale transizione verso una società low-carbon. Circa il 50% degli edifici che necessita di lavori di ristrutturazione è stato costruito dopo la seconda guerra mondiale, per soddisfare rapidamente la pressante domanda di abitazioni durante la ricostruzione post-bellica. Questi edifici sono in genere multipiano con struttura portante costituita da telai in cemento armato. Si tratta di edifici di modesta qualità architettonica, spesso costruiti in assenza di pianificazione urbana; edifici caratterizzati da un elevato consumo energetico, principalmente associato al riscaldamento e al raffrescamento degli spazi abitativi, dovuto principalmente alle scarse proprietà di isolamento termico degli involucri e all'obsolescenza degli impianti. La riqualificazione sostenibile di tali edifici è tipicamente affrontata con misure in grado di ridurre il consumo energetico legato all'utilizzo dell'edificio e utilizzando materiali eco-sostenibili, senza tener conto delle carenze strutturali che tuttavia, qualora fossero rese manifeste da eventi eccezionali, quali un sisma, potrebbero vanificare l'efficacia dell'investimento. Tale eventualità è tanto più evidente nelle zone ad elevato rischio sismico.

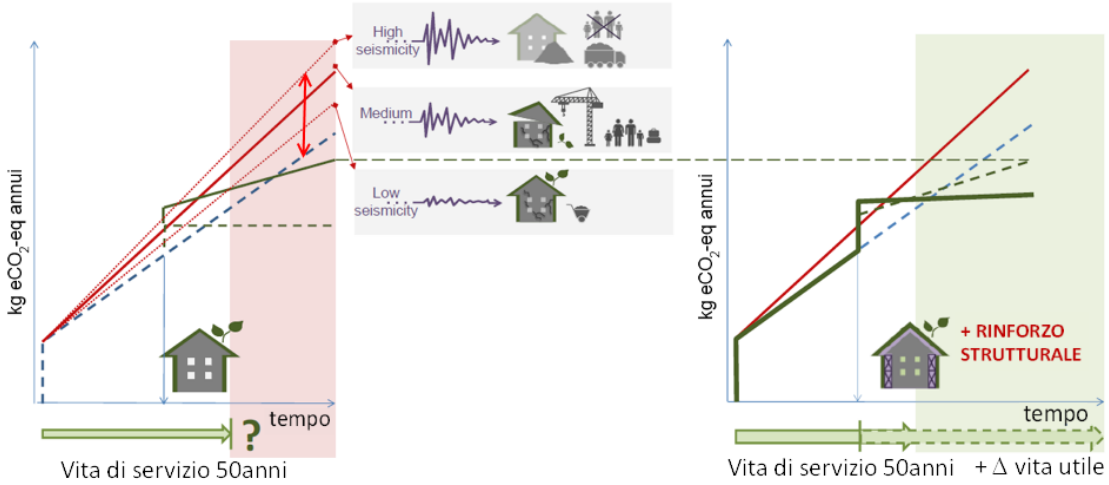


Figura 1: Influenza della vulnerabilità sismica sulle variabili ambientali

Si osserva come l'influenza del rischio sismico nella valutazione dell'impatto ambientale di interventi di riqualificazione energetica non sia stata ancora indagata in modo approfondito.

A tal riguardo si osservi la Figura 1, dove il carbon-footprint è espresso in funzione della vita dell'edificio, a partire dalla sua realizzazione. Allo stato di fatto, tale valore è rappresentato dalla linea blu tratteggiata, che mostra in modo schematico l'embodied carbon equivalente accumulato in fase di costruzione, cui si somma nel tempo il CO_2-eq dovuto all'operatività. A seguito del possibile intervento di riqualificazione energetica finalizzato alla riduzione dei consumi, e di conseguenza delle emissioni di gas serra, si passa alla linea verde tratteggiata, ipotizzando a scopo illustrativo un intervento che porti a un edificio a energia quasi zero.

Tuttavia tale risparmio è solo virtuale in quanto a seguito di possibili terremoti si andrà a sommare il contributo di carbon-footprint associato agli interventi di riparazione-ricostruzione (linea rossa), che inciderà in maniera tanto più rilevante al crescere dell'intensità dell'evento sismico. Si osserva che il contributo di CO_2-eq associato al rischio sismico è un valore atteso, in quanto l'evento sismico non può essere previsto in modo deterministico ma solo in termini statistici.

A seguito di queste considerazioni, includendo le perdite attese associate al terremoto, si passa alla linea verde in linea continua, rendendo così evidente la differenza tra impatto ambientale ipotizzato ed effettivamente prodotto (Belleri e Marini, 2016). Si osservi come la linea verde continua, che include gli effetti del terremoto, abbia pendenza inferiore nel caso di intervento con rinforzo strutturale, in quanto a seguito del rinforzo si ha una riduzione delle perdite in caso di possibile sisma e di conseguenza un minore eCO_2-eq associato agli interventi di riparazione, a scapito però di una produzione di eCO_2-eq associata alla costruzione dei presidi anti-sismici.

Un altro aspetto rilevante, che incide sull'impatto ambientale dell'edificio, è legato al termine della vita utile nominale, oggi stimata pari a 50 anni per quanto riguarda la parte strutturale di costruzioni ordinarie in assenza di significative opere di riqualificazione programmata (DM 14/01/2008). In questo scenario si evidenzia la necessità di intervenire sull'edificato esistente con soluzioni di riqualificazione integrata, energetica, architettonica e strutturale (Feroldi et al. 2013, Marini et al. 2016).

Tali approcci (Figura 2) si pongono come alternativa più sostenibile alla demolizione-ricostruzione dell'edifico e alla sola riqualificazione energetica e sono caratterizzati da interventi realizzati prevalentemente dall'esterno, in modo di limitare il più possibile l'impatto sui residenti. A differenza di interventi di solo efficientamento energetico, interventi di questo tipo consentono di rilanciare la vita utile dell'edificio.

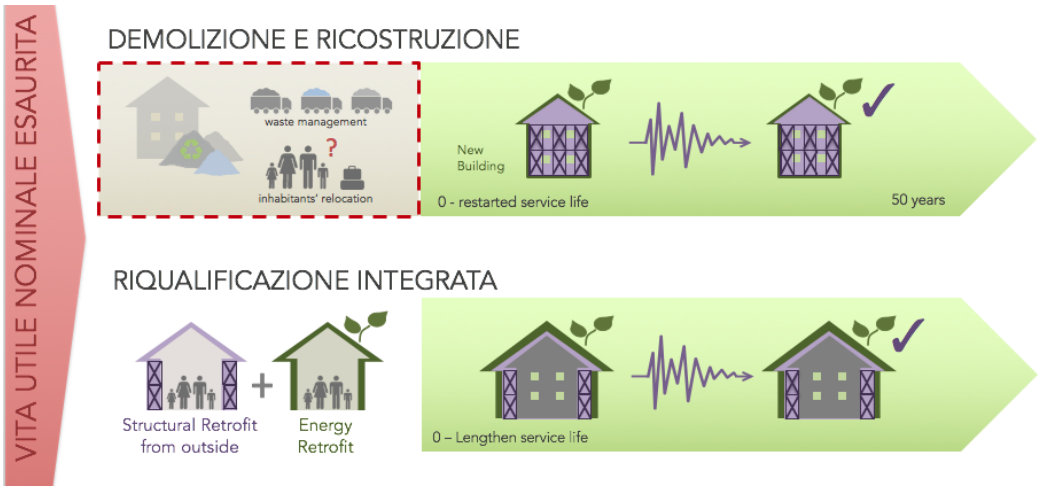


Figura 2: interventi di riqualificazione integrata energetico-strutturale.
Nota: Energy Retrofit – intervento di riqualificazione energetica
Structural Retrofit – intervento di rinforzo strutturale

2. Valutazione della sostenibilità ambientale considerando l'influenza di eventi sismici

Una possibile strategia per tenere conto del rischio sismico nella valutazione dell'impatto ambientale di interventi di riqualificazione è l'utilizzo di criteri decisionali combinati quali MIVES acronimo di Model for Integration of Values for Evaluation of Sustainability (San-José e Garrucho, 2010; Pons e Aguado 2012). MIVES è un modello per la valutazione della sostenibilità che consente il confronto di diversi tipi di indicatori, quali ad esempio quello ambientale, economico, estetico e di funzionalità, trasformando ogni indicatore in valori numerici attraverso opportune funzioni, e combinando i valori ottenuti attraverso un sistema che attribuisce pesi alle diverse grandezze.

In questa sede si è optato per l'utilizzo di una metodologia di calcolo mutuata dall'ingegneria sismica.

Il framework considerato è derivato dalla metodologia probabilistica sviluppata al Pacific Earthquake Engineering Research (PEER) Center, nota come PEER-PBEE. Tale procedura (Gunay e Mosalam, 2013) considera direttamente varie fonti di incertezza e fornisce come risultato la previsione (Figura 3), in termini probabilistici (probabilità di eccedenza P), dell'influenza di possibili eventi sismici su un determinato edificio in una data posizione, in termini di una variabile decisionale (DV), tipicamente i costi di riparazione, il periodo di dismissione/mancata operatività dell'edificio e il numero di vittime. L'analisi è disaggregata in 4 fasi: analisi di pericolosità, analisi strutturale, analisi di danno e analisi delle perdite.

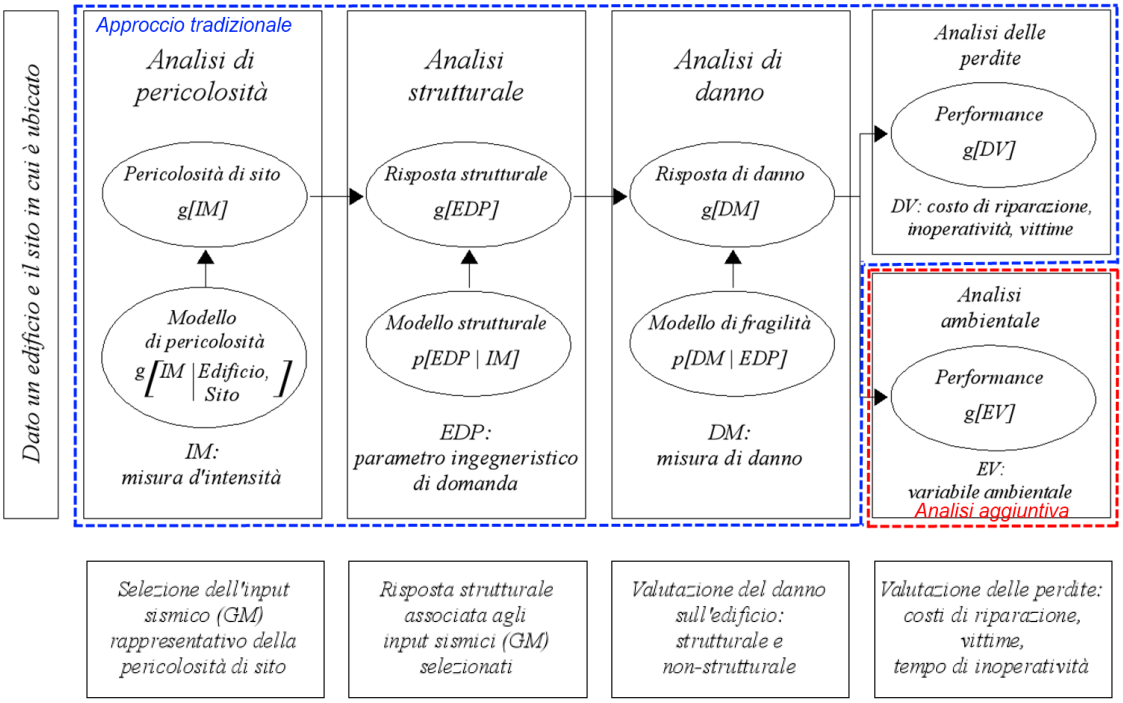


Figura 3: framework probabilistico tipicamente utilizzato nell'ambito dell'ingegneria sismica. L'analisi ambientale è qui introdotta come ulteriore risultato della procedura.
Nota: p[X|Y] è la probabilità condizionata di X dato Y; g[X] è la frequenza di occorrenza di X

Nell'analisi di pericolosità si definisce una curva che tiene conto in particolare del periodo di ritorno dei terremoti (corrispondente al tasso di ricorrenza dei terremoti), della distanza del sito da zone sismogenetiche e delle condizioni locali del suolo. La curva di pericolosità rappresenta la frequenza annua di superamento di un determinato valore di un indicatore chiamato misura di intensità (IM).

L'analisi strutturale riguarda la creazione di un modello numerico ad elementi finiti che rappresenta il sistema strutturale dell'edificio considerato. I risultati dell'analisi sono espressi in termini di un parametro ingegneristico di domanda (EDP) condizionati all'eccitazione sismica p[EDP|IM], dove p[X|Y] è la probabilità condizionata di X dato Y.

L'analisi di danno permette di quantificare il danno di uno o più gruppi di elementi in relazione alla risposta strutturale. Tali gruppi di elementi sono ad esempio i pilastri di un dato piano, le finestre e i tamponamenti. Il livello di danno è espresso da misure di danno (DM) corrispondenti agli interventi di riparazione necessari per ripristinare ogni membro alle sue condizioni originali.

L'analisi delle perdite fornisce la probabilità di superamento di una variabile decisionale (DV), come ad esempio le perdite economiche, l'inattività o il numero di vittime, in funzione delle misure di danno DM (P[DV|DM]).

I risultati di ciascuna analisi sono combinati tra loro secondo il teorema della probabilità totale in termini di probabilità di superamento della variabile decisionale (DV):

$$P[DV] = \int\int\int P[DV \mid DM]\, p[DM \mid EDP] p[EDP \mid IM]\, p[IM]\; dIM\; dEDP\, dDM$$

Per considerare l'impatto ambientale di un evento sismico (Belleri e Marini, 2016), alla procedura appena descritta si aggiunge un'ulteriore analisi (Figura 3) in cui l'impatto di ogni livello di danno viene valutato in termini di una variabile ambientale, come il carbon-footprint o l'energia immagazzinata, associata agli interventi di riparazione strutturale o non-strutturale necessari.

3. Applicazione della procedura a un caso studio

La procedura di valutazione di impatto ambientale associato a eventi sismici è stata applicata a un edificio di riferimento caratterizzato da carenze energetiche e strutturali e ubicato in zona sismica. Il caso studio considerato (Figura 4) è rappresentativo di edifici residenziali con struttura in cemento armato tipici del secondo dopo guerra nel territorio italiano; tali edifici rappresentano circa il 50% del patrimonio edilizio nazionale (Marini et al., 2014). Una possibile soluzione di riqualificazione integrata energetica, architettonica e strutturale è rappresentata da interventi a doppia-pelle strutturale, come proposto in Feroldi et al. (2013) e in Marini et al. (2016).

L'edificio di riferimento è ubicato a Brescia (media sismicità) ed è costituito da tre piani e un seminterrato (pianta rettangolare 27 m x 10 m). L'*embodied carbon equivalente* (eCO_2-eq) dell'edificio, prima dei lavori di riqualificazione energetica, è valutato pari a 1'180'000 kg, tale valore è derivato dall'assunzione di 1000 kg di eCO_2-eq per m^2 associato a ogni appartamento (Langdon, 2009). L'edificio è classificato in classe energetica "D", con un consumo annuo di 90 kWh/m^2, corrispondenti a 72'600 kWh all'anno. Dopo la riqualificazione energetica il consumo annuo è pari a 30 kWh/m^2, pari a 24'200 kWh all'anno, corrispondente ad una classe energetica "A". Gli interventi di riqualificazione energetica consistono nel cambio dei serramenti, nel rivestimento a cappotto con pannelli di poliuretano e nell'indtroduzione di pannelli solari e fotovoltaici, con impatti di eCO_2-eq pari a 28 kg/m^2 per il rivestimento, 126 kg per finestra e 208 kg/m^2 per i pannelli solari (Hammond e Jones, 2008). Le emissioni di CO_2-eq associate alle condizioni di utilizzo dell'edificio prima e dopo la riqualificazione termica sono rispettivamente pari a 48'444 kg di e 16'148 kg di CO_2-eq all'anno.

Questi valori sono basati su un fattore di conversione pari a 0,667 kg di CO_2-eq per kWh associato al sistema di produzione energetica italiano (Jancovici, 2003) e sono stati ottenuti convertendo in CO_2-eq l'energia annua stimata attraverso audit energetici con simulazione in regime dinamico (Feroldi 2014).



Figura 4: Edificio considerato

La procedura proposta è stata applicata all'edificio di riferimento considerando il danno da terremoto associato agli elementi della struttura portante (pilastri, travi e scale) e agli elementi non strutturali (partizioni interne ed esterne, finestre, copertura e pannelli esterni del cappotto isolante). È stato inoltre considerato il caso di riqualificazione strutturale, in particolare di miglioramento sismico, tramite l'introduzione di setti esterni in cemento armato in grado di ridurre sia la probabilità di collasso dell'edificio sia il danno associato al terremoto. Il valore di eCO_2-eq associato agli interventi di riparazione è pari a 39'900 kg, corrispondenti a 5'700 kg per ogni setto (Belleri e Marini, 2016).

Il principale risultato dell'analisi è espresso in termini di eCO_2-eq annuo atteso; il eCO_2-eq è associato agli interventi di ripristino a seguito di eventi sismici compatibili con la sismicità del sito in cui sorge l'edificio. La vita utile presa come riferimento è 50 anni. Tali risultati possono essere confrontati con il CO_2-eq associato all'operatività dell'edificio.

In questo modo è possibile valutare l'efficacia nel ridurre le emissioni di anidride carbonica associate alla sola riqualificazione termica. I risultati della procedura sono riportati in forma grafica in Figura 5 considerando varie ubicazioni dell'edificio sul territorio italiano.

Si osserva come, per la tipologia di edificio selezionato, la sola riqualificazione energetica ("Senza Retrofit" in Figura 5) non garantisca la sostenibilità ambientale in aree a medio-alta sismicità, specialmente in assenza di interventi di miglioramento/adeguamento sismico.

In particolare, a valle dell'intervento di efficientamento energetico il rapporto tra eCO_2-eq atteso associato al rischio sismico e CO_2-eq legato all'operatività

dell'edificio è pari a 3 % o 25% in funzione che si realizzino o meno contestuali opere di rinforzo strutturale ("Con Retrofit" in Figura 5). Si osserva che l'intervento di riqualificazione strutturale limita i danni a seguito di un terremoto ma non li elimina completamente. È interessante osservare come tale rapporto aumenti fino a 10% e 87% nell'ipotesi di ubicazione dello stesso edificio in una zona ad alta sismicità, quale L'Aquila.

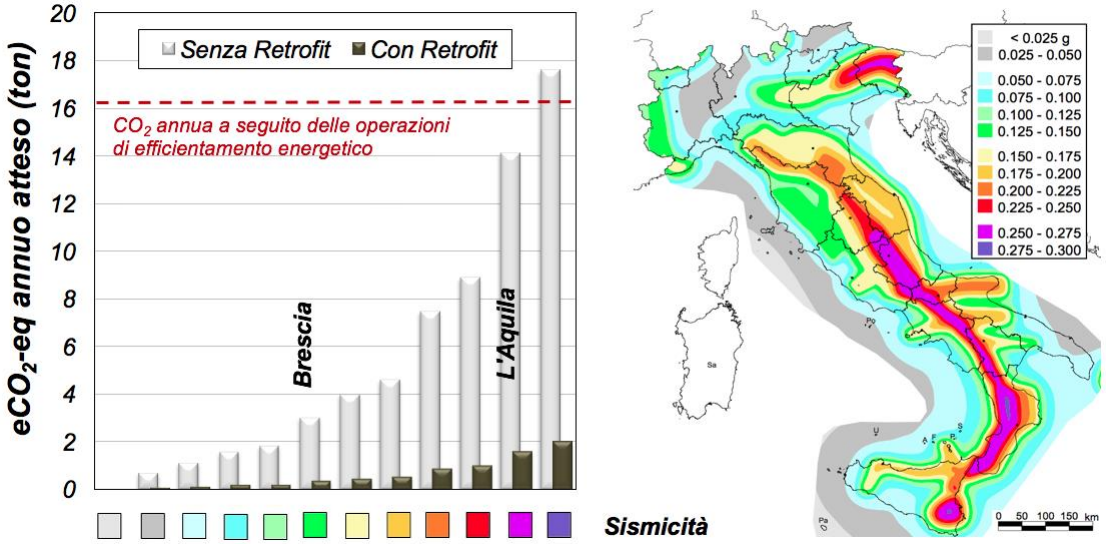


Figura 5: risultati dell'analisi di impatto ambientale in termini di eCO_2-eq.
Nota: i risultati si riferiscono all'eCO_2-eq associato agli interventi di riparazione/ricostruzione a seguito dei danni dovuti a terremoto nel caso di sola riqualificazione energetica ("Senza Retrofit") e con contestuale rinforzo strutturale ("Con Retrofit"). I risultati sono espressi in valori annui attesi considerando una vita utile dell'edificio di 50 anni

4. Conclusioni

La vulnerabilità strutturale degli edifici esistenti può tradursi nel danneggiamento grave o addirittura nel collasso delle costruzioni in caso di eventi sismici. Ciò può compromettere la riduzione dell'impatto ambientale ottenuta con gli interventi di sola riqualificazione energetica, oltre a rappresentare una minaccia per la sicurezza delle persone. A livello distrettuale, ossia considerando un raggruppamento di edifici come ad esempio un quartiere cittadino, trascurare il rischio sismico può portare ad aspettative non realistiche sugli effetti di ampie misure di riqualificazione energetica condotte nell'ambito di interventi di rigenerazione urbana.

A supporto di tale concetto è stata indagata una procedura per la valutazione delle perdite, in termini ambientali, associate al rischio sismico. Tale procedura è stata mutuata da quanto disponibile nell'ambito dell'ingegneria sismica. La procedura è di tipo probabilistico e consente di associare variabili ambientali come l'emissione di gas serra agli interventi di riparazione e/o ricostruzione necessari a seguito di eventi sismici. La procedura è in grado di considerare nello specifico la pericolosità sismica del luogo in cui sorge l'edificio.

Assumendo come variabile ambientale le emissioni di anidride carbonica equivalente (eCO_2-eq) associate agli interventi di riparazione a seguito di danni causati dal terremoto, il principale risultato dell'analisi è l'eCO_2-eq annuo atteso associato al rischio sismico. Questi dati possono essere confrontati con le emissioni di anidride carbonica associate all'operatività dell'edificio (CO_2-eq) al fine di valutare l'efficacia nel ridurre le emissioni di gas serra tramite la sola riqualificazione energetica. Possibili sviluppi della procedura riguardano la sua implementazione in analisi globali per la valutazione del ciclo vita, come ad esempio LCA o LCC.

5. Bibliografia

Belleri, A, Marini, A, 2016. Does seismic risk affect the environmental impact of existing buildings? Energy and Buildings, 110(1), 149-158

D.M. 14/01/2008, Norme tecniche per le costruzioni.

Feroldi, F, Marini A, Badiani, B, Plizzari, G, Giuriani, E, Riva, P, Belleri, A, 2013. Energy efficiency upgrading, architectural restyling and structural retrofit of modern buildings by means of "engineered" double skin façade. Structures and Architecture New concepts, applications and challenges, Edited by Paulo JS Cruz, CRC Press 2013, 1859–1866. Doi:10.1201/b15267-253

Feroldi, F. (2014). Sustainable renewal of the post WWII building stock through engineered double skin, allowing for structural retrofit, energy efficiency upgrade, architectural restyling and urban regeneration (PhD Thesis), University of Brescia.

Günay, S, Mosalam, KM, 2013. PEER Performance-Based Earthquake Engineering Methodology, Revisited. Journal of Earthquake Engineering, 17(6), 829-858.

Hammond, GP, Jones, CI, (2008). Embodied energy and carbon in construction materials, Proc. Inst. Civ. Eng.—Energy 161(2), 87–98.

Jancovici, JM, 2003. Doing one's "good deed" regarding climate change: what is the impact of individual actions? ⟨http://www.manicore.com/anglais/ documentation a/greenhouse/individual acts.html⟩.

Langdon, D (2009). Embodied CO_2 and CO_2 emissions from new buildings and the impact of possible changes to the energy standards. http://www.scotland.gov.uk/Topics/Built-Environment/Building/Building- standards/publications/pubresearch/researchenergy

Marini, A, Belleri, A, Passoni, C, Feroldi, F, Preti, M, Metelli, G, Giuriani, E, Riva, P, Plizzari, G, 2016. Integrated architectural, energy and seismic renovation of the reinforced concrete building stock targeting sustainability and resilience. Submitted to Journal of Civil and Environmental Engineering

Marini, A, Passoni, C, Riva, P, Negro, P, Romano, E, Taucer, F, 2014. Technology options for earthquake resistant, eco-efficient buildings in Europe: Research needs. Report EUR 26497 EN. JRC87425. ISBN 978-92-79-35424-3.

Pons, O, Aguado, A, 2012. Integrated value model for sustainable assessment applied to technologies used to build schools in Catalonia, Spain. Building and Environment, 53, 49-58.

San-José, JT, Garrucho, I, 2010. A system approach to the environmental analysis of industrial buildings. Building and Environment, 45(3), 673-683.

Energia



Elettricità da impianti di biogas agricolo: impatto ambientale e strategie di mitigazione

Jacopo Bacenetti[1], Alessandra Fusi[2], Marco Fiala[1]

[1]Department of Agricultural and Environmental Sciences. Production, Landscape, Agroenergy – LCA Group, Università degli Studi di Milano, Via G. Celoria 2, 20133 Milan, Italy

[2]Sustainable Industrial Systems, School of Chemical Engineering and Analytical Science, The University of Manchester, Manchester, UK

Email: jacopo.bacenetti@unimi.it

Abstract

Negli ultimi 20 anni, soprattutto grazie alla presenza di incentivi pubblici, gli impianti di biogas alimentati con biomasse agricole hanno avuto una rapida diffusione talvolta anche a discapito della loro razionalità tecnica e di una valutazione complessiva del loro impatto ambientale. In questo studio l'impatto ambientale associato alla generazione di elettricità in 4 impianti di biogas agricoli caratterizzati da differenti configurazioni impiantistiche, taglia e alimentazione è stata valutata con metodologia Life Cycle Assessment (LCA). La valorizzazione del calore cogenerato e disponibile in eccesso rispetto agli autoconsumi termici e la copertura delle vasche di stoccaggio del digestato sono state valutate come strategie di mitigazione.

1. Introduzione

Negli ultimi anni, grazie agli incentivi pubblici per la generazione di energia elettrica da fonte rinnovabile, la filiera della digestione anaerobica (DA) di biomassa agricola si è notevolmente diffusa. In Europa, 29 paesi prevedono forme di incentivazione per la generazione di elettricità da biogas, nella maggior parte dei casi si tratta di *feed-in-tariffs* (Whiting and Azapagic, 2014, Fusi et al., 2016). Nel 2014, secondo EurObserv'ER (EurObserv'ER, 2014), circa 8.2 TWh di elettricità sono stati prodotti dai 1713 impianti di biogas in funzione. Ciò pone l'Italia in seconda posizione per quanto riguarda lo sviluppo del biogas agricolo dopo la Germania, che, con 8726 impianti, 3905 MW di potenza elettrica installata e 29 TWh di elettricità prodotta è il primo produttore mondiale di energia elettrica da biogas.

Sebbene la DA di biomasse agricole e in particolare di matrici residuali come i reflui zootecnici e i sottoprodotti agro-industriali, sia stata riconosciuta in molti studi come una soluzione efficace per la riduzione delle emissioni di gas climalteranti (GHG) non è possibile generalizzare riguardo alla sua sostenibilità ambientale. Infatti, oltre agli effetti sul riscadamento globale, altri impatti ambientali vanno valutati contestualmente. In particolare, quando i digestori sono alimentati prevalentemente con colture appositamente coltivate e non si ha la valorizzazione del calore cogenerato dal motore alimentato a biogas l'impatto dell'energia elettrica prodotta può, per alcune categorie di impatto, essere superiore a quello dell'elettricità da fonte fossile (Dressler et al., 2012; Bacenetti et al., 2013).

Nel corso degli anni numerosi studi hanno valutato alcuni aspetti della sotenibilità dell'elettricità prodotta in impianti di biogas (Lijò et al 2014a; Lijò et al., 2014b; Fantin et al., 2016; Hijazi et al., 2016) tuttavia, in genere, solo uno o pochi impianti sono analizzati e/o solo un ristretto numero di effetti sull'ambiente è considerato. In questo studio l'impatto ambientale associato alla generazione di elettricità in 4 impianti alimentati a biomasse agricole e caratterizzati da differenti configurazioni impiantistiche, taglia e alimentazione è stata valutato con metodo Life Cycle Assessment (LCA).

2. Materiali e metodi

2.1. Descrizione degli impianti di biogas

I 4 impianti di DA analizzati, tutti localizzati in nord Italia tra Lombardia e Piemonte, sono caratterizzati da una potenza elettrica che varia da 220 a 999 kW e sono entrati in funzione nel periodo compreso tra il 2009 e il 2013. Le biomasse utilizzate per l'alimentazione dei digestori sono insilati di cereali (mais e triticale) e reflui zootecnici (liquame bovino e suino). La DA avviene in digestori coimbentati all'interno dei quali la temperatura è mantenta tra i 39 e i 40°C utilizzando il calore recuperato, sotto forma di acqua calda, dal sistema di raffreddamento del motore. Miscelatori, pompe, nastri trasportatori e dispositivi per il trattamento del biogas (gruppo frigorifero, torri di lavaggio, ecc.) utilizzano l'elettricità prelevata dalla rete elettrica nazionale pertanto tutta l'energia elettrica prodotta dal motore viene immessa in rete.

In Tabella 1 sono riportati i principali parametri tecnico-operativi degli impianti analizzati. Gli insilati utilizzati per alimentare gli impianti A, B e C sono autoprodotti in azienda. Il digestato è stoccato in vasche scoperte prima di essere utilizzato come fertilizzante organico.

2.2. Unità funzionale e confini del sistema

L'unità funzionale scelta è 1 kWh elettrico prodotto e immesso in rete. I confini del sistema vanno dalla produzione dei fattori produttivi consumati nel corso del ciclo produttivo (es. sementi, carburanti, fertilizzanti e fitofarmaci), all'immissione dell'elettricità nella rete elettrica nazionale al fine vita dell'impianto di biogas.

La produzione dei reflui zootecnici è considerata a impatto ambientale nullo in quanto tali matrici sono scarti di un altro processo produttivo (l'attività zootecnica); per queste matrici sono stati considerati solo gli effetti ambientali legati al trasporto. Per gli impianti che digeriscono reflui è stata considerata la riduzione delle emissioni di CH_4, NH_3 e N_2O rispetto alla gestione tradizionale in vasche aperte. Nell'analisi sono stati considerati anche i beni a logorio parziale sia per la produzione degli insilati (trattori, macchine operatrici e silos di stoccaggio) sia per la fase conversione delle biomasse in energia (digestori, vasche di stoccaggio e motore CHP). Poiché i terreni utilizzati per la produzione degli insilati di mais e triticale sono destinati alla coltivazione di cereali da decenni il Land Use Change non è stato considerato.

Tabella 1: Principali parametri descrittivi degli impianti di biogas analizzati

Parametro	Unità	Impianto di biogas			
		1	2	3	4
Potenza elettrica	kW	999	999	485	220
Potenza termica	kW	1100	1100	588	300
Efficienza elettrica	%	40,8	40,8	39,5	37,0
Efficienza termica	%	45	45	48	50
Funzionamento annuo	h/anno	7995	8230	8050	8210
Elettricità prodotta	MWh/anno	7994	8216	3895	1825
Calore prodotto	MWh/anno	8817	9062	4733	2467
N. di digestori	-	2	2	1	1
Volume dei digestori	m^3	2750	2750	2500	2000
N. post- fermentatori	-	2	2	2	1
Volume post.ferment.	m^3	3000	3200	3000	2250
Autoconsumo elettrico	MWh/anno	699,48	739,47	319,38	171,57
Autoconsumo termico	MWh/anno	1459	2216	1592	1561
Insilato di mais	t/ giorno	45	45	10	0
Insilato di triticale	t/ giorno	10	0	10	0
Liquame suino	t/ giorno	0	0	50	50
Liquame bovino	t/ giorno	0	72	70	75
Acqua	t/giorno	0	10	0	0
Olio motore	kg/ anno	2158,4	2218,4	1051,6	492,8
NaOH	kg/anno	471,6	484,8	229,8	107,7
Perdite di metano	kg/ anno	27429	28191	13804	6906

2.3. Inventario

I dati di inventario sono stati raccolti mediante rilievi e questionari nei 4 impianti nel corso del 2014-2015. Per quanto riguarda le colture energetiche la resa e le distanze di trasporto sono state rilevate direttamente mentre relativamente alla tecnica colturale si è fatto riferimento a studi precedentemente condotti negli stessi areali (Gonzalez-Garcia et al., 2013; Bacenetti et al., 2014).

Le emissioni: (i) di metano per trafilamenti e/o per mancanta combustione sono state considerate pari al 2% del volume prodotto (Dressler et al., 2012); (ii) di metano, protossido di azoto e ammoniaca dallle vasche di stoccaggio del digestato sono state considerate pari a 8.9 kg/MWh per il CH_4, 0.27 kg/MWh per l'N_2O e 0.23 kg/MWh per l'NH_3 (Edelman et al., 2011); (iii) di composti azotati e fosfatici legate alla distribuzione del digestato sono state calcolate secondo il modello proposto da Brentrup et al (2000); (iv) ai gas di scarico del

motore CHP legate alla combustione del biogas sono state calcolate secondo NERI (2010); (v) evitate dovute alla mancata gestione tradizionale dei reflui sono state calcolate in accordo ad Amon et al. (2006) per il liquame bovino e a Wang et al., (2014) per quello suino.

Sono stati derivati da Ecoinvent v.3 i background data riguardanti: la produzione dei diversi input necessari per la coltivazione e l'insilamento dei cereali (semi, fertilizzanti, combustibili e fitofarmaci, trattori e macchine operatrici), gli altri fattori produttivi consumati all'impiato (elettricità, NaOH e olio motore), il trasporto e le infrastrutture dell'impianto di biogas. Per i digestori è stata considerata una vita utile di 20 anni mentre per il motore CHP di 80000 ore (pari a circa 10 anni). Per digestori e CHP il corrispondente processo riportato in Ecoinvent è stato scalato considerendo la differente taglia (volume o potenza) secondo la seguente relazione (Whiting and Azapagic, 2014)

$$E_2 = E_1 \cdot (C_2/C_1)^{0.6}$$

dove:

- E_1 e E_2 impatto ambientale dell'impianto (digestore o CHP) più piccolo e più grande, rispettivamente;
- C_1 e C_2 dimensione (volume per i digestori e potenza elettrica per il CHP) dell'impianto più piccolo più grande, rispettivamente;
- 0.6 fattore di scala.

2.4. Impatti valutati

Gli impatti valutati (ILCD mid-point - Wolf et al., 2012) sono: riscaldamento globale o climate change (CC), assottigliamento dello strato di ozono (OD), tossicità umana – effetto cancerogeno (HTc), tossicità umana effetti non cancerogeni (HTnoc), formazione di polveri sottili (PM); formazione ossidanti fotochimici (POF), acidificazione terreste (TA), eutrofizzazione acque dolci (FE), eutrofizzazione terrestre (TE) eutrofizzazione marina (ME), ecotossicità delle acque dolci (FEx), consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (MFRD).

3. Risultati

I risultati ottenuti (Figura 1) evidenziano una grande variabilità tra i diversi impianti; per il CC si passa da impianti con valori inferiori a zero (beneficio per l'ambiente) ad altri con un'emissione di GHG prossima a quella dell'elettricità prodotta in Italia (Tabella 2).

Gli impianti alimentati con insilati di cereali presentano impatti più alti di quelli alimentati con reflui e, per categorie di impatto come l'acidificazione e le eutrofizzazioni, sensibilmente superiori al mix elettrico Italiano.

L'analisi dei contributi evidenzia che dove sono utilizzati insilati la loro produzione è responsabile della maggior parte dell'impatto per OD, PM e MFRD ma soprattutto per TA, FE, TE e ME.

Inoltre: (i) le emissioni derivanti dallo stoccaggio del digestato sono importanti per CC (> del 55% delle emissioni di GHG, principalmente a causa dell'emissione di metano e protossido di azoto), per PM e per TE (soprattutto a causa dell'emissione di ammoniaca); (ii) la costruzione, la manutenzione e lo smaltimento dei digestori e del motore CHP hanno un impatto ridotto su tutte le categorie valutate ad eccezione di HTc (dal 30 al 45% dell'intero impatto con i valori più alti negli impianti piccoli) e del MFRD; (iii) le emissioni di inquinanti nei gas di scarico del motore rappresentano il maggior hotspot per HTnoc (dal 60 al 65% dell'intero impatto) ma sono irrilevanti per le altre categorie di impatto eccetto che per il POF (7-10%); (iv) il consumo di altri materiali all'impianto di biogas rappresentano circa il 40% del OD (principalmente a causa del consumo di elettricità) ma hanno un ruolo minore per le altre categorie di impatto valutate; (v) le perdite di metano rappresentano circa il 20% del CC.

Tabella 2: Impatto ambientale dell'elettricità prodotta nei 4 impinati di DA analizzati e del mix elettrico italiano

Categoria d'impatto	**Unità**	**Impianto di biogas**				**Mix elettrico ITA**
		1	**2**	**3**	**4**	
CC	kg CO_2 eq	0,555	0,208	-0,363	-1,432	0,651
OD	kg CFC-11 eq	$1{,}18\cdot10^{-8}$	$1{,}03\cdot10^{-8}$	$1{,}02\cdot10^{-8}$	$6{,}94\cdot10^{-9}$	$5{,}76\cdot10^{-8}$
HTc	CTUh	$5{,}38\cdot10^{-9}$	$4{,}92\cdot10^{-9}$	$5{,}48\cdot10^{-9}$	$4{,}40\cdot10^{-9}$	$4{,}99\cdot10^{-9}$
HTnoc	CTUh	$8{,}08\cdot10^{-8}$	$7{,}62\cdot10^{-8}$	$8{,}15\cdot10^{-8}$	$7{,}21\cdot10^{-8}$	$1{,}18\cdot10^{-8}$
PM	g PM2.5 eq	0,189	0,161	0, 142	0,046	0.226
POF	g NMVOC eq	0,807	0,554	0,298	-0,42	1,68
TA	molc H+ eq	0,0069	0,0058	0,0051	0,0012	0,0035
TE	molc N eq	0,030	0,025	0,021	0,004	0.006
FE	kg P eq	$3{,}28\cdot10^{-5}$	$1{,}95\cdot10^{-5}$	$2{,}52\cdot10^{-5}$	$5{,}58\cdot10^{-7}$	$6{,}52\cdot10^{-7}$
ME	g N eq	0,802	0,355	0,701	0,114	0,510
FEx	CTUe	2,785	2,687	1,756	0,092	0,144
MFRD	kg Sb eq	$1{,}23\cdot10^{-6}$	$1{,}04\cdot10^{-6}$	$1{,}07\cdot10^{-6}$	$5{,}35\cdot10^{-7}$	$3{,}31\cdot10^{-7}$

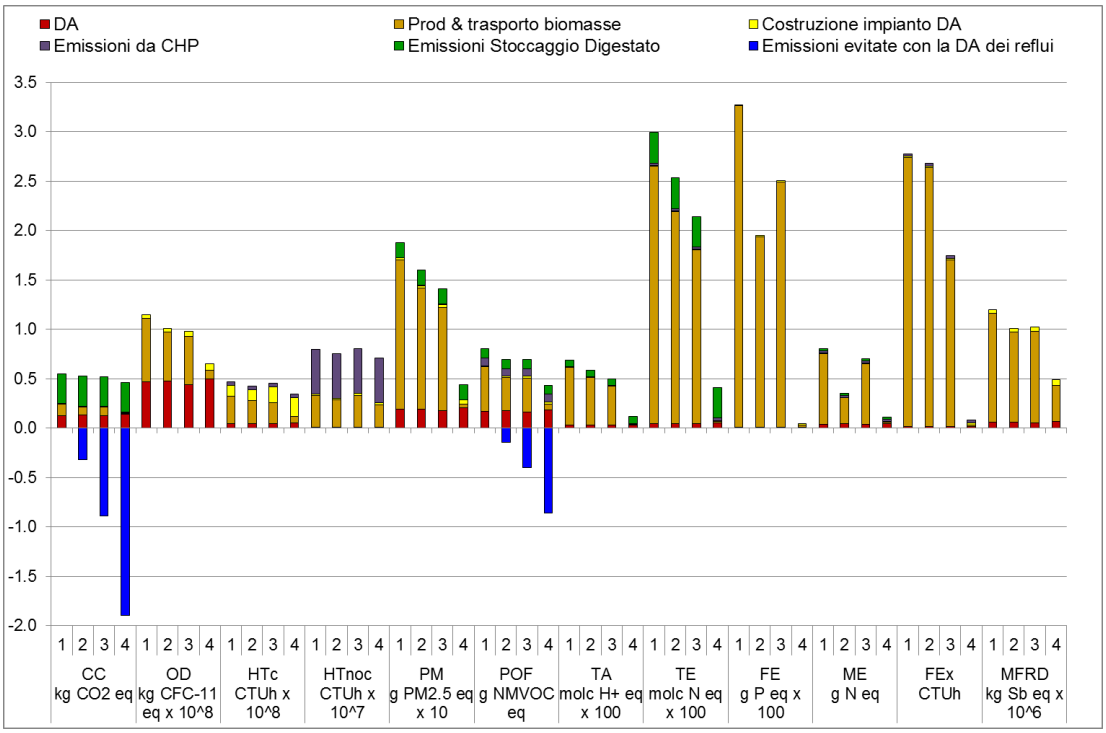


Figura 1: Impatto ambientale dell'elettricità prodotta nei 4 impianti di biogas

3.1. Possibili strategie di mitigazione

Due strategie di mitigazione sono state valute. La prima prevede la copertura delle vasche di stoccaggio del digestato mentre la seconda comporta la valorizzazione di quote crescenti del calore cogenerato e disponibile al netto degli autoconsumi. Nel dettaglio la copertura delle vasche di stoccaggio del digestato tramite una ulteriore cupola gasometrica riduce le emissioni (-80%) di CH_4, NH_3 e N_2O (Edelmann et al., 2011; Fusi et al., 2016) rispetto alla vasca aperta. La valorizzazione del calore disponibile, invece, evita la produzione della medesima energia termica in caldaie domestiche alimentate a gas naturale, generando un credito per il processo di digestione anaerobica. A tal fine, considerando che il completo sfruttamento del calore in eccesso è complicato dal fatto che la sua disponibilità presenta una stagionalità opposta rispetto a quella delle principali utenze termiche in agricoltura (es. riscaldamento serre e porcilaie, essiccazione di foraggi e granella) è stato, prudenzialmente, valutato il beneficio ambientale derivante dalla valorizzazione del 25% e del 50% dell'energia termica disponibile.

In Tabella 3 e Tabella 4 sono riportati i risultati per le due strategie di mitigazione considerate. La copertura degli stoccaggi comporta considerevoli benefici per CC, OD, POF, TA, TE e ME. In particolare per CC, l'impatto dell'impianto A è dimezzato, quello dell'impianto B diventa negativo mentre per gli impianti C e D, che già mostravano valori inferiori a zero, si ha un aumento del beneficio ambientale.

Tabella 3: Riduzione dell'impatto ambientale legato alla copertura delle vasche di stoccaggio del digestato

Categoria di Impatto	Impianto di biogas			
	A	B	C	D
CC	-47,8%	-127,4%	-72,6%	-18,2%
OD	-17,4%	-19,8%	-18,6%	-24,2%
HTc	1,0%	1,1%	4,5%	10,1%
HTnoc	-0,1%	-0,1%	0,3%	0,8%
PM	-10,1%	-11,9%	-12,1%	-33,0%
POF	-15,9%	-23,1%	-40,4%	-26,8%
TA	-9,9%	-11,7%	-13,5%	-56,8%
TE	-8,9%	-10,6%	-12,4%	-63,2%
FE	0,0%	0,1%	0,2%	13,1%
ME	-4,3%	-9,6%	-4,6%	-25,7%
FEx	-0,1%	-0,1%	0,1%	4,4%
MFRD	11,2%	13,2%	24,1%	69,7%

La costruzione di impianti con vasche di stoccaggio coperte comporta, a causa del maggior impiego di energia e materiali per la realizzazione dell'impianto, un aumento dell'impatto per HTc, FE e, soprattutto, per MFRD; tale incremento cresce al diminuire della taglia dell'impianto.

I risultati relativi alla valorizzazione del surplus termico (Tabella 4) mostrano come, soprattutto per gli impianti di taglia medio-grossa dove gli autoconsumi per il riscaldamento dei digestori sono limitati, anche una parziale valorizzazione possa comportare considerevoli vantaggi ambientali soprattutto per CC, OD, HTc e POF.

4. Conclusioni

L'analisi condotta ha evidenziato che l'elettricità prodotta in impianti di biogas alimentati con biomasse agricole non sempre presenta un impatto ambientale inferiore a quello del mix elettrico nazionale. Nel dettaglio, per i 4 impianti di DA analizzati solo per 4 (CC, OD, PM e POF) delle 12 categorie di impatto considerate il mix elettrico nazionale presenta sempre un impatto ambientale più alto. L'impianto di piccola taglia, alimentato a refluo zootecnico presenta le migliori prestazioni: per 10 delle 12 categorie di impatto ha un impatto inferiore al mix elettrico italiano.

Rispetto all'elettricità prodotta in impianti alimentati ad insilati, quella di rete mostra un impatto considerevolmente più basso per l'eutrofizzazione e l'ecotossicità delle acque dolci. Infine, l'analisi dei contributi ha evidenziato che, nonostante quanto affermato in numerosi studi precedentemente condotti,

l'impatto ambientale legato alla costruzione, alla manutenzione e allo smaltimento di digestori e CHP non può essere trascurato perchè, soprattutto per i piccoli impianti e per specifiche categorie di impatto, rappresentata una quota non trascurabile.

Tabella 4: Riduzione dell'impatto ambientale legata alla valorizzazione del calore disponibile

Impatto	Impianto di biogas							
	A		B		C		D	
	50%	25%	50%	25%	50%	25%	50%	25%
CC	-23,4%	-12,0%	-56,4%	-29,0%	-31,6%	-16,4%	-5,0%	-2,7%
OD	-168%	-85,1%	-173%	-88,0%	-171%	-87,6%	-154%	-80,3%
HTc	-34,0%	-23,6%	-34,7%	-24,4%	-34,9%	-26,0%	-35,5%	-28,8%
HTnoc	-3,0%	-2,1%	-2,9%	-2,1%	-3,1%	-2,4%	-3,0%	-2,5%
PM	-4,1%	-2,4%	-4,4%	-2,6%	-5,1%	-3,1%	-11,5%	-7,7%
POF	-17,0%	-9,0%	-22,6%	-11,9%	-41,4%	-22,2%	19,1%	10,9%
TA	-2,2%	-1,2%	-2,3%	-1,3%	-2,8%	-1,6%	-8,1%	-5,1%
TE	-1,1%	-0,6%	-1,2%	-0,7%	-1,4%	-0,8%	-4,9%	-2,9%
FE	-0,6%	-0,4%	-1,0%	-0,6%	-0,8%	-0,6%	-30,4%	-23,4%
ME	-3,8%	-2,0%	-7,9%	-4,2%	-4,0%	-2,2%	-15,9%	-9,3%
FEx	-0,8%	-0,5%	-0,7%	-0,5%	-1,3%	-1,0%	-20,0%	-16,3%
MFRD	-13,4%	-8,0%	-14,6%	-8,8%	-14,8%	-9,3%	-22,0%	-15,4%

5. Bibliografia

Amon, B, Kryvoruchko, V, Amon, T, Zechmeister-Boltenstern, S, 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. Agric. Ecosyst. Environ. 112 (2–3), 153-162.

Bacenetti, J, Fusi, A, Negri, M, Guidetti, R, Fiala, M, 2014. Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production. Sci Total Environ; 466-467: 1066-77.

Bacenetti, J, Negri, M, Fiala, M, Gonzalez Garcia, S, 2013. Anaerobic digestion of different feedstock: impact on energetic and environmental balances of biogas process. Sci. Total Environ. 463-464, 541-51.

Brentrup, F, Küsters, J, Lammel, J, Kuhlmann, H, 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. Int J Life Cycle Assess: 5, 349–57.

Dressler, D., Loewen, A, Nelles, M, 2012. Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. Int. J. Life Cycle Assess. 17 (9), 1104-1115.

Edelmann, W, Schleiss, K, Engeli, H, Baier U, 2011. Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas.

EurObserv'ER, 2015. 15th annual overview barometer (http://www.eurobserv-er.org/15th-annual-overview-barometer/)

Fantin, V, Giuliano, A, Manfredi, M, Ottaviano, G, Stefanova, M, Masoni, P, 2015. Environmental assessment of electricity generation from an Italian anaerobic digestion plant. Biom Bioen, 83, 422-435.

Fusi, A, Bacenetti, J, Fiala, M, Azapagic, A, 2016. Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion. Front. Bioengin. Biotech, 4, 26.

González-García, S, Bacenetti, J, Negri, M, Fiala, M, Arroja, L, 2012. Comparative environmental performance of three different annual energy crops for biogas production in Northern Italy. J Clean Prod. 43, 71-83.

Hijazi, O, Munro, S, Zerhusen, B, Effenberger, M, 2016. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. Ren. Sust. En. Rev, 54, 1291-1300.

Lijó, L, González-García, S, Bacenetti, J, Fiala, M, Feijoo, G, Lema, J.M, Moreira, M.T, 2014. Life Cycle Assessment of electricity production in Italy form anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. Renew. Energ. 68, 625-635.

Lijó, L, González-García, S, Bacenetti, J, Fiala, M, Feijoo, G, Moreira, M.T, 2014. Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. J. of Cleaner Prod. 72, 23-34.

NERI (2010). Danish emission inventories for stationary combustion plants. National Environmental Research Institute.

Wang, Y, Dong, H, Liu, C, Xin, H, 2014. Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages. Trans. ASABE. 57(2), 635-645.

Whiting, A, Azapagic, A, 2014. Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. Energy, 70, 181-193.

Wolf M.A, Pant R, Chomkhamsri K, Sala S, Pennington D, 2012. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Towards more sustainable production and consumption for a resource-efficient Europe. JRC Reference Report, EUR 24982 EN. European Commission – Joint Research Centre. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

LCA di diverse soluzioni per la produzione fotovoltaica in Italia

Alessia Gargiulo, Pierpaolo Girardi

RSE Ricerca Sistema Energetico

Email: pierpaolo.girardi@rse-web.it

Abstract

Nel presente articolo vengono analizzati, in un'ottica LCA, i principali impatti ambientali di diverse soluzioni per la produzione fotovoltaica nel contesto Italiano. Gli stessi sono posti a confronto con quelli di un ciclo combinato a gas naturale, che rappresenta la principale tecnologia di generazione che viene sostituita dalle nuove quote di potenza fotovoltaica installata. I risultati mostrano che non esiste una combinazione tecnologia/installazione migliore per tutti gli impatti analizzati, ma che in generale l'utilizzo di fotovoltaico presenta dei vantaggi in termini ambientali rispetto alle tecnologie fossili. La principale contropartita riguarda un rilevante consumo di suolo nel caso delle installazioni a terra che costituiscono circa il 40% della potenza installata.

1. Introduzione

La promozione delle fonti energetiche rinnovabili si inquadra nella strategia europea volta ad una crescita sostenibile e, in particolare, alla tutela dell'ambiente e alla riduzione delle emissioni. In quest'ottica, anche in considerazione del forte sviluppo osservato in Italia, un ruolo di rilievo assume la valutazione degli impatti legati alla produzione elettrica da fotovoltaico.

Una metodologia di indagine che ben si presta a tale scopo è la Life Cycle Assessment (Sumper et al., 2011) ampiamente utilizzata in letteratura come attestato da diversi studi di critica bibliografica (Peng et al., 2013). Gli stessi studi hanno, tuttavia, anche evidenziato la necessità di approfondimenti e ulteriori ricerche sia per quanto attiene al campo di analisi (nei lavori disponibili in letteratura spesso viene omesso il fine vita), che agli aspetti ambientali considerati, spesso limitati al solo effetto serra ed al tempo di ritorno energetico (Gerbinet et al., 2014). A sottolineare la rilevanza del tema si ricordano le recenti iniziative dell'International Energy Agency (IEA), con la TASK 12 del Photovoltaic Power System Programm (Frischknecht et al., 2016) e della D.G. Environment della Commissione Europea, con un caso pilota sul fotovoltaico nell'ambito del programma Product Environmental Footprint.

2. Evoluzione della produzione da fotovoltaico in Italia

In Italia dal 2007 al 2014 si è assistito ad un costante incremento della produzione da fotovoltaico, che in alcuni anni (2007-2011) ha raggiunto un tasso medio annuo di crescita di circa il 300%, come risultato delle forti politiche di incentivazione, disposte a livello nazionale, per poi assestarsi negli ultimi anni. Al 2014 la produzione da fotovoltaico contribuisce a circa il 18,5% dei 120 TWh di produzione da rinnovabili (GSE, 2015 b) e a circa l'8% della produzione elettrica italiana.

Negli ultimi anni si è verificato uno spostamento verso impianti di taglia più piccola: gli impianti entrati in esercizio nel corso del 2014 - per lo più installazioni a uso domestico - hanno una potenza media (8,1 kW) notevolmente più bassa rispetto a quella degli anni precedenti (un terzo rispetto al dato 2012, oltre un sesto rispetto al dato 2011). Circa il 40% in potenza degli impianti è installato a terra, il 49% è collocato su edifici, il 6% su serre e pensiline ed il residuo 4% è ubicato diversamente, ad esempio è utilizzato per le barriere acustiche autostradali (GSE, 2015b).

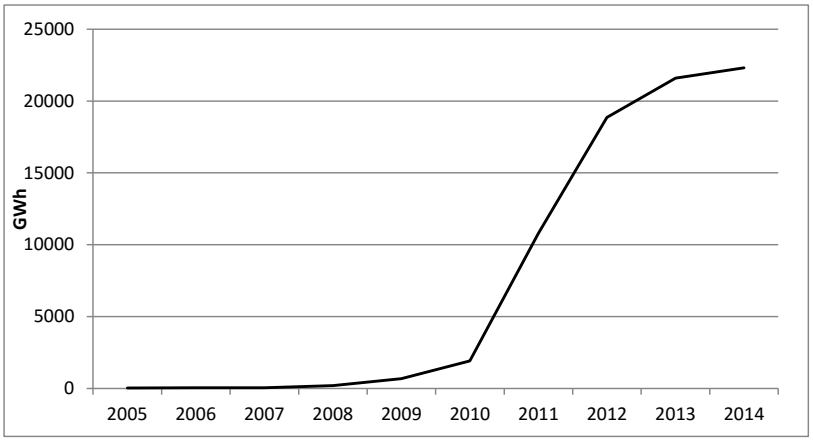


Figura 1: Produzione da fotovoltaico in Italia (fonte dei dati GSE,2015 b)

Dal punto di vista della tecnologia, è diminuita progressivamente la percentuale (in termini di potenza) dei pannelli in silicio monocristallino a favore di quelli in silicio policristallino. Ad oggi, in tutte le regioni i pannelli a silicio policristallino coprono la maggior parte della potenza installata, seguiti dai pannelli monocristallini, mentre il film sottile e le altre tipologie di pannelli sono presenti in percentuale modesta. Secondo i dati GSE a livello nazionale, al 2014, il 72% della potenza installata è realizzato in silicio policristallino, il 21% in silicio monocristallino e il 7% in film sottile o in materiali diversi.

3. Goal and Scope

Lo scopo del presente studio è quello di confrontare, sotto il profilo ambientale, diverse tecnologie e soluzioni impiantistiche per la produzione di energia elettrica da moduli fotovoltaici. Per meglio inquadrare il contributo di tali soluzioni allo sviluppo tecnologico del sistema elettrico, le stesse vengono poste a confronto con un impianto a gas naturale in ciclo combinato che, oltre ad essere sotto molto aspetti (efficienza, emissioni di gas ad effetto serra, emissioni di particolato ecc.) la migliore tecnologia fossile disponibile, è la tecnologia che è stata progressivamente portata fuori mercato dalla penetrazione delle rinnovabili (GME, 2014).

L'unità funzionale scelta è il kWh in bassa tensione fornito alla rete e l'analisi prende in considerazione l'intero ciclo di vita, compreso il fine vita, delle seguenti tecnologie: Si-amorfo, CIS (film sottile), CdTe (film sottile), Si-mono cristallino, Si- multi cristallino, Si-ribbon. Sono inoltre analizzate diverse tipologie di installazione: su tetto, integrato e non, e a terra.

Per quanto attiene alle categorie di impatto, negli studi LCA spesso viene scelto un set inadeguato a coprire le sfaccettature del profilo ambientale della produzione elettrica (Gerbinet et al., 2014). Pertanto, nella presente analisi si è deciso di fare riferimento alle indicazioni del PEFCR per il fotovoltaico della Commissione Europea. In particolare, si è fatto riferimento al documento del 2014 (Frischknecht e Itten 2014), per altro l'unico disponibile al momento dell'impostazione del presente studio. Sebbene siano seguiti ulteriori documenti di aggiornamento, quello preso in considerazione ha il vantaggio di classificare le categorie di impatto per rilevanza e rappresenta, pertanto, un'utile indicazione per selezionare un set limitato di categorie di impattto, garantendo leggibilità dei risultati pur coprendo, a nostro avviso, i principali aspetti ambientali coinvolti dalle filiere. Sono state pertanto selezionate, per il presente studio, le categorie di impatto e gli indicatori aggiuntivi a rilevanza alta. È stato ritenuto oppurtuno, tuttavia, escludere la categoria "water scarcity" in quanto la stessa è molto legata a fenomeni locali e i relativi metodi di valutazione sono ancora oggetto di discussione, approfondimento e condivisione all'interno della comunità scientifica (le linee guida ILCD del JRC, 2011, individuano per la stessa un metodo di quantificazione di livello III).

Tabella 1: Categorie di impatto selezionate

Categoria di Impatto	**Metodo di quantifcazione**	**Unità di misura**	**Rif. Bibliog.**	**Rilevanza PEFCR[1]**
Climate change	GWP 100 anni	kg CO_2eq	IPCC 2007	High
Ecotoxicity, freshwater	USeTox	CTUe	Rosenbaum et al. 2008	High
Human toxicity, cancer effects	USeTox	CTUh	Rosenbaum et al. 2008	High
Human toxicity, non-cancer effects	USEtox	CTUh	Rosenbaum et al. 2008	High
Land use	Soil Organic Matter Lost	kg Soil Organic Carbon	Milà i Canals et al. 2007	High
Particulate matter / respiratory effects	RiskPoll	kg PM2.5eq	Greco et al. 2007; Rabl & Spadaro 2004	High
Acidification	Accumulated Exceedance(AE)	Moleq H^+	Seppälä et al. 2006, Posch et al. 2008	Medium
Photochemical ozone formation	ReCiPE	kg NMVOCeq	Van Zelm et al. 2008 as applied in ReCiPe	Medium

[1] Draft luglio 2014 (Frischknecht e Itten, 2014).

Tabella 2: Indicatori aggiuntivi selezionati

Indicatori aggiuntivi			
Cumulative energy demand, renewable	MJ	Frischknecht et al. 2007	High
Cumulative energy demand, non renewable	MJ	Frischknecht et al. 2007	High

Inoltre, per un più significativo confronto con la tecnologia a fonte fossile, si è deciso di aggiungere quelle categorie di impatto che, seppure considerate di rilevanza media per una LCA di moduli fotovoltaici, risultano però importanti per tecnologie basate su fonti fossili, come il ciclo combinato a gas naturale. Categorie di impatto (con il dettaglio dei metodi di quantificazione individuati in base alle linee guida JRC, 2011) e indicatori aggiuntivi utilizzati sono riportati nele Tabelle 1 e 2.

4. Analisi di Inventario

L'analisi d'inventario è stata effettuata per le tecnologie in esame facendo ricorso al database Ecoinvent[2] (versione 3.1). Molti dei data set (ad esclusione di quelli relativi ai moduli a silicio mono e multi-cristallino, non integrati e agli impianti fotovoltaici a terra) si riferiscono, in Ecoinvent 3.1, alla realtà svizzera e sono stati adattati alle condizioni medie italiane di radiazione solare incidente, sulla base delle ore di funzionamento pubblicate dal GSE (GSE, 2015 a).

5. Valutazione degli impatti

Nei grafici in Figura 2 sono mostrati i risultati dell'analisi LCA delle diverse tecnologie-installazioni per le categorie di impatto prese in considerazione. I risultati sono posti a confronto con quelli relativi ad un ciclo combinato a gas naturale. Quest'ultimo, come già accennato, rappresenta la tecnologia che con maggiore probabilità viene sostituita dalla produzione fotovoltaica essendo caratterizzata da un indice di marginalità nelle ore di picco superiore al 75% (GME,2014). Tutti i risultati sono riferiti all'unità funzionale, 1 kWh di energia elettrica prodotta ed immessa nella rete di bassa tensione[3]. Si nota (Figura 2) che per le categorie *Cambiamenti Climatici, Acidificazione, Formazione di ozono fotochimico* e *Eco-tossicità* gli impatti di tutte le tecnologie fotovoltaiche risultano di gran lunga inferiori a quelli della tecnologia fossile considerata, arrivando al massimo, rispettivamente, al 14%, 27%, 36% e 37% degli impatti del ciclo combinato a gas naturale. Anche per il *Particolato* il fotovoltaico mostra impatti inferiori anche se, in questo caso, in proporzione minore (circa 66% al massimo degli impatti del gas naturale in ciclo combinato).

[2] www.ecoinvent.org- Metodo di allocazione: "Allocation at the point of substitution".

[3] All'energia elettrica da gas naturale in ciclo combinato sono state allocate perdite di rete del 6,3% come da TERNA – 2013.

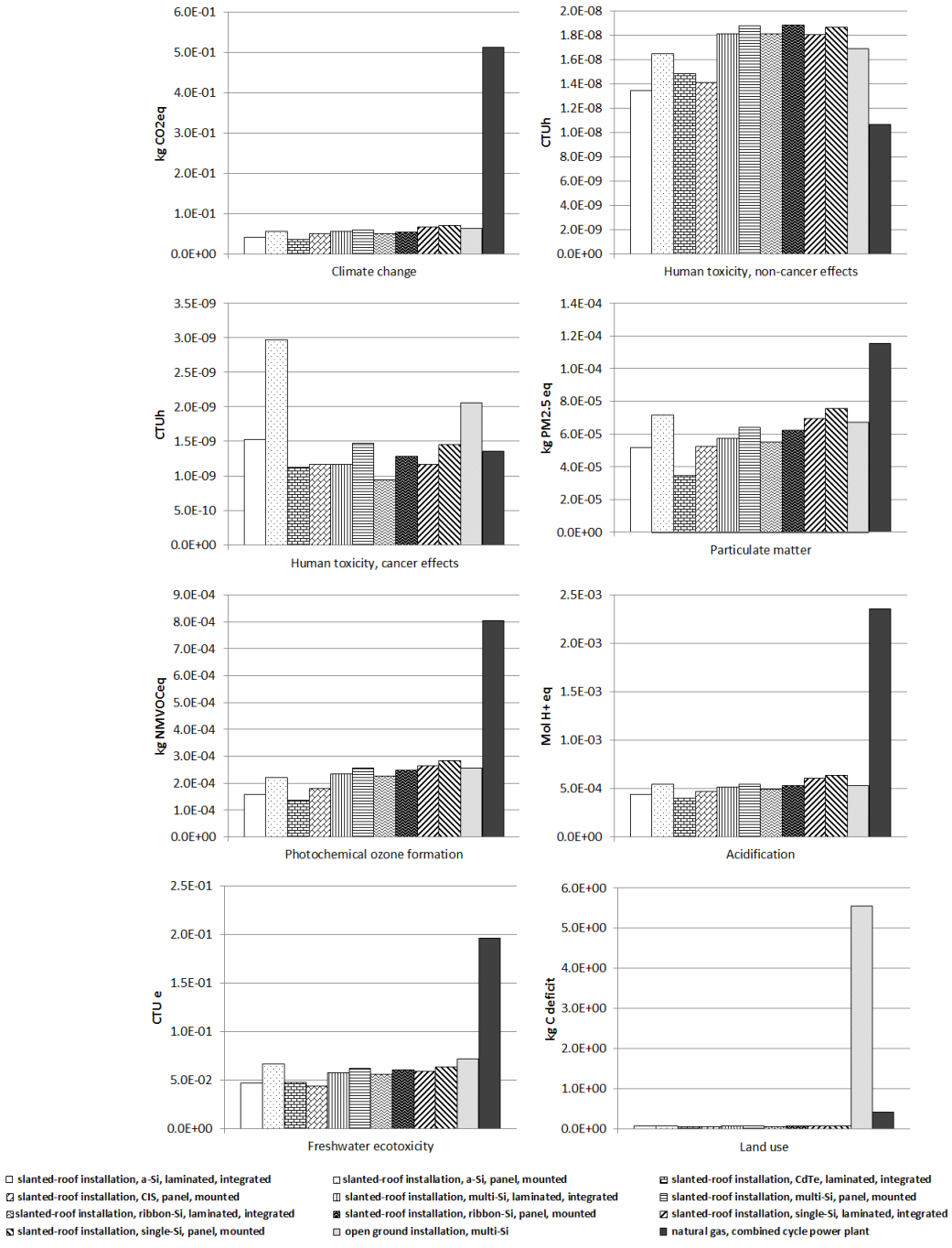


Figura 2: Risultati LCA delle tecnologie fotovoltaiche e del ciclo combinato a gas naturale riferiti a 1 kWh immesso in rete

Di andamento contrario sono invece gli impatti legati alla tossicità umana per i quali tutte le soluzioni fotovoltaiche, nel caso degli effetti non cancerogeni, e quattro su undici delle soluzioni fotovoltaiche, nel caso degli effetti cancerogeni, mostrano impatti superiori a quelli del ciclo combinato a gas naturale. Infine, come prevedibile, per la categoria di impatto legata al consumo di suolo spiccano le installazioni fotovoltaiche a terra che sono le uniche a presentare

impatti rilevanti rispetto non solo a tutte le altre tipologie di impianti fotovoltaici, ma anche alla centrale a gas.

Per quanto riguarda il confronto all'interno della gamma di tecnologie ed installazioni considerate (Figura 3), dai risultati non emerge né una soluzione (ovvero una combinazione tecnologia-installazione) migliore delle altre per tutte le categorie di impatto considerate, né una con prestazioni peggiori.

Si evidenzia, comunque, come la soluzione relativa all'installazione non integrata su tetto di pannelli in Silicio monocristallino sia quella che con più frequenza presenta un impatto maggiore rispetto alle altre. Dal punto di vista tecnologico, i film sottili in CdTe e CIS sono le uniche tecnologie a presentare valori sempre al di sotto della media per tutte le categorie di impatto. Tra le tecnologie "tradizionali" invece è il silicio amorfo che, nel caso di installazione integrata, presenta mediamente prestazioni migliori rispetto ai moduli a silicio cristallino e ribbon, ad eccezione della categoria di impatto *Human toxicity-cancer effect*. Tra le due tecnologie a silicio cristallino, il multi-cristallino presenta impatti sempre inferiori al mono-cristallino ad eccezione della categoria *Tossicità umana* per la quale gli impatti sono pressoché uguali.

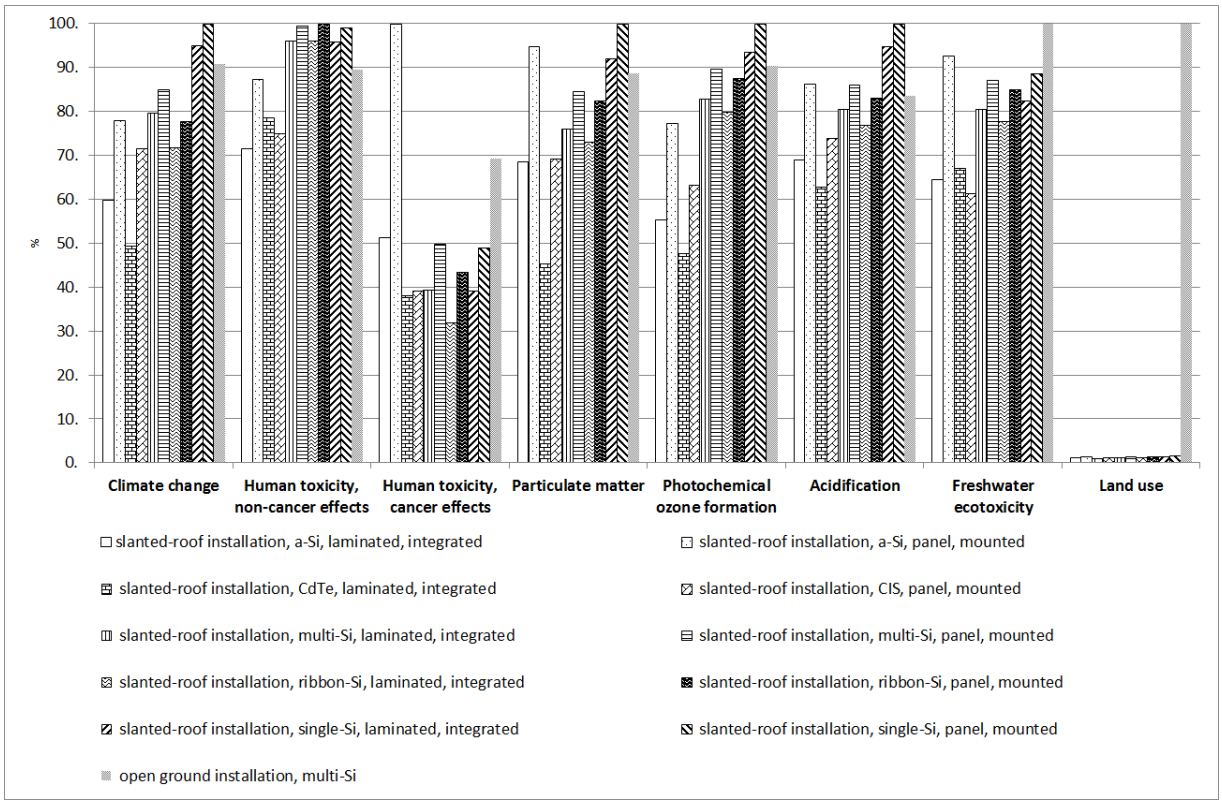


Figura 3: Risultati LCA per le diverse tecnologie/installazioni fotovoltaiche considerate - dati espressi come percentuale rispetto al massimo

Infine, dall'analisi degli indicatori di Cumulative Energy Demand (CED) si nota che differenze apprezzabili, seppure di modesta entità, tra le diverse soluzioni di installazione-tecnologia fotovoltaica riguardano prettamente l'energia da fonti fossili non rinnovabili (Figura 4) e che le soluzioni fotovoltaiche comportano, tutte, un netto miglioramento rispetto alla produzione da un impianto in Ciclo Combinato a gas naturale.

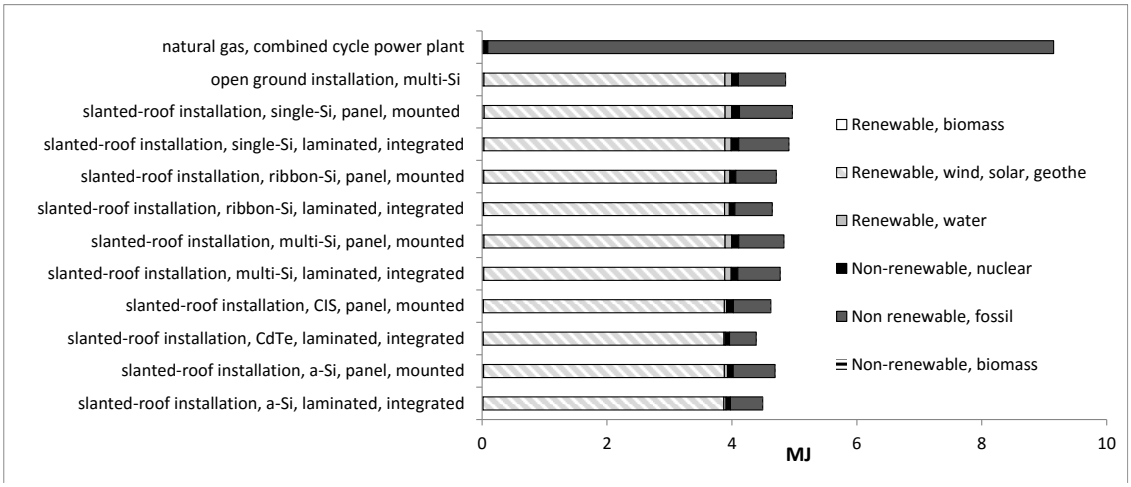


Figura 4: Risultati LCA per gli indicatori di CED

6. Conclusioni

Il lavoro presentato confronta, alla luce della recente evoluzione dello scenario di produzione elettrica nazionale, le prestazioni ambientali di diverse tipologie di impianti fotovoltaici. Le variazioni di prestazioni ambientali dipendono sia dalla tecnologia utilizzata per la conversione in energia elettrica, sia per il tipo di installazione (a terra, su tetto non integrato, su tetto integrato).

Rispetto ad altri studi presenti in letteratura, quello qui presentato si differenzia per lo sforzo di rappresentare un profilo ambientale nella maniera più completa possibile, senza perdere di vista la leggibilità e la comunicabilità dei risultati. Inoltre, avendo utilizzato la versione Ecoinvent 3.1 (2014), il presente studio costituisce un aggiornamento rispetto a quelli disponibili in letteratura per la realtà Italiana.

I risultati mostrano che non esiste una combinazione tecnologia/installazione migliore per tutti gli impatti analizzati, ma che in generale l'uso di fotovoltaico presenta dei vantaggi in termini ambientali rispetto alle tecnologie fossili. La principale contropartita riguarda un rilevante consumo di suolo, nel caso delle installazioni a terra. Interessanti sviluppi dell'analisi esposta potranno derivare dall'inserimento, nel set di soluzioni considerate, delle tecnologie fotovoltaiche a concentrazione, a tutt'oggi in via di sviluppo. Da dati tratti dal progetto APOLLON (RSE, 2014), si evince, infatti, come questi impianti possano arrivare a emettere meno del 5% delle emissioni a effetto serra di un ciclo combinato a gas naturale, un dato confermato anche da altri studi (Fthenakis e Kim, 2013).

7. Bibliografia

Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hellweg S., Hischier R., Humbert S., Margni M. and Nemecek T., 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org

Frischknecht, R, Itten, R, 2014. PEFCR electricity generation, PEF Technical Secretariat, European Commision DG Environment.

Frischknecht, R, Garvin H, Raugei, M, Shina, P, de Wild-Scholten, M, 2016. Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity, 3nd edition, IEA PVPS Task 12, International Energy Agency Photovoltaic Power systems Programme.

Fthenakis, V, Kim, HC, 2013. Life cycle assessment of high-concentration photovoltaic systems. Prog. Photovoltaics: Research and Applications. 21(3), 379-388.

Gerbinet, S, Belboom, S, Léonard, A, 2014. Life Cycle Analysis (LCA) of photovoltaic panels: A review. Renew. Sust. Energ. Rev. 38, 747-753.

Greco, S.L., Wilson, A.M., Spengler J.D., and Levy J.I. 2007. Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States. Atmos. Environ. 41, 1011-1025.

GME, 2014, Relazione Annuale, http://www.mercatoelettrico.org

GSE, 2015a, Rapporto Statistico 2013- Solare Fotovoltaico, <http://www.gse.it>.

GSE,2015b. Rapporto Statistico 2014- Solare Fotovoltaico. <http://www.gse.it>.

IPCC, 2007. The IPCC fourth Assessment Report - Technical Summary. Cambridge University Press., Cambridge

ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. 2nd Edition 2006.

JRC, 2011, ILCD Handbook Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, Ispra, Italy.

Milà i Canals L, Romanyà J, Cowell SJ, 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). J. Clean. Prod. 15, 1426-1440.

Peng, J, Lu, L, & Yang, H 2013. Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems. Renew. Sust. Energ. Rev. 19, 255-274.

Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. Int. J. Life Cycle Ass. 13, 477–486.

Rabl, A., Spadaro, JV, 2004. The RiskPoll software, version is 1.051 (datedAugust 2004). <http www.arirabl.com>

Rosenbaum, RK., Bachmann, TM., Gold, L.S., Huijbregts, MA., Jolliet, O, Juraske, R, Köhler, A., Larsen, HF, MacLeod, M, Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D, Hauschild, MZ, 2008. USEtox - The UNEPSETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. Int. J. Life Cycle Ass. 13(7), 532-546.

RSE, 2014. Results of the APOLLON Project and Concentrating Photovoltaic Perspective. <http://www.rse-web.it/home.page>.

Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M, Hettelingh, J.P, 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. Int. J. Life Cycle Ass. 11(6), 403-416

Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. and Huijbregts, M.A.J.,2009. Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition.

Sumper, A., Robledo-García, M., Villafáfila-Robles, R., Bergas-Jané, J., & Andrés-Peiró, J. (2011). Life-cycle assessment of a photovoltaic system in Catalonia (Spain). Renew. Sust. Energ. Rev. 15(8), 3888-3896.

Van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D, 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmos. Environ. 42, 441-453.

Esternalità positive delle azioni di risparmio energetico

Pierpaolo Girardi, Paola Cristina Brambilla, Alessia Gargiulo
RSE – Ricerca Sistema Energetico

Email: girardi@rse-web.it

Abstract

Lo scopo del presente studio è quello di quantificare le esternalità ambientali positive (o costi esterni evitati) grazie al conseguimento degli obiettivi di risparmio energetico previsti nel Piano di Azione per l'Efficienza Energetica (PAEE) per gli anni 2010, 2011 e 2012. A questo scopo è stato utilizzato un approccio di ciclo di vita. Sono state stimate cioè le variazioni delle emissioni dei gas ad effetto serra e dei principali inquinanti alla scala locale e regionale considerando l'intero ciclo di vita dei vettori energetici (elettricità e combustibili fossili per i trasporti e la produzione di calore) utilizzati negli usi finali. La riduzione di impatto è stata poi quantificata in termini economici, valutando le esternalità positive legate ai risparmi energetici conseguiti (e quindi alle mancate emissioni atmosferiche) nel triennio 2010-2012 accoppiando la metodologia dell'analisi del ciclo di vita con quella della valutazione delle esternalità ambientali. I costi ambientali evitati sono infine stati confrontati con investimenti necessari ed incentivi erogati per conseguire i risparmi.

1. Introduzione

Lo scopo del presente studio è quello di quantificare le esternalità ambientali positive (o costi esterni evitati) grazie al conseguimento degli obiettivi di risparmio energetico previsti nel Piano di Azione per l'Efficienza Energetica (PAEE) per gli anni 2010, 2011 e 2012 utilizzando un approccio di ciclo di vita. Da un punto di vista ambientale, infatti, i vantaggi non si limitano alla fase di utilizzo finale, ma coinvolgono l'intera filiera del vettore energetico ed è quindi opportuno analizzarli con la metodologia dell'analisi del ciclo di vita (Blengini & Di Carlo, 2010; Beccali et al., 2013). Nel confronto tra apparecchiature standard e ad alta efficienza energetica, la differenza di impatti tra le fasi di costruzione delle diverse tecnologie può risultare significativa. Tuttavia in un'ottica di ciclo di vita, il contributo dovuto alla produzione ed uso del vettore energetico risulta essere sempre di gran lunga il più rilevante (Adalberth et al. 2001, Beretta & Girardi 2013, Blengini 2009, Ortiz et al. 2009, Sartori & Hestnes 2007, Scheuer et al. 2003, Gaterell and McEvoy 2005, Joelsson and Gustavsson 2008, Zvingilaite 2013). Inoltre, per i risparmi conseguiti, a scala nazionale, non sono note le tecnologie utilizzate per migliorare l'efficienza negli usi finali, ma solo il loro ambito di intervento (ad esempio: residenziale) e tutt'al più un'indicazione sulla tipologia (isolamento termico, infissi). Non sarebbe quindi possibile effettuare uno studio di ciclo di vita completo.

Per quanto sopra esposto, il presente studio considera solo il ciclo di vita dei vettori energetici risparmiati negli usi finali (trascurando in prima battuta gli impatti legati alla costruzione e dismissione delle apparecchiature) e ne quantifica le esternalità ambientali. La valutazione delle esternalità ambientali è stata già ritenuta infatti uno strumento valido per la valutazione delle misure di

efficienza energetica in vari studi (Clinch & Healy 2000, Clinch & Healy 2001, Gaterell & McEvoy 2005, Zvingilaite 2013).

2. Metodo di analisi

Al fine di stimare le ricadute ambientali delle misure di efficienza energetica è necessario disporre di dati dettagliati sulla efficacia di tali misure. È necessario conoscere, cioè, il vettore energetico risparmiato (elettrico o termico) ed il mix di tecnologie e combustibili con cui sarebbe stata prodotta l'energia finale che è stata risparmiata. Attraverso l'integrazione del Rapporto annuale sull'efficienza energetica (ENEA, 2013) con il Rapporto statistico sui Titoli di Efficienza Energetica (AEEG, 2012) è possibile ricostruire i risparmi conseguiti annualmente, distinguendoli in risparmi termici e risparmi elettrici e attribuendoli ai diversi settori di utilizzo finale secondo le ipotesi illustrate in Brambilla et al. (2014). I risparmi considerati dai rapporti sopra citati (ENEA, 2013; AEEG 2012) rientrano in quattro principali categorie: interventi di riqualificazione degli edifici (detti 55% in virtù delle detrazioni riconosciute), certificati bianchi, detrazioni 20% su motori ed inverter, ecoincentivi (Eco-auto) per la sostituzione di automobili. Più in dettaglio, i "Certificati Bianchi" sono titoli negoziabili che certificano il conseguimento di risparmi energetici negli usi finali di energia attraverso interventi e progetti di incremento di efficienza energetica (Decreti Ministeriali 20 luglio 2004 e successivi). I distributori di energia elettrica e gas sono obbligati a raggiungere determinati obiettivi di risparmio fissati annualmente sia implementando direttamente progetti di risparmio energetico, sia acquistando Titoli di Efficienza Energetica da altri soggetti. Le "Detrazioni 55%" danno diritto a detrazioni fiscali corrispondenti al 55% della spesa sostenuta per interventi di riqualificazione energetica degli edifici che rispettino determinati parametri di isolamento, efficienza, ecc. Le "Detrazioni 20%" riconoscono una detrazione fiscale corrispondente al 20% della spesa sostenuta per installare motori elettrici ed inverter ad elevata efficienza. Infine, le misure "Eco-auto" sono incentivi volti alla sostituzione di veicoli obsoleti con veicoli meno inquinanti.

Una volta individuati i vettori energetici risparmiati, ne è stata condotta una analisi LCI (*Life Cycle Inventory*). Quindi, è stata individuata, ed applicata, una metodologia di stima della esternalità ambientali che si adattasse ai dati aggregati su scala nazionale.

2.1. LCI dell'energia termica risparmiata

Per quanto riguarda i risparmi di energia termica, come dimostrato (Girardi et al, 2015), l'ipotesi più coerente con il quadro energetico normativo è che le fonti rinnovabili non entrino mai a far parte del mix delle fonti energetiche risparmiate, così come la frazione non rinnovabile dei rifiuti (Brambilla et al, 2014). Con riferimento ai settori industria, residenziale e terziario, si ipotizza che l'efficacia delle misure di risparmio energetico sia equamente distribuita su tutte le fonti energetiche fossili consumate in un determinato settore di utilizzo finale. Di conseguenza i risparmi sono distribuiti tra le diverse fonti energetiche come i consumi energetici dei singoli settori: residenziale, industria e terziario.

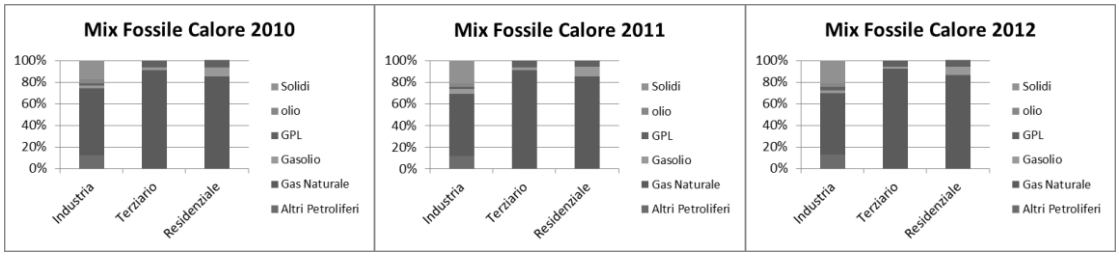


Figura 1: Mix delle fonti fossili consumate negli anni 2010, 2011 e 2012

Tali dati sono desumibili da Eurostat (http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy). Come si osserva dai grafici riportati in Figura 1 il mix fossile è dominato dal gas naturale in tutto il triennio.

La fonte dei dati utilizzata per la valutazione LCI del mix fossile risparmiato è la banca dati Ecoinvent v2.2 (2010). Nelle valutazioni, sono stati presi in considerazione gli impatti potenziali relativi alle fasi di upstream (approvvigionamento e trattamento delle fonti fossili), costruzione degli impianti che utilizzano tali fonti fossili ed esercizio (combustione).

Anche per il settore dei trasporti, si ipotizza che il mix fossile risparmiato sia il mix fossile utilizzato nell'anno in esame. I dati per la caratterizzazione del mix fossile risparmiato derivano dalla applicazione del modello COPERT (Gkatzoflias et al., 2010), utilizzato per la valutazione delle emissioni dei trasporti stradali (ISPRA, 2014). Tra i carburanti, si osserva una netta prevalenza del consumo di diesel (circa il 67%), seguito dalla benzina (circa 26%) mentre GPL e Metano restano sempre sotto il 7% per tutti e tre gli anni.

2.2. LCI dell'energia elettrica risparmiata

Anche nel caso dei risparmi di energia elettrica, si è ritenuto che, coerentemente con il quadro normativo, fosse solo l'energia prodotta da fonti fossili ad essere risparmiata. Inoltre, in un approccio di *consequential* LCA (Zamagni et al., 2012), dato il regime di mercato dell'energia elettrica in Italia, si è assunto che il mix energetico risparmiato sia il mix marginale fossile dell'anno in esame, determinato sulla base dell'indice di marginalità della fonte (GME, 2012) e considerando solo le fonti fossili. Il mix marginale è costituito dalle seguenti aggregazioni di tecnologia/fonte: Gas Naturale, Ciclo Combinato a Gas Naturale (CCGN), Solidi, Turbogas, Olio (Tabella 1).

Tabella 1: Composizione % dei mix marginali fossili per il triennio 2010-2012

	solidi	CCGT	gas naturale	olio	turbo gas
2010	8,85%	82,30%	0,44%	8,26%	0,15%
2011	6,89%	85,70%	0,13%	7,15%	0,13%
2012	7,66%	81,52%	0,14%	9,79%	0,89%

Per la ricostruzione dei ratei emissivi relativi alle fasi di costruzione e dismissione degli impianti e di approvvigionamento dei combustibili (upstream), sono state utilizzate le informazioni del database Ecoinvent v2.2 (2010). Per quanto riguarda la fase di esercizio, i ratei emissivi sono stati corretti considerando le emissioni desumibili dalle dichiarazioni EMAS in linea con la metodologia esposta in Girardi (2011 e 2012).

2.3. Una metodologia semplificata per il calcolo delle esternalità ambientali

La metodologia semplificata utilizzata in questa sede per il calcolo delle esternalità ambientali è una metodologia speditiva, tratta da Holland et al. (2011 e 2014), che consente di valutare, in termini monetari, il danno sulla salute e sull'ambiente provocato da:

- Inquinanti atmosferici con effetti a scala locale e regionale: NH_3, NO_X, NMVOC, PM, SO_2;
- Inquinanti atmosferici con effetti a scala globale (effetto serra): CO_2, N_2O, CH_4 misurati come CO_{2EQ}.

La metodologia utilizzata per quantificare il costo del danno per gli inquinanti a scala locale e regionale segue il "percorso degli impatti", già definito in ExternE (*Bickel e Friedrich, 2005*) con una serie di semplificazioni metodologiche (Holland et al, 2014) che hanno permesso di stimare il costo esterno per l'emissione di un singolo inquinante (€/t) per singolo stato. Grazie a questi fattori di costo nazionali, è possibile quindi stimare i costi esterni a partire dalle emissioni atmosferiche senza applicare l'intera catena modellistica, ma semplicemente moltiplicando le emissioni annue (in tonnellate) per il fattore di costo (€/t).

I fattori di danno comprendono gli effetti a scala regionale sulla salute umana, sulle coltivazioni e sui materiali. Dato il forte peso della mortalità come effetto sulla salute umana, per ciascun inquinante viene considerato un intervallo di valori relativi ai fattori di danno (Holland et al., 2014). In particolare, per gli effetti alla scala regionale, gli intervalli considerati corrispondono ai due approcci basati sul valore di un anno di vita (VOLY *Value of a Life Year*, basato sulla perdita di aspettativa di vita) e sul valore statistico della vita (VSL, *Value of a Statistical Life*, basato sul numero di morti associato all'inquinamento atmosferico).

Nella nostra analisi si è scelto di utilizzare il VOLY (stima bassa e centrale in Tabella 2), poiché la stima è più robusta e conservativa (*Bickel e Friedrich, 2005*), ma per completezza, sono stati calcolati anche i valori derivanti all'approccio VSL, intendendoli come estremo superiore di variazione dei possibili risultati (stima alta in Tabella 2). Per quanto riguarda invece la monetizzazione delle emissioni di gas a effetto serra, questa è oggetto di discussione all'interno della comunità scientifica ed è affetta da ancora maggiore incertezza rispetto a quanto visto in merito agli inquinanti locali e regionali. Tale incertezza deriva in primo luogo dall'incertezza sugli effetti della concentrazione di gas climalteranti in atmosfera ed in secondo luogo da incertezza in merito ai futuri sviluppi demografici ed economici.

In Holland et al. (2011), la monetizzazione viene fatta attraverso la stima del costo marginale di abbattimento con un valore pari a 33,6 €/t. In Holland et al. (2014), viene invece utilizzato l'approccio del "prezzo del carbonio" derivante dal sistema di *Emission Trading* Europeo (ETS) ed utilizzato dalla Commissione Europea per la definizione delle politiche al 2030 in tema di cambiamenti climatici ed energia. Questo approccio considera il costo esterno come il costo associato alla riduzione delle emissioni marginali di CO_{2EQ} necessarie per contenere l'aumento medio della temperatura globale in un intervallo di 2 gradi. Secondo questo approccio, il fattore di danno può variare tra 9,5 e 38,1 €/t. In entrambi i casi, i valori proposti da Holland et al. (2011 e 2014) pur derivando da differenti approcci, ricadono nell'intervallo 3-70 €/t consigliato da IPCC (Metz et al., 2007), la cui stima è basata sull'approccio del costo sociale del carbonio.

Per questo motivo, nell'ambito della presente applicazione, si è deciso di utilizzare il valore di 33,6 €/t come stima centrale e di utilizzare i valori 9,5 e 38,1 €/t per individuare l'intervallo di variabilità della stima principale. La Tabella 2 riporta valori dei costi esterni per unità di massa considerati nei calcoli.

Tabella 2: Fattori di danno per tonnellata per l'effetto serra e per gli altri inquinanti considerati

		CO_2	NO_x	SO_2	PM10	PM2.5	NMVOC	NH_3
Stima bassa	€/t	9,5	7798	9792	31356	48288	3179	14729
Stima alta	€/t	38,1	23029	46150	100187	154289	8968	35689
Stima centrale	€/t	33,6	7798	9792	31356	48288	3179	14729

Inoltre, come suggerito in Holland et al. (2014), sono stati utilizzati fattori di correzione settoriali (Tabella 3), sviluppati nel progetto Eurodelta II (Thunis et al., 2008) per tenere in parte conto del fatto che la dispersione degli inquinanti dipende anche dal settore che li emette in virtù di caratteristiche quali l'altezza del camino, la temperatura dei fumi, eccetera (Holland et al., 2014).

Tabella 3: Fattori di riduzione per inquinante, per l'Italia (media Europea in Holland et al, 2014)

	Elettricità	Termico			
		Industria	Commercio	Residenziale	Trasporti
SO_2	0,87	1,02	1	1	1,06
NO_x	0,78	0,86	1	1	1,12
PM2.5	0,50	0,57	1,23	1,23	1,23

3. Risultati e discussione

La Figura 2 mostra le esternalità positive totali, comprensive degli effetti alla scala globale e alla scala regionale. In forma di istogramma appare il valore corrispondente a quella che è la cosiddetta "stima centrale", mentre le barre di errore rappresentano i valori che corrispondono all'estremo inferiore e superiore della stima. Tra il 2010 e il 2012, i costi esterni risparmiati aumentano percentualmente di circa il 50%.

Questo risulta essere diretta conseguenza dell'aumento nei risparmi conseguiti, che passano dai circa 4,1 Mtep del 2010 ai 6,3 Mtep del 2012. Infatti i valori intensivi (riferiti cioè all'unità di energia risparmiata) dei costi esterni (€/tep) risultano essere pressoché costanti nei tre anni considerati (Figura 2).

Per quanto riguarda il ruolo delle fasi (Figura 3), la fase determinante è quella di esercizio, anche se per quanto riguarda gli impatti alla scala regionale, la fase di upstream conta per circa il 60%.

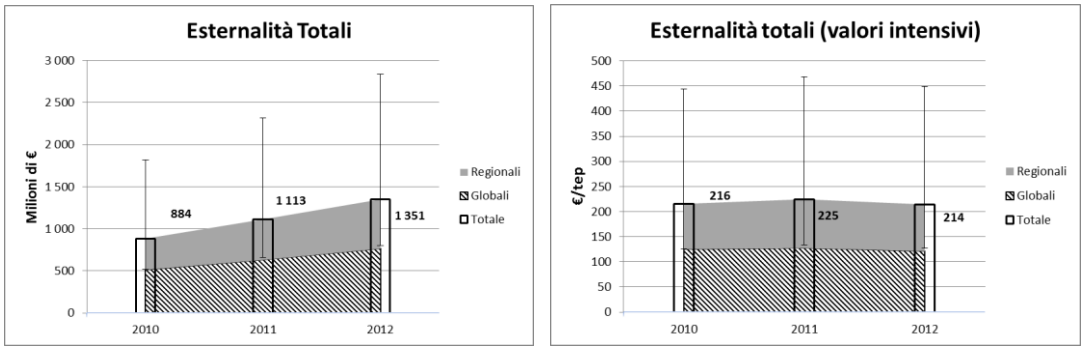


Figura 2: Esternalità positive totali generate dai risparmi conseguiti nel triennio 2010-2012. Valori estensivi ed intensivi

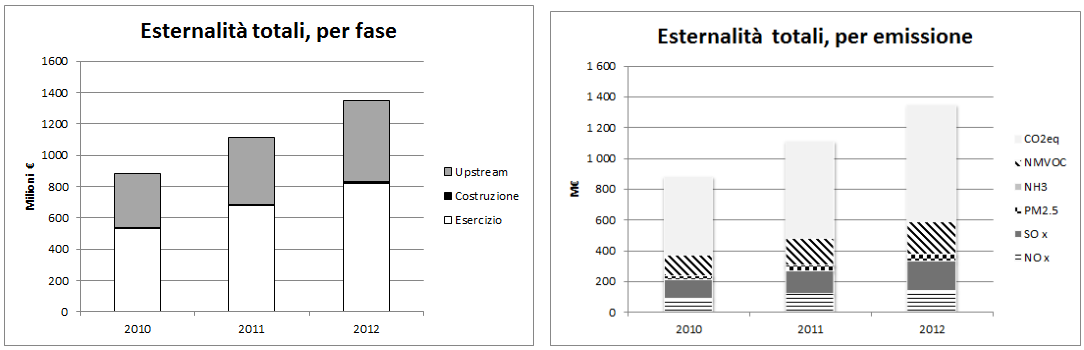


Figura 3: Esternalità positive totali generate dai risparmi conseguiti nel triennio 2010-2012, dettaglio per fase e per emissione

Per quanto riguarda le emissioni il ruolo fondamentale è legato alle mancate emissioni di CO_{2eq}. Tra gli inquinanti a scala locale-regionale, vi è un contributo trascurabile delle emissioni di ammoniaca, il PM2.5 contribuisce per circa il 3%, gli NO_x per circa il 10%, gli SO_x per circa il 14% e gli NMVOC per circa il 16% in tutti e tre gli anni.

Per quanto riguarda la distinzione tra settori di utilizzo finale (Figura 4), il settore che porta a maggiori esternalità positive è il residenziale, con esternalità positive che nel 2012 superano i 700 milioni di €. Seguono industria, trasporti e infine terziario. Questa distribuzione dei costi esterni riflette la distribuzione tra i settori dei risparmi energetici conseguiti. Analizzando i costi esterni per unità di energia risparmiata, il settore in cui i benefici derivanti dai risparmi sono maggiori è il settore dei trasporti (oltre 350 €/tep per tutti e tre gli anni considerati).

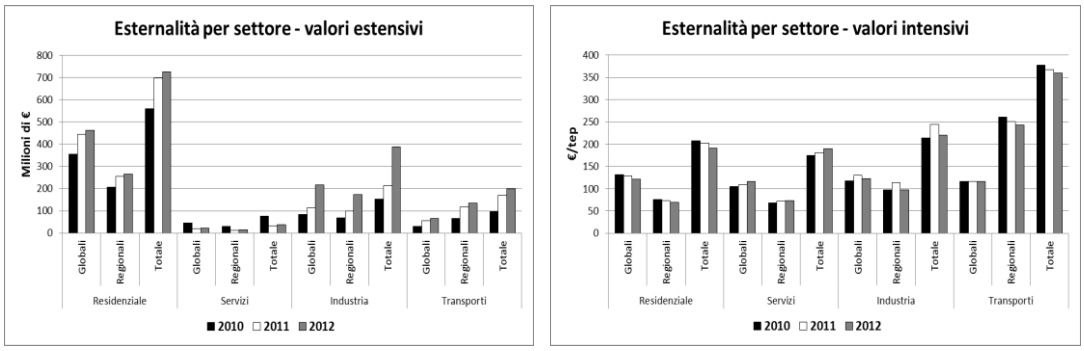


Figura 4: Esternalità positive totali generate dai risparmi conseguiti nel triennio 2010-2012, Per singolo settore di consumo. Valori estensivi ed intensivi

Questo dipende dal fatto che, per il settore dei trasporti, il mix energetico risparmiato è caratterizzato da emissioni di NO_x e NMVOC più elevate rispetto agli altri settori e che tali emissioni si verificano a livello del suolo e vicino ai recettori (e di conseguenza i fattori di correzione sono quelli illustrati in Tabella 3).

È interessante confrontare i costi esterni intensivi (per unità di energia risparmiata) con gli indicatori di efficienza economica (l'investimento totale e il contributo erogato per unità di energia risparmiata) pubblicati nelle tabelle riassuntive del RAEE 2012 (ENEA, 2013) e relativi ai risparmi conseguiti nel 2012 (Tabella 4).

Tabella 4: Valori di contributo erogato, investimento totale (ENEA, 2013) e costi esterni evitati per le misure di efficienza energetica, riferite all'unità di energia risparmiata (€/kWh)

Misura		Contributo Erogato (€/kWh)	Investimento totale (€/kWh)	Esternalità positive (€/kWh)
Certificati Bianchi	Certificati Bianchi	0,005	n.d.	0,019
Detrazioni 55%	Riqualificazione globale	0,034	0,062	0,017
	Strutture opache/infissi	0,083	0,151	0,014
	Pannelli solari	0,033	0,059	0,014
	Climat. inv.	0,068	0,123	0,014
	Selezione multipla	0,067	0,122	0,014
Detrazioni 20%	Motori	0,001	0,008	0,032
	Inverter	0,001	0,003	0,032
Eco-auto		0,101	0,819	0,031

Includendo nella valutazione dell'efficienza economica delle misure anche la monetizzazione degli effetti positivi ambientali conseguenti ai risparmi energetici, emerge come per le detrazioni 20%, i costi esterni risparmiati al kWh

siano, da soli, superiori sia ai contributi erogati, sia agli investimenti totali, mettendo in luce un beneficio netto per la società. Per i titoli di efficienza energetica, i mancati costi ambientali sono superiori per unità di energia risparmiata, ai contributi erogati, ovvero al denaro pubblico speso per promuovere le misure di efficienza in oggetto. Nel caso delle misure coperte dalle detrazioni del 55%, i costi esterni risparmiati sono pari a circa il 20% del contributo erogato, mentre nel caso degli ecoincentivi per le auto al 30%. In tutti i casi quindi, i costi ambientali evitati giustificano da soli una percentuale significativa dei contributi erogati. Ovviamente i costi esterni ambientali oggetto di questo studio sono solo uno degli aspetti di cui occorre tenere conto nel valutare la fattibilità economica di politiche efficienza energetica. Da un lato vi sono risparmi già interni al sistema economico (risparmio in bolletta), dall'altro vi sono altre esternalità positive come ad esempio l'aumento dell'indotto, la creazione di posti di lavoro, l'aumento della sicurezza energetica nazionale (minore dipendenza dall'estero).

4. Conclusioni

Lo studio ha permesso di quantificare, in termini economici e con un approccio LCA, le ricadute ambientali positive dei risparmi energetici previsti nel PAEE per il triennio 2010-2012. L'analisi da un lato ha messo in luce la validità delle politiche di promozione economica delle misure di efficienza energetica, evidenziando come una percentuale rilevante dei contributi erogati ritorni alla società in forma di esternalità evitate. Dall'altro, fornisce un supporto nell'identificare quali interventi abbiano un ritorno maggiore in termini di esternalità ambientali evitate ed in quali settori di consumo finale gli interventi di risparmio portino maggiori effetti positivi da un punto di vista ambientale.

5. Bibliografia

Adalberth, K., Almgren, A., Petersen, E.H., 2001. Life cycle assessment of four multi-family buildings. Int J Low Energy Sustainable Buildings 2,1–21.

AEEG, 2012. Il meccanismo dei Titoli di Efficienza Energetica (certificati bianchi) dal 1° gennaio 2012 al 31 maggio 2012 (con previsioni aggiornate di copertura degli obiettivi 2012). Rapporto 43/2012/I/efr.

Beccali, M., Cellura, M., Fontana, M., Longo, S., Mistretta, M., 2013. Energy retrofit of a single-family house: life cycle net energy saving and environmental benefits. Renew Sust Energ Rev 27: pp. 283-293

Beretta, S., Girardi, P., 2013. Ricadute ambientali delle misure di efficienza e risparmio energetico. Rapporto RdS RSE 13000398.

Bickel, P., Friedrich, R., 2005. ExternE: externalities of energy – methodology 2005 update. European Commission, Directorate-General for Research-Sustainable Energy Systems. http://www.externe.info/externe_d7/?q=node/30.

Blengini, G.A., Di Carlo, T., 2010. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. Energ Buildings 42,869-880.

Blengini, G.A., 2009. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: a case study in Turin–Italy. Build Environ 44,319–330.

Brambilla, P.C., Gargiulo A., Girardi P., 2014. Valutazione delle prestazioni ambientali dei vettori energetici mediante metodologia LCA al fine di considerare gli effetti diretti, in termini di ridotte pressioni ambientali, del risparmio di energia negli usi finali. Rapporto RdS RSE 14001789.

Clinch, J.P., Healy, J.D., 2000. Domestic energy efficiency in Ireland: correcting market failure. Energy Policy 28,1-8.

Clinch, J.P., Healy, J.D., 2001. Cost-benefit analysis of domestic energy efficiency. Energy Policy 29,113-124.

Ecoinvent Database v 2.2, 2010. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. http://www.ecoinvent.org.

ENEA, 2013. Rapporto annuale Efficienza Energetica – RAEE 2012.

Gaterell, M.R., McEvoy, M.E., 2005. The impact of energy externalities on the cost effectiveness of energy efficiency measures applied to dwellings. Energy Build 37,1017-1027.

Girardi, P., 2011. Ibridi plug-in e veicoli elettrici: vantaggi e svantaggi secondo un approccio LCA. Rapporto RdS 11001143, www.rse-web.it.

Girardi, P., 2012. Il ciclo di vita del sistema termoelettrico attuale. Bari, proceeding of the VI meeting of the national Italian LCA network.

Girardi, P., Gargiulo, A., Brambilla, P.C., 2015. Selecting an appropriate fuel mix in LCA of energy savings, Stresa, proceeding of the IX meeting of the national Italian LCA network : CA for “Feeding the planet and energy for life”

Gkatzoflias, D., Kouridis, C., Mellios, G., Ntziachristos, L., 2010. COPERT 4 v7.0. Report No.: 10.RE.0027.V1, Thessaloniki, 13 January 2010.

GME, 2012. Annual Report www.gme.it.

Holland, M., Spadaro, J., Misra, A., Pearson, B., 2014. Costs of air pollution from European industrial facilities 2008-2012 – an updated assessment. EEA Technical report No 20/2014. http://www.eea.europa.eu/publications/costs-of-air-pollution-2008-2012.

Holland, M., Wagner, A., Davies, T., Spadaro, J., Adams, M., 2011. Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe. EEA Technical report No 15/2011.

ISPRA, 2014. Dati trasporto stradale 1990-2012. Sistemi informativi ambientali ISPRA, Serie Storiche Emissioni.

Jaffe, A.B., Stavins, R.N., 1994. The energy-efficiency gap What does it mean?. Energy policy 22,804-810

Joelsson, A., Gustavsson, L., 2008. Perspectives on implementing energy efficiency in existing Swedish detached houses. Energy Policy 36,84–96.

Lenzen, M., 2006. Uncertainty in Impact and Externality Assessments. Implication for Decision–Making. Int J Life Cycle Assess 11,189-199.

Metz, B., Davidson, O. R., Bosch, P. R., Dave, R., Meyer, L.A., 2007. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Ortiz, O., Bonnet, C., Bruno, J.C., Castells, F., 2009. Sustainability based on LCM of residential dwellings: a case study in Catalonia, Spain. Build Environ 44,584–594.

Sartori, I., Hestnes, A.G., 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: a review article. Energy Build 39,249–257.

Scheuer, C., Keoleian, G.A., Reppe, P., 2003. Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modelling challenges and design implications. Energy Build 35,1049–1064.

Zvingilaite, E., 2013. Modelling energy savings in the Danish building sector combined with internalisation of health related externalities in a heat and power system optimisation model. Energy Policy 55,57-72.

Zamagni A, Guinée J, Heijungs R, Masoni P, Raggi A (2012) Lights and shadows in consequential LCA. Int J Life Cycle Assess (2012) 17:904-918

Thunis P., Cuvelier, C., Roberts, P., White, L., Post, L., Tarrason, L., Tsyro, S. Stern, R., Kerschbaumer, A., Rouil, L., Bessagnet, B., Builtjes, J., Schaap, M., Boersen, G., Bergstroem, R., 2008. Evaluation of a Sectoral Approach to Integrated Assessment Modelling including the Mediterranean Sea. Eurodelta II report EUR 23444 EN . DOI 10.2788/87066. http://aqm.jrc.ec.europa.eu/eurodelta/Documentss.html.

Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing Analysis of Building Integrated PhotoVoltaics

Roberta Manariti, Giorgio Urbano, Francesca Marchi, Elisabetta Delponte

D'Appolonia S.p.A.

Email: **roberta.manariti@dappolonia.it**

Abstract

The installation of Building Integrated PhotoVoltaics (BIPV) on building surfaces could provide environmental benefits, in particular in terms of GHG emissions reduction and primary energy demand decrease, and economic savings for the end-user. Comparative Life Cycle Analysis (LCA) and comparative Life Cycle Costing Analysis (LCCA) have been performed in the frame of the co-funded EU project CONSTRUCT-PV, in order to evaluate the environmental and economic impacts of the BiPV. The environmental footprints have been investigated through a so-called cradle to grave analysis, and the economic impacts have been examined from two different perspectives, the manufacturer's one and the customer's one. In order to make the comparison, a conventional system for the covering of the building surfaces has been selected, and the service to cover 1 square meter of building surface has been defined as functional unit.

1. Introduction

The project CONSTRUCT-PV, "Constructing buildings with customizable size PV modules integrated in the opaque part of the building skin" (FP7-ENERGY-2011-2, Grant Agreement No. 295981) involves 12 partners from 5 European countries, comprising 5 high-level R&D centres (Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, National Technical University of Athens, Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana, Ente Nazionale per le Nuove tecnologie, l'Energia e l'Ambiente and Technische Universitat Dresden), 2 SMEs (Un Studio and Advanced Management Solutions) and 5 LEs (the project coordinator Ed. Zublin AG, D'Appolonia S.p.A., Meyer Burger AG, Tegola Canadese S.p.A. and SMA Solar Technology AG), leaders in the fields of PV technology and building construction.

The CONSTRUCT-PV main objective is to develop and demonstrate customizable, efficient and low cost BIPV for opaque surfaces of buildings, both roofs and façades. The idea is to utilise the BIPVs for covering the building surface, exploiting their twofold function: to cover the roof and, in the meanwhile, to produce electrical energy. The innovative aspect of the project consists therefore in the development of customized, efficient and low-cost BIPV modules (based on the most promising PV technologies, i.e. Metal Wrap Through and Hetero-Junction technology) to be integrated into opaque surfaces (like roofs) in buildings.

Two different BIPVs have been developed, one for the building roofs, the other one for the building façades. For each product, a comparative LCA and a comparative LCCA have been carried out in order to understand whether the substitution of the conventional systems, with the only function to cover the

surface, through the bi-functional BIPV, could be a good choice from an environmental and economic point of view. The studies on the two products have been performed according to the same approach. As matter of example, this paper reports the LCA and LCCA referred only to the BIPV to be installed on building roofs.

2. Goal and Scope

The paper assesses the environmental and economic impacts of the BIPV, which is a well-known technology. The purpose is to establish whether replacing the conventional covering systems with the BIPV is an eco-friendly and cost-effective choice.

The analyses do not support any business decisions.

The system has been divided into a foreground system and a background system under the specificity perspective. Processes in the background system (mining and transport of the raw materials) have not been inventoried with actual data from suppliers but included and evaluated on the basis of data taken from dedicated databases (GaBi Professional Database and Ecoinvent v 2.2). Processes in the foreground system (manufacturing, installation, use and disposal of the BIPV) have been instead inventoried based on data from the owners of the technologies.

The LCA has been performed according to the internationally recognized guidelines, i.e. “ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance”, and to specific standards, i.e. ISO 14040 and 14044. The boundary limits for the LCA include all the life cycle phases, from the manufacturing to the end-of-life steps, passing through the installation and use ones. This LCA study is classifiable in the situation C2 – Accounting, excluding interactions with other systems. The LCCA has been made in accordance with the “SETAC Guidelines: Environmental Life Cycle Costing: A code of Practice” and ISO 15686-5:2008. Two different perspectives have been examined within the LCCA, the manufacturer’s one and the end user’s one.

The same functional unit has been selected for both the LCA and LCCA, i.e. the covering of 1 square meter of building roof. A conventional system available on the market for roofs covering has been appropriately selected by the project consortium. The conventional system is manufactured at industrial scale; therefore an industrial level production also for the BIPV has been estimated with the support of the manufacturers of the technologies, in order to make effective the comparison between the products.

2.1. Products description

The BIPV to be installed on roofs consists of two main components, a bituminous base manufactured by Tegola Canadese S.p.A. (“Bitumen” layer, Figure 1, lower part), and a PV module (“Glass” layer plus “Metal/Tedlar” layer, Figure 1, upper part) manufactured by Meyer Burger AG. The two parts are produced separately and then assembled through a hot coupling treatment.

The BIPV is composed approximatively at 30% by the bituminous base and at 70% by the PV module.



Figure 1: Section of BIPV

The “Prestige Ultimetal”, a metal covered bituminous base manufactured by Tegola Canadese S.p.A., has been selected as the conventional product for the comparison with the BiPV. The reasons leading to this choice are due to similar water-proofing features and data availability (data source: Tegola Canadese). The two products are installed in two different ways: the BIPV is installed through nails; the conventional product is installed through the application of a waterproofing membrane, with a gas torch.

A life span of 25 years and a disposal in landfill have been considered for both the products.

3. Life Cycle Inventory

The Life Cycle Inventory (LCI) is the LCA and LCCA phase that foresees a qualitative and quantitative identification and compilation of all inputs and outputs for a given product along its life cycle. The dedicated software GaBi 6 and a specific tool have been used, respectively, for the LCA and LCCA.

Information for performing the LCA and LCCA has been provided mainly by the products’ manufacturers, i.e. Tegola Canadese (for modelling the conventional product and the bituminous base of the BIPV and Meyer Burger (for modelling the PV module of the BIPV).

In addition, two demo sites of BIPV prototypes have been built during the Construct-PV project and considered as reference for the LCA and LCCA inventory data and models, in particular with regard to the amount of electrical energy generated during the use phase. One demo site is located at Vittorio Veneto (Italy), in Tegola Canadese facilities, and the other one at Lugano (Switzerland), in SUPSI facilities (Figure 2).

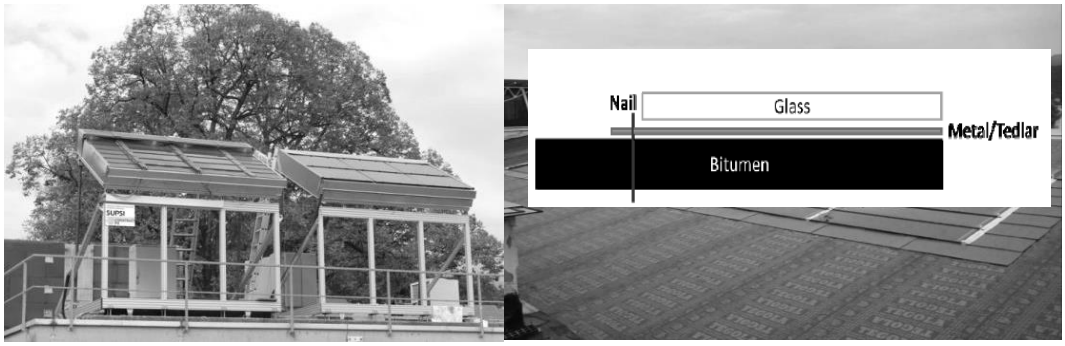


Figure 2: Supsi (on the left) and Tegola Canadese (on the right) demo sites

4. Life Cycle Impact Assessment

The Life Cycle Impact Analysis (LCIA) is the LCA and LCCA phase that calculates the amount and significance of the environmental and economic impacts arising for the LCI. Both environmental and economic results are hereinafter showed.

4.1. LCA results

Inputs and outputs identified in the LCI are assigned to impact categories and their potential impacts quantified according to characterization factors. The PEF (Product Environmental Footprint) recommendation (2013/179/EU) has been used as reference for impact assessment method. Fifteen indicators have been calculated.

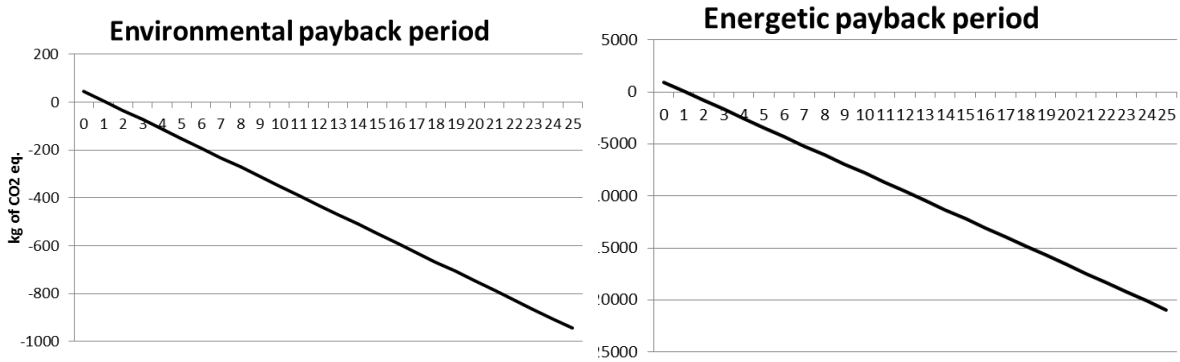
The LCA results are reported in Table 1, related to the life cycle of the products and referred to the functional unit of the study, i.e. the covering of 1 square meter of building roof. In particular, regarding the BIPV, both the “impacts” of the manufacturing, installation and disposal steps (positive values), and the “savings” of the use step (negative values) are provided. As illustrated in the table, the total values associated to the entire life cycle are negative. The reason is associated to the production of electrical energy of the BIPV during the use phase: it does not only counterbalance the impacts generated by the other life cycle phases, but additionally provides a benefit, a so-called “avoided impact”.

Table 1: LCA results

INDICATOR	BIPV			Conventional product
	Impacts	Savings	Total	
Acidification, accumulated exceedance [Moles of H+-Eq.]	3.75E-01	-5.23E+00	-4.86E+00	1.26E-01
Ecotoxicity for aquatic fresh water, USEtox [CTUe]	6.14E+02	-3.05E+01	5.84E+02	3.62E+01
Freshwater eutrophication, EUTREND model, ReCiPe [kg P-Eq.]	2.18E-02	-6.42E-04	2.11E-02	3.15E-03
Human toxicity cancer effects, USEtox [CTUh]	2.30E-06	-2.71E-07	2.03E-06	4.05E-07
Human toxicity non-canc. effects, USEtox [CTUh]	4.30E-05	-3.62E-05	6.80E-06	3.04E-06
Ionising radiation, human health effect model, ReCiPe [kg U235-Eq.]	4.02E+03	-2.41E+03	1.61E+03	1.47E+03
IPCC global warming, incl biogenic carbon [kg CO2-Eq.]	4.65E+01	-9.91E+02	-9.44E+02	2.61E+01
Marine eutrophication, EUTREND model,	1.08E-02	-1.07E-01	-9.59E-02	3.51E-03

INDICATOR	BIPV			Conventional product
	Impacts	Savings	Total	
ReCiPe [kg N-Eq.]				
Ozone depletion, WMO model, ReCiPe [kg CFC-11-Eq.]	2.75E-06	-6.78E-07	2.07E-06	1.78E-06
Particulate matter/Respiratory inorganics, RiskPoll [kg PM2,5-Eq.]	3.34E-02	-3.48E-01	-3.15E-01	1.61E-02
Photochemical ozone formation, LOTOS-EUROS model, ReCiPe [kg NMVOC]	2.13E-01	-1.98E+00	-1.77E+00	1.12E-01
Resource Depletion, fossil and mineral, reserve Based, CML2002 [kg Sb-Eq.]	8.51E+01	-4.89E-04	8.51E+01	8.33E-03
Terrestrial eutrophication, accumulated exceedance [Mole of N-Eq.]	6.78E-01	-6.97E+00	-6.30E+00	1.97E-01
Total freshwater consumption, including rainwater, Swiss Ecoscarcity [kg]	2.36E+01	-1.07E+03	-1.04E+03	1.90E+01
Primary energy demand from ren. and non ren. resources (gross cal. value) [MJ]	9.45E+02	-2.19E+04	-2.09E+04	7.16E+02

The environmental (in terms of kg of CO_2 eq.) and energetic (in terms of MJ) payback period have been calculated. As illustrated in Figure 3**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**, the payback period is, in both cases, approximately, equal to 1



year.

Figure 3: Environmental and energetic payback period

Some indicators have been selected and reported in the following figures, since they are they are considered as the most representative ones for this study, using as reference

reference the impact categories from EN 15804:2012, adding "Primary Energy Demand" and "Total Freshwater Consumption" (Figure 4

Figure).

Each graph illustrates the comparison between the impacts generated by the BIPV (in white colour with black lines) and those generated by the conventional product (in black colour). The impacts are given per each life cycle phase and referred to the functional unit. Some bars go under the axis of the abscissas and report negative values. The reason is again associated to the benefit provided by the production of electrical energy of the BIPV.

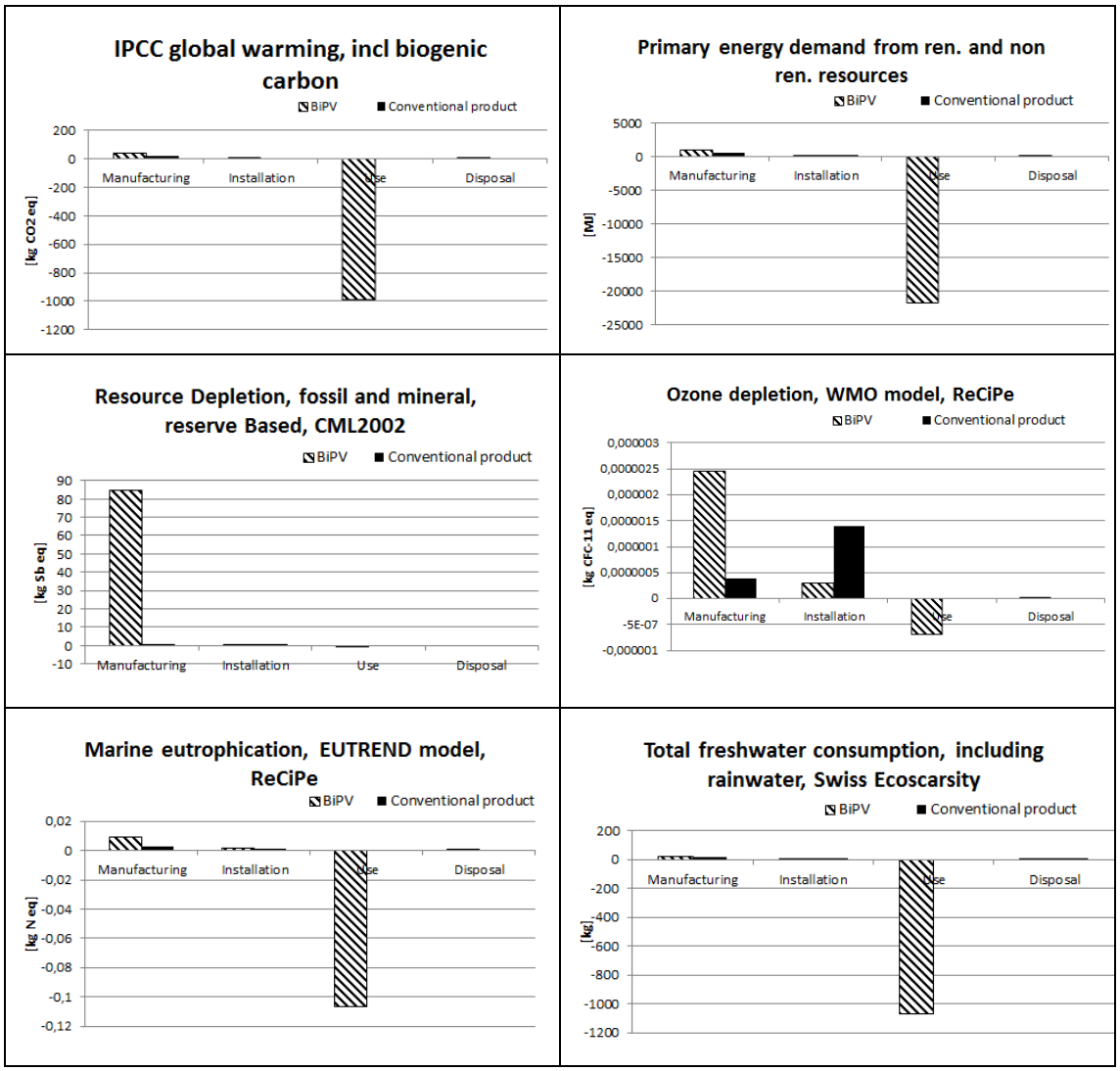


Figure 4: The most representative results for the study

4.2. *LCCA results*

The inputs and outputs of the LCI have been associated to the cost information provided by the owners of the technologies.

The investment costs of the equipment (CAPEX) and the operative costs (OPEX) for the raw materials, utilities, personnel, equipment maintenance and waste treatment have been taken into account.

Two different points of view have been analysed, the manufacturer's one and the end user's one.

Manufacturer's point of view

The investment and operative costs associated to the manufacturing phase have been considered in order to perform the cost analysis for the manufacturer for both the BIPV case and the conventional one. For confidentiality reasons only the costs distribution will be provided within this document (Figure 5) and any costs will not be disclosed.

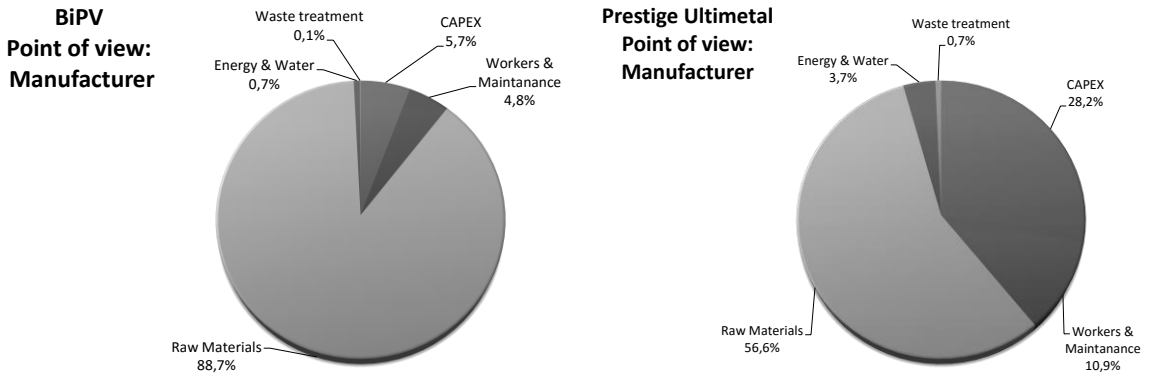


Figure 5: Costs distribution for the manufacturer (on the left: point of view of the manufacturer of BIPV; on the right: point of view of the manufacturer of the conventional product)

In general, the cost due to the manufacturing phase of the BIPV is higher than those of the conventional product. In particular, the manufacturing cost of the BIPV is 7 times higher than those of the conventional product. This is due to the fact that the BIPV is more complex from a structural point of view, being composed by two components, a bituminous base and a PV module. Indeed, the BIPV necessary for covering 1 square meter of roof weights almost three times the conventional product, composed by, practically, only by the bituminous base. For this reason, the costs for the manufacturer of BIPV are higher than those of the manufacturer of the conventional product.

End user's point of view

The Cumulated Cash Flow Analysis for the end user of BIPV is provided in this section. An earning margin has been applied to the manufacturing cost of the BIPV manufacturer, in order to calculate a sale price for the end user.

The revenues due to the production of the electrical energy generated by the BIPV during the life span of 25 years have been calculated utilising an average price of the electrical energy for the medium household. In this way the “avoided costs for the electrical energy” from the end user point of view has been calculated. In addition the break-even point, i.e. the necessary period for the balance between costs and revenues, has been estimated. In particular, purchasing and installing the BIPV permits to the end-user to achieve revenues, after 10 years, differently from the conventional system that consists in a mere “cost” for the end user during its life span.

5. Conclusions

Generally, the installation of the BIPV in substitution of the selected conventional covering system for the building roof, i.e. the Prestige Ultimetal, seems a convenient choice both from an environmental and economic point of view. Regarding the LCA results, the BIPV generates noticeable benefits compared to the reference system, in more than half indicators (8 on 15 impact categories), including the most important ones, i.e. the Primary Energy Demand and the Global Warming Potential. In particular, these benefits, calculated for the entire life cycles, achieved through the production of electrical energy by the PV part of the innovative solution, lets a huge impact reduction in terms of emissions of CO_2 eq. and Primary Energy Demand. The use phase, thanks to the electrical energy production is able to counterbalance, and in many cases overcome, the impacts generated by the other life cycle phases.

Regarding the LCCA, the results are promising for the end-user’s perspective. Indeed, the BIPV allows a significant economic saving through the production of electrical energy during the life span of the product. The break-even point is achieved after approximatively 10 years, permitting to the end user to completely counterbalance the initial investment cost and additionally achieve an economic saving during the course of the years.

Moreover, it shall be noted that the payback time related to the environmental impact (in terms of kg of CO_2 eq.) and to the energetic impact (in terms of MJ) is estimated at 1 year, approximately, while the economic break-even point is 10 years.

6. Acknowledgments

The Authors wish to thank Project Partners Tegola Canadese (Mr. Federico Cais), Meyer Burger AG (Mr. Christos Erban and Mr. Thomas Soederstroem), Ed. Zueblin AG (Mrs. Karoline, Fath, Robert Hecker), Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italia – SUPSI (Mr. Francesco Frontini), SMA Solar Technology AG (Mr. Joachim Laschinski) and Fraunhofer-gesellschaft zur foerderung der angewandten forschung e.v (Mrs. Heler Rose Wilson) for data providing. The result presented in this paper is part of the CONSTRUCT-PV project (http://www.constructpv.eu) co-funded by the European Commission in 7th FP, CP-IP 295981.

7. Bibliography

BRE Environmental Profiles, 2013, Product Category Rules for Type III environmental product declaration of construction products to EN 15804:2012

EU Commission, 2013, Use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations, 2013/179/EU

ISO 14040:2006, Environmental management - Life cycle assessment -- Principles and framework

ISO 14044:2006, Environmental management - Life cycle assessment -- Requirements and guidelines

JRC, 2010, ILCD handbook General guide for Life Cycle Assessment

The Swiss centre for Life Cycle Inventories, 2012, Ecoinvent Converted ecoinvent 2 data as unit processes with links to other processes, including uncertainty data

T. E. Swarr et al. 2011. Environmental Life Cycle Costing: A code of Practice

ISO 15686-5:2008, Buildings and constructed assets -- Service-life planning -- Part 5: Life-cycle costing

Masseria Le Cesine: una sfida della regione Puglia per l'ambiente

Paolo Piccinno[1], Michele Minutillo[1], Gianna Elisa Berlingerio[2], Antonio Mercurio[2], Ermanno Defilippis[2], Michele Chieco[2]

[1] P&R Project
[2] Regione Puglia

Email: **p.piccinno@pierreproject.it**

Abstract

La Regione Puglia ha realizzato, con il programma IPA Adriatic LEGEND (Low Enthalpy Geothermal Energy Demonstration cases for Energy Efficient building in Adriatic area), un impianto pilota geotermico a bassa entalpia presso la Masseria "Le Cesine",dove la presenza contemporanea di molteplici fattori/vincoli sia antropici che naturali ha reso elevato il grado di complessità del progetto e della realizzazione, trasformandolo in una opportunità di dimostrare la totale integrazione del progetto impiantistico (tecnologico) con gli aspetti storico architettonici e con gli aspetti ambientali e naturalistici specifici dell'area naturale protetta in cui è ubicato l'impianto. Lo studio di LCA, previsto per validare il progetto e per renderlo confrontabile con gli altri impianti pilota del programma LEGEND,ha fornito indicazioni per le opportunità e le criticità degli impianti geotermici a bassa entalpia, definendo linee guida e strategie per i prossimi interventi e regolamenti da parte del Decisore locale.

1. Introduzione

Il progetto IPA Adriatic LEGEND (*Low Enthalpy Geothermal Energy Demonstration cases for Energy Efficient building in Adriatic area*,) ha costituito per la Regione Puglia un banco di prova utile per affrontare la tematica di monitoraggio e riduzione degli impatti ambientali, locali e globali, all'interno di un sito sensibile come quello dalla Masseria Le Cesine, oasi e riserva protetta WWF, dimostrando la validità della tecnologia geotermica a bassa entalpia e delle scelte progettuali di integrazione energetica, e come sia possibile monitorare gli impatti ambientali attraverso scelte progettuali ambientalmente sostenibili garantendo l'efficienza e il risparmio energetico.

L'impianto realizzato presso la masseria "Le Cesine" nel Comune di Vernole (LE) ha rappresentato una sfida per i progettisti della Regione Puglia che hanno integrato un sistema tecnologico ad elevata efficienza energetica in un contesto di elevato pregio naturalistico in cui coesistono vincoli di natura architettonica ed ambientale. In particolare, le scelte tecnologiche e impiantistiche hanno contribuito a mitigare gli impatti locali e ad inserire sistemi di monitoraggio al fine di ottenere una quantificazione del risparmio energetico e realizzare l'efficentamento dell'impianto dal punto di vista energetico ed ambientale. Il progetto è stato realizzato al fine di realizzare i seguenti obiettivi:

- l'autosufficienza energetica;
- l'integrazione delle fonti energetiche;

- il monitoraggio ambientale del sito.

L'autosufficienza energetica è assicurata a partire dalla fase progettuale dove si sono dimensionati i componenti dell'impianto (scambiatori, pompe di calore e servizi ausiliari) sulla base del fabbisogno energetico (termico ed elettrico), da cui è scaturito il dimensionamento dell'impianto FV, composto da n. 34 moduli in silicio policristallino, in grado di assicurare la copertura del fabbisogno energetico dell'impianto nella sua totalità. L'integrazione delle fonti energetiche è stata progettata per assicurare la valorizzazione delle risorse naturali disponibili in funzione degli utilizzi della struttura e del relativo comfort ambientale. Il sistema geotermico, il FV ed il Solare Termico garantiscono, ciascuno per le proprie specificità, l'autonomia energetica del fabbricato.

Il programma LEGEND IPA ADRIATIC, prevedeva la valutazione ed il confronto di 10 casi dimostrativi di impianti geotermici realizzati nell'area adriatica ed il confronto con le tecnologie impiantistiche pre-intervento, a tale scopo si era previsto l'utilizzo della metodologia LCA quale strumento di comparazione e valutazione dell'efficacia degli impianti innovativi realizzati. Tale attività è stata coordinata dalla Provincia di Ferrara lead partner che ha predisposto le linee guida, in accordo alla norma ISO 14040, condivise per la conduzione dello studio.

2. Caratteristiche dello studio LCA

2.1. Unità funzionale e tabella scenari

Lo scopo dello studio svolto presso la masseria "Le Cesine" è quello di analizzare gli impatti ambientali associati all'installazione dell'impianto geotermico a bassa entalpia, confrontandolo con lo scenario esistente precedentemente – caldaie tradizionale – e con vari scenari di approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica o da fonti rinovabili.

Lo studio ha analizzato l'intero ciclo di vita dell'impianto geotermico "dalla culla alla tomba" assumendo come unità funzionale sulla quale condurre l'analisi 1 MJ di energia prodotta dall'impianto geotermico, energia utile a soddisfare il fabbisogno termico dell'edificio valutato nell'arco temporale di 20 anni.

Lo studio LCA è stato condotto su sei differenti scenari per l'elaborazione degli impatti ambientali così come si riscontra dalla Figura 1, esplicati di seguito, al fine di poter valutare gli impatti in differenti condizioni operative, fornendo al legislatore regionale un utile supporto per la valutazione delle scelte progettuali e l'individuazione dei punti di forza e di debolezze dell'impianto dal punto di vista degli impatti ambientali.

FASI DELLO STUDIO LCA	IPA ADRIATIC - LEGEND				REGIONE PUGLIA	
	IT_MIX	RER_MIX	IT_FV_MIX	REG_PUG_FV	REG_PUG_ALL_IT_MIX	REG_PUG_ALL_FV
	LEGEND S1	LEGEND S2	LEGEND S3	LEGEND S4	REGIONE PUGLIA S 1	REGIONE PUGLIA S 2
ENERGY MIX						
IT MIX	X			X	X	X
RER MIX		X				
IT FV MIX			X			
ENERGY FROM PHOTOVOLTAIC SYSTEM				X		X
LCA PHASES						
DRILLING + PROBES	X	X	X	X	X	X
MONITORING + PIEZOMETERS					X	X
SUPPLY OF HEAT PUMP	X	X	X	X	X	X
ACS + INSTALLATION					X	X
PHOTOVOLTAIC SYSTEM + INSTALLATION				X		X
INSTALLATION OF GEOTHERMAL SYS.	X	X	X	X	X	X
USE	X	X	X	X	X	X
DISTRIBUTION SYSTEM					X	X
END OF LIFE	X	X	X	X	X	X
EOL PROBES	X	X	X	X	X	X
EOL MONITORING					X	X
EOL HEAT PUMP	X	X	X	X	X	X
EOL PHOTOVOLTAIC SYS.				X		X
EOL ACS					X	X
EOL INSTALLATION	X	X	X	X	X	X
EOL DISTRIBUTION SYS.					X	X
COMPARISON TRADITIONAL SCENARIO	X		X	X		

Figura 1: Quadro sintetico degli scenari utilizzati per la valutazione degli impatti

TABELLA DEGLI SCENARI IPOTIZZATI	
IT_MIX	Approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica con mix italiano.
RER_MIX	Approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica con mix europeo.
IT_FV_MIX	Approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica con mix italiano comprensivo di fonti rinnovabili.
REG_PUG_FV	Approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica con mix italiano e quota parte dell'impianto fotovoltaico installato in sito.
REG_PUG_ALL_IT	Approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica con mix italiano, comprensivo di tutte le componenti dell'impianto termico di distribuzione.
REG_PUG_ALL_FV	Approvvigionamento di energia elettrica da rete elettrica con mix italiano e quota parte dell'impianto fotovoltaico installato in sito, comprensivo di tutte le componenti dell'impianto termico di distribuzione.

La Figura 1 e la successiva tabella di sintesi degli scenari evidenzia come lo studio è stato articolato sia per rispondere alle esigenze delle "linee guida" del progetto LEGEND, riguardanti principalmente l'impianto geotermico, e sia per rispondere alle richieste della Regione Puglia che ha voluto estendere lo studio degli impatti ambientali all'intero impianto nel rispetto del principio di autonomia e complementarietà delle fonti energetiche. Tale scelta metodologica, come si vedrà di seguito, è risultata premiante per i principi precedentemente descritti in relazione ai risultati ottenuti.

2.2. Confini dello studio e data collection

I confini dello studio sono riassunti nella Figura 2, analizzando tutte le fasi di fornitura, installazione, utilizzazione e fine vita dell'impianto, dalla culla alla tomba. Tutti i dati delle fasi di UPSTRAM e CORE sono di tipo primario, raccolti con schede di data collection compilate in cantiere, interessando l'impresa esecutrice e i fornitori, la data collection è sta particilarmente accurata per la caratterizzazione dei dati della pompa di calore coinvolgendo direttamente il produttore, confrontando solo successivamente la disponibilità e la scalabilità di quanto presente nel database di Ecoinvent.

L'attività è stata svolta tramite appositi questionari di raccolta dati forniti a tutte le figure coinvolte sia nella progettazione che nella realizzazione dell'impianto. Per quanto riguarda i dati secondari, ovvero i dati riferiti alle fasi di downstream, si sono utilizzati i dataset presenti nel database Ecoinvent v.2.2; mentre per la modellazione dei flussi si è utilizzato il SW GABI v.6. Tale scelta è stata condivisa dai partner del progetto con i quali si sono condivise in maniera critica le scelte dei dataset e la successiva analisi ed interpretazione dei risultati.

(Ecoinnovazione, September 2014, Technical Report - How to set LCA studies of low enthalpy geothermal plants - LEGEND Project – Italy.)

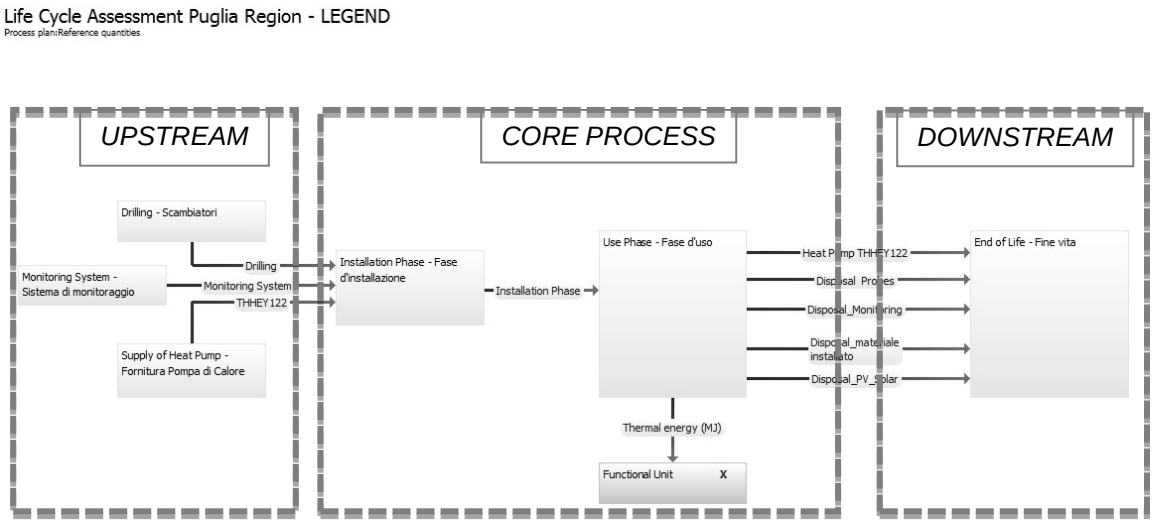


Figura 2: Articolazione del flusso per lo studio di LCA

Per quanto riguarda i risultati, tutti espressi secondo la metodologia CML 2001-Apr. 2013 e ILCD, e la relativa interpretazione, si procederà da una visione di insieme per poi procedere a successive analisi di dettaglio.

(Ecoinnovazione, September 2014, Technical Report - How to set LCA studies of low enthalpy geothermal plants - LEGEND Project – Italy.)

2.3. Risultati ed interpretazione dei risultati

L'analisi e l'interpretazione dei dati dello studio è stata effettuata con molteplici finalità ed in particolare per:

- comprendere le componenti dell'impianto maggiormente impattanti in termini ambientali;
- valutare gli impatti ambientali connessi con la fase di utilizzo dell'impianto confrontando lo scenario tradizionale (caladaia alimentata a GPL) con quello innovativo (impianto geotermico);
- fornire indicazioni in merito all'efficacia della applicazione della tecnologia geotermica a bassa entalpia nell'area adritatica attraverso il confronto dei 10 progetti e dei relativi impatti ambientali;
- fornire al progettista ed al legislatore, elementi per la valutazione di scelte tecniche e tecnologiche per i prossimi progetti similari, nonché per la predisposzione di documenti normativi a valenza regionale.

La Figura 3 evidenzia la valutazione di ciascuna fase di processo sull'impatto totale, nel quale appare evidente l'incidenza della fase d'uso (circa 80%) e della fase di fine vita (10%).

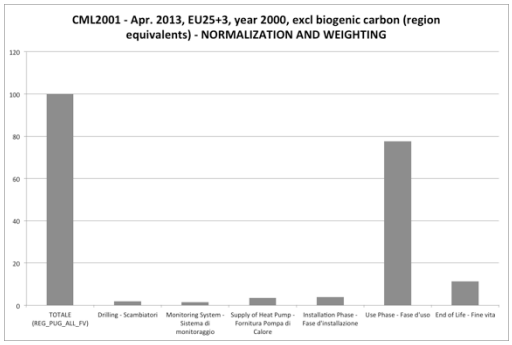


Figura 3: Valutazione dell'incidenza di ciascuna fase di processo rispetto all'impatto totale dell'impianto

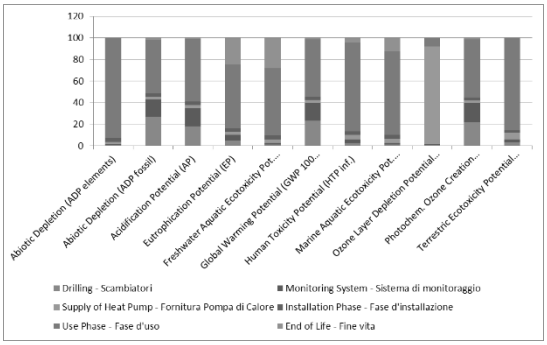


Figura 4: Incidenza di ciascuna fase rispetto alle categorie di impatto ambientale valutate

La Figura 4 evidenzia la forte contribuzione nella maggior parte delle categorie di impatto della fase d'uso rispetto alle altre fasi di vita dell'impianto. Ancora una volta l'incidenza della fase d'uso viene confermata sulla valutazione delle singole fasi sui singoli indicatori: l'analisi degli scenari evidenzierà alcune problematiche affrontate dai progettisti in fase di progetto preliminare che hanno portato gli stessi ad effettuare scelte progettuali strategiche al fine di attenuare gli impatti ambientali alla luce dell'importanza naturalistica del sito d'istallazione dell'impianto.

Alla luce di quanto fin'ora detto i progettisti hanno intrapreso un percorso di "efficientamento ambientale" dell'impianto, analizzandolo in tutte le sue componenti e validando con i risultati dello studio LCA le scelte strategiche effettuate.

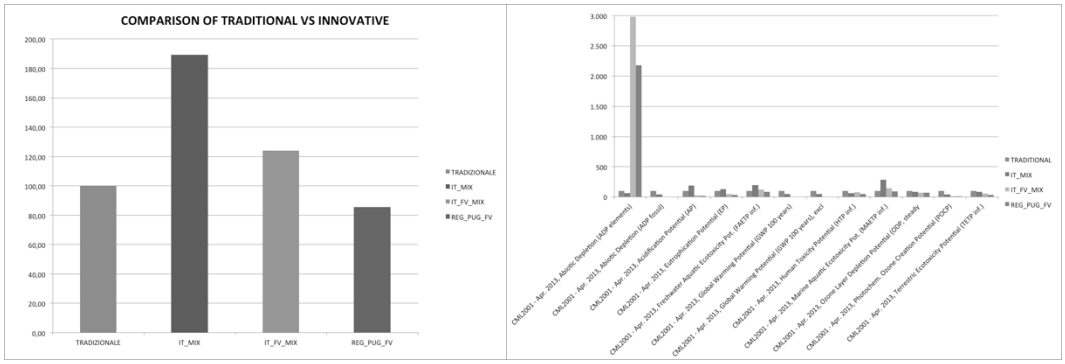


Figura 5: Confronto degli impatti ambientali globali dello scenario innovativo normalizzati rispetto allo scenario tradizionale e articolato per categorie di impatto

I grafici in Figura 5 sono il confronto fra lo scenario tradizionale costituito da una caldaia alimentata a GPL e lo scenario innovativo (impianto geotermico). È importante evidenziare che il confronto fra gli scenari si riferisce al fabbisogno energetico del fabbricato in un arco temporale di 20 anni quantificato in 3.414.528 MJ; è opportuno precisare che lo scenario innovativo è stato valutato sulla base di differenti modalità di alimentazione energetica considerando sia la fornitura del mix energetico italiano, sia la fornitura con certificati verdi sia con alimentazione energetica direttamente dall'impianto fotovoltaico integrato, questo al fine di avere una visione quanto più esaustiva possibile.

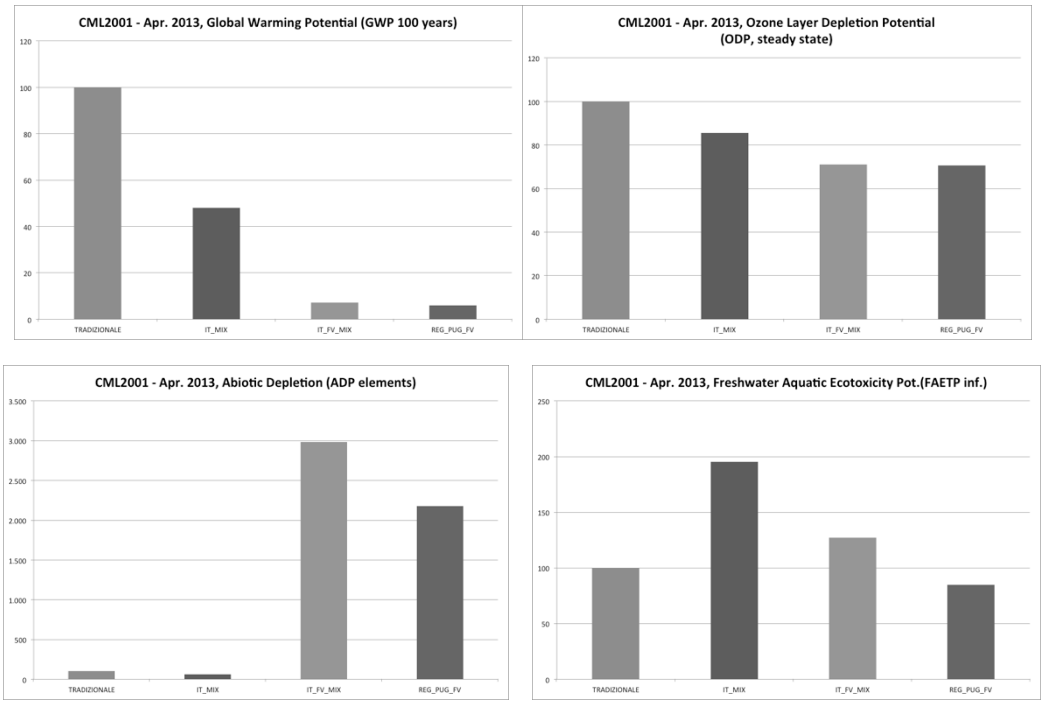


Figura 6: Confronto degli indicatori tra i diversi scenari

I grafici riportati nella Figura 6 evidenziano i confronti fra i diversi scenari e lo scenario tradizionale. Si evidenzia come tutti i grafici riportano una riduzione degli impatti ambientali, tranne l'Abiotic Depletion (impoverimento delle materie prime). Su questo come sugli altri indicatori si sono eseguite successive analisi per valutarne la causa ed è emerso che l'impatto negativo è generato dall'estrazione ed utilizzo del silicio nell'impianto FV.

3. Conclusioni

L'impianto pilota sito in Vernole (LE), Masseria Le Cesine, che adotta la tecnologia di climatizzazione degli ambienti tramite geoscambio a circuito chiuso, costituisce un perfetto connubio tra tecnologia, sostenibilità ambientale e risparmio energetico ed economico. La Tabella 1 descrive i vantaggi che la scelta progettuale della Regione Puglia, orientata al raggiungimento degli obiettivi dichiarati di risparmio energetico, ha ottenuto rispetto alla scelta di approvvigionamento dell'impianto da rete elettrica nazionale, evidenziandone la riduzione degli impatti associati ai due scenari analizzati.

Tabella 1: Confronto scenario Regione Puglia e Mix Italiano

	Puglia Region	***IT_mix***	***%***
TOTAL IMPACT (NORMALIZATION AND WEIGHTING)	**4,45E-12**	**6,48E-12**	**-46%**
Eutrophication Potential (EP)	1,43E-14	2,52E-14	-76%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot. (FAETP inf.)	2,94E-13	3,84E-13	-31%
Global Warming Potential (GWP 100 years), excl biogenic carbon	1,53E-14	7,02E-14	-358%
Marine Aquatic Ecotoxicity Pot. (MAETP inf.)	3,21E-12	5,25E-12	-63%
Ozone Layer Depletion Potential (ODP, steady state)	6,18E-15	7,46E-15	-21%
Photochem. Ozone Creation Potential (POCP)	2,67E-14	6,47E-14	-143%
Terrestric Ecotoxicity Potential (TETP inf.)	1,00E-14	1,36E-14	-36%

L’utilizzo della tecnologia geotermica a bassa entalpia trova, nel caso di specie, il suo più efficace completamento nella completa autosufficienza energetica della struttura attraverso l’integrazione di FER termiche ed elettriche, permettendo di ottenere vantaggi competitivi non solo in termini di ecosostenibilità, ma anche in termini di risparmio energetico e di contributo al soddisfacimento degli obiettivi comunitari in materia di riduzione delle emissioni climalteranti.

Il progetto pilota realizzato dalla Regione Puglia presso la Masseria “Le Cesine” è quindi il risultato del complesso equilibrio fra innovazione tecnologica e vincoli ambientali e naturalistici, e sicuramente può essere considerato quale punto di riferimento per i prossimi interventi in zone particolarmente sensibili e delicate. I risultati dello studio LCA, sebbene si riferiscano ad impatti globali, hanno evidenziato un impatto sostanzialmente positivo per tutti i parametri anche a seguito della ponderazione dei risultati precedentemente riportati.

Lo studio svolto, in termine di linee guida e metodologica di conduzione, fermo restando gli aspetti tecnologici ed impiantistici, può considerarsi un elemento a supporto del decisore per definire le prossime politiche di governo per gli impianti geotermici a bassa entalpia che si realizzeranno nella Regione Puglia.

4. Bibliografia

Barry Goldstein, Gerardo Hiriart, Ruggero Bertani, Christopher Bromley, Luis Gutiérrez-Negrín, Ernst Huenges, Hirofumi Muraoka, Arni Ragnarsson, Jefferson Tester, Vladimir Zui, Special report on renewable energy sources and climate change mitigation – Geothermal Energy, IPCC – SRREN.

Benjamin Greening, Adisa Azapagic, 2012. Review Energy, Domestic heat pumps: Life cycle environmental impacts and potential implications for the UK.

D.Matuszewska, 2011. Environomic optimal design og geothermal energy conversion systems using life cycle assessment, RES school,

ENGINE D37 WP5, 2007, Environmental impacts through geothermal energy provision in Europe.

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, volume 18, number 3.

Kaltschmitt, M. 2000. Environmental effects of heat provision from geothermal energy in comparison to other resources of energy. In: Proceedings World Geothermal Congress 2000, Kyushu-Tohoku, Japan, 28 May - 10 June 2000 (ISBN: 0473068117).

J.L. Sullivan, C.E. Clark, J. Han, and M. Wang - Argonne, Energy Systems Division, 2010, Life-Cycle Analysis Results of Geothermal Systems in Comparison to Other Power Systems.

J. Rodríguez,I. Bangueses, M. Castro, 2012. EPJ Web of Conference, published by EDP Sciences, Life cycle analysis of a geothermal heatpump installation and comparison with a conventional fuel boiler system in a nursery school in Galicia (Spain).

M. R. Karlsdottir, O. P. Palsson and H. Palsson, LCA of Geothermal Combined Heat and Power Production with Focus on Primary Energy Efficiency and CO2Emission, University of Iceland.

Alessandra Zamagni, Cristian Chiavetta, Michele Chieco, Gianna Elisa Berlingerio, Antonio Mercurio, Ermanno Defilippis, Paolo Adolfo Piccinno, Michele Minutillo, 2014. Ground Source Heat Pumps- An overview on the potential in Adriatic area and the Balkans - The results of the LEGEND Project and the market perspectives, "The environmental analysis through the Life Cycle Assessment".

P. Piccinno, M. Minutillo, A. Mercurio, G. Berlingerio, M. Chieco, E. De Filippis, 2015. Low Enthalpy Geothermal Energy Demonstration cases for Energy Efficient building in Adriatic area, Regione Puglia - ISBN: 9788890381614.

Sung Lok Do, Jeff S. Haberl, 2010. Energy Systems Laboratory Department of Architecture Texas A&M University College Station, TXA REVIEW OF GROUND COUPLED HEAT PUMP MODELS USED IN WHOLE-BUILDING COMPUTER SIMULATION PROGRAMS.

Ecoinnovazione, September 2014. Technical Report - How to set LCA studies of low enthalpy geothermal plants - LEGEND Project – Italy.

JRC, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context based on existing environmental impact assessment models and factors. European Commission - Joint Reseearch Centre, Insitute for Environment and Sustainability.

Emilia Romagna Region, Italy, 2014. Ground Source Heat Pumps an overview on the potential in Adriatic Area and the Balkans - The results of the LEGEND project and the market perspectives.

LCA di un sistema di tessere trasparenti con fotovoltaico integrato per facciate innovative

Carol Monticelli[1], Paolo Neri[2], Alessandra Zanelli[1], Anna Maria Ferrari[2], Prisca Cardani Morando[1]

[1]Dip. ABC - Architecture, Built Environment and Construction Engineering, Politecnico di Milano, Via G. Ponzio 31, 20133, Milano
carol.monticelli@polimi.it; alessandra.zanelli@polimi.it

[2]LCA Working Group - Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia, Via Amendola, 2 - Padiglione Morselli, 42100 Reggio Emilia - paolo.neri@enea.it; annamaria.ferrari@unimore.it

Abstract

In una realtà costruttiva sempre più orientata alla prestazione, dove l'involucro non è più sola pelle protettiva, ma diventa vero e proprio dispositivo attivo, l'integrazione tra composizione architettonica e tecnica degli impianti riveste un ruolo sempre più rilevante. Tra le tecnologie impiantistiche più promettenti in termini d'integrazione architettonica risiede la tecnologia fotovoltaica, con le sue problematiche e potenzialità (Building Integrated Photo-Voltaic BIPV). Questo saggio si concentra su un particolare tipo di cella fotovoltaica organica, progettata e sviluppata in via sperimentale per essere integrata a tessere di vetro stampato, indagando il profilo ambientale attraverso una valutazione comparativa LCA. L'applicazione LCA è svolta per il prodotto specifico, esito di un progetto di ricerca sperimentale, al fine di affiancare l'indagine e le prime prototipazioni e condurre verso l'ottimizzazione dei processi.

1. Eco-efficienza di un nuovo sistema di facciata in vetro fotovoltaico

La tecnologia fotovoltaica in architettura è stata sempre associata all'idea di qualcosa di esteticamente sgradevole, da nascondere. L'integrazione dei moduli fotovoltaici con l'involucro edilizio persegue il duplice scopo di sostituire le tecnologie e i materiali da costruzione convenzionali generando allo stesso tempo corrente elettrica. In questi termini la fase progettuale è fondamentale per la definizione delle modalità esecutive dell'integrazione.

In questo complesso ambito, il presente saggio restituisce l'indagine della performance ambientale complessiva del sistema di tessere integrate di vetro fotovoltaico per applicazioni architettoniche innovative, un particolare tipo di cella fotovoltaica organica (Raugei, Frankl, 2009). Il sistema progettato deriva dalla tecnologia delle celle elettrochimiche a colorante di Grätzel, messa a punto dall'omonimo scienziato nel 1991[3]. Tale sistema si pone come alternativa agli apparati fotovoltaici tradizionali nella generazione di energia elettrica dalla

[3] La cella di Grätzel classica è composta di una struttura a "sandwich" formata da due vetri piani conduttori che fungono da fotoanodo e catodo, al cui interno è situato uno strato poroso di nanoparticelle di biossido titanio (TiO2), impregnato di colorante. Tale strato (detto "strato attivo") è immerso in una soluzione elettrolitica (Illuminato, Matthes, 2010, Pini et alii, 2015, Pini et alii, 2013).

radiazione solare, combinando tale funzionalità con un elevato grado di trasparenza e, quindi, un ampio spettro di integrazione in facciata (Aernouts, 2006). La singolarità delle tessere del nuovo sistema risiede nella geometria del fotoanodo, il quale non è costituito da un semplice vetro piano (ottenuto con la tecnica produttiva float) ma da un vetro stampato. La tecnica produttiva dello stampaggio permette di creare sezioni e geometrie personalizzabili; le tessere, infatti, sfruttando questa potenzialità, presentano una sezione variabile al fine di ottimizzare la captazione della radiazione solare, con massimo assorbimento. Questa caratteristica determina un miglioramento dell'efficienza della cella, insieme a un'interessante diminuzione delle quantità di materiale attivo depositato (applicato solo nelle regioni destinate alla ricezione della radiazione luminosa)[4]. La ricerca fa riferimento all'applicazione della metodologia di valutazione ambientale LCA alla scala del componente di base e alla scala del sistema di facciata con fotovoltaico integrato[5]. L'unità di base (in seguito nominata piastrella per conformazione geometrica e processo produttivo) è un elemento composito a più strati, basato su due elementi in vetro adiacenti nella cui intercapedine ci sono sostanze in grado (attraverso la loro relazione) di generare energia elettrica dalla radiazione solare (Fthenakis, 2011, Galagan, 2012, Garcıa, Cherni, Urbina, 2010).

2. LCA comparativa di nuovi sistemi di facciate in tessere di vetro fotovoltaiche

2.1. Obiettivo dello studio e confini del sistema

Obiettivo dello studio è l'applicazione della metodologia di valutazione ambientale LCA al settore edilizio, applicata nello specifico al sistema di facciata a tessere fotovoltaiche integrate e al relativo componente di base (la singola piastrella fotovoltaica). Lo studio si configura in due processi valutativi consecutivi: in primo luogo si applica il metodo LCA alla piastrella sperimentale per poi utilizzare i dati emersi nella successiva valutazione dell'intero sistema di facciata; la LCA è volta alla comparazione di tre tipologie diverse di facciata al fine di validare la loro eco-efficienza. La funzione del sistema comprende sia la generazione di energia elettrica rinnovabile da tecnologia fotovoltaica di terza generazione (in particolare le *Dye Sensitized Solar Cells*, appartenenti alla categoria tecnologica generale dell'*Organic Photo Voltaic)* che l'integrazione delle celle nell'involucro edilizio (Fthenakis, 2011).

I confini del sistema sono estesi a tutte le fasi di vita dei materiali che compongono il sistema, dalla produzione (comprensiva di estrazione delle materie prime, di loro trasporto e trasformazione, di assemblaggio) alla fase di fine vita (conferimento in discarica della piastrella e, ove previsto, riciclaggio

[4] Data la potenzialità dell'applicazione in facciata della tecnologia fotovoltaica, è emerso come la comparazione tra diverse soluzioni tecnologiche si svolga sul piano della trasparenza: la luce naturale è tornata a ricoprire un ruolo fondamentale nella qualità dell'ambiente costruito.

[5] Considerando altre valutazioni LCA, emerge che l'energia incorporata finale relativa ad 1 m^2 di cella sia pari a 2.800,79 MJ ovvero dello stesso ordine di grandezza del valore relativo alle tecnologie a film sottile e la metà del valore di energia incorporata calcolata per 1 m^2 di cella tradizionale al silicio. Di questa quantità solo il 26% riguarda i materiali impiegati mentre il restante 74% si riferisce ai processi (Fthenakis, 2011, Garcıa, Cherni, Urbina, 2010).

come trattamento a fine vita) attraverso la fase d'uso (si è valutato il vantaggio del sistema fotovoltaico quantificando la produzione di energia elettrica primaria evitata). Gli impianti di produzione necessari alle diverse fasi di lavorazione sono stati considerati. Riguardo i processi di realizzazione della piastrella di vetro fotovoltaico, sono stati utilizzati quantità di sostanze e dati attinti da processi produttivi alla scala di laboratorio di ricerca sperimentale.

2.2. Unità funzionale e qualità dei dati

Si assume come unità funzionale relativa alla scala del componente una singola piastrella di vetro sperimentale delle dimensioni di 10x10cm; per la scala del sistema di facciata si assume un'unità funzionale pari a 5x3m^2 di facciata. Le unità funzionali sono valutate nell'arco della durata utile del sistema pari a trent'anni.

I dati riguardanti la produzione del sistema fotovoltaico sono primari, così come i dati riguardanti l'efficienza delle celle per la produzione di energia in fase d'uso. I dati riguardanti le emissioni in fase d'uso e di fine vita sono stimati. Per la rappresentazione dei processi si considera la banca dati Ecoinvent 3.1 nella versione Alloc Def U (ovvero comprensiva dei sottoprocessi); in mancanza di processi esistenti alcuni sono stati creati *ad hoc*. Il codice di calcolo utilizzato è SimaPro 8.04. La valutazione del danno è eseguita applicando IMPACT 2002+, modificato dal gruppo di studio[6]. Si sono assunte delle costanti in tutti i dati: impianto di aspirazione, diversi tipi di filtri secondo il tipo di emissione da abbattere, attrezzature di laboratorio (comprensive di relativo lavaggio), DPI, trasporti e smaltimenti. Si è operato per eccesso.

3. LCI - Fase di inventario alla scala del componente

Per la definizione dell'inventario concernente la fase di produzione si sono ricostruiti tutti i processi per la produzione di una piastrella di vetro fotovoltaica (U.F. 100 cm^2). I processi elaborati comprendono i materiali e le energie necessarie per i trattamenti, termici e non, nelle diverse fasi di lavorazione, l'impianto di aspirazione con elettroventilatore e filtri durante la realizzazione del fotovoltaico sul substrato vetroso, l'energia elettrica necessaria per il funzionamento di tale impianto, le attrezzature di laboratorio usate comprensive dei lavaggi, i dispositivi di protezione individuale DPI, le emissioni in atmosfera e indoor, i trasporti (relativi a ogni fase del processo produttivo) e i diversi processi di smaltimento. Riguardo alle quantità di sostanze in ingresso considerate e soggette a emissioni nel ciclo di produzione, per il bilancio di massa si è aumentato il peso di sostanza in ingresso, compensando le emissioni: in questo modo si è tenuto conto anche della parte di scarto di lavorazione, con relativa emissione, che non appartiene al prodotto finito. Nella fase di gestione, ipotizzata di trent'anni di vita utile, si è prevista una

[6]Introduzione nella categoria *Carcinogens,* a partire da EcoIndicator99, dell'impatto *Heavy Metals, unspecified* per la definizione delle emissioni di Indio e Stagno in aria, dell'impatto *Metals, unspecified* per le emissioni di Tetracloruro di TO_2 in aria, nella categoria *Carcinogens inhaled* dell'impatto *Particulates <100 nm indoor* per la definizione delle emissioni di nanotitania, nella categoria *Respiratory inorganics* dell'impatto *Particulates* <2,5 mm per le emissioni di NH_4F in aria e dell'impatto *Etanolo* con le emissioni in aria.

manutenzione programmata ogni dieci anni, per il ripristino della sigillatura dei bordi e dei fori della piastrella di vetro. Tale durata è stata commisurata alla capacità della soluzione con nanoparticelle spruzzata sulla piastrella di mantenere il suo fissaggio. Nella fase di gestione si è calcolata, come prodotto evitato, la produzione di energia elettrica durante la vita della piastrella fotovoltaica con un'efficienza pari al 10%[7]. Partendo dalla voce esistente nella banca dati Ecoinvent riguardante l'energia elettrica prodotta tramite tecnologia fotovoltaica tradizionale in Svizzera il processo è stato adattato a questa efficienza e a una situazione di insolazione tipo. Per la fase di fine vita si è supposto lo smaltimento della piastrella in discarica per rifiuti speciali, a causa della presenza delle nanoparticelle che possono distaccarsi durante un eventuale disassemblaggio. In merito la difficoltà di separare i materiali componenti la cella, al fine di riciclarne quanto più possibile, rende tale scenario ancora molto incerto.

4. LCI - Fase d'inventario alla scala della facciata in tessere di vetro

Ai fini della valutazione alla scala del subsistema, si propongono di seguito tre soluzioni di facciata, distinte per tipo di piastrella e di struttura e per requisiti strutturali e di sicurezza. Per tutti e tre i casi, l'U.F. è pari a una porzione di facciata di 5x3m (Fig. 1).

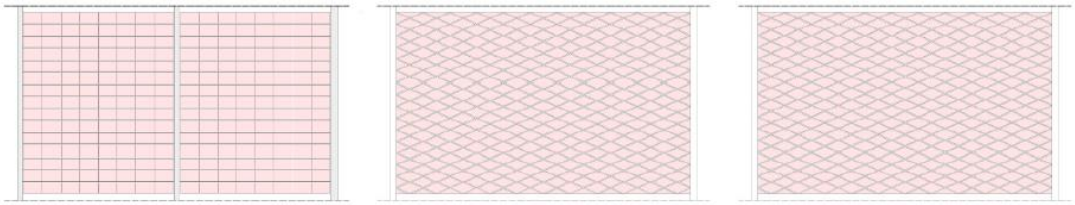


Figura 1: Confronto morfo-tipologico delle soluzioni di facciata progettate: da sinistra Tipo A, Tipo B e Tipo C

Tipo A: FACCIATA STRUTTURALE A MONTANTI VERTICALI E DOGHE

Si configura come una classica struttura a montanti verticali in acciaio (tre montanti tubolari in acciaio) atti a sorreggere trenta doghe orizzontali; queste sono costituite da otto moduli fotovoltaici composti ciascuno da sei tessere di vetro fotovoltaico 10x10 cm, alloggiate su una lastra di vetro stratificato dello spessore di 13,6 mm. L'adesione dei moduli al vetro avviene con uno strato di film sigillante dello spessore di 25 mm. La presenza del vetro stratificato conferisce alla facciata il requisito di sicurezza dovuto alla resistenza a urti e vento. Il peso complessivo del sistema è 997 kg. Tale configurazione prevede 1440 piastrelle su doghe di vetro stratificato, per una superficie fotovoltaica attiva di 8,06 m^2 pari al 53% dell'area totale.

[7] Le prime celle di Gratzel offrivano negli anni Novanta un'efficienza del 7%; con leggere modifiche e miglioramenti si è raggiunto un valore medio del 10%, con un picco massimo di 11%. (Galagan Y. et alii, 2012).

Tipo B: FACCIATA STRUTTURALE DIAGONALE CON ELEMENTI A LOSANGA

È caratterizzata da una geometria prevalentemente romboidale dovuta alla forma a losanga delle tessere di base. Le tessere così formate presentano una sezione prismatica a losanga adatta a ottimizzare l'incidenza della radiazione solare al fine di aumentare l'efficienza del sistema; la geometria complessa è possibile grazie alla tecnica dello stampaggio del vetro. Tale forma permette un'ottimizzazione della struttura di sostegno per la facciata, costituita da una rete di cavi di acciaio a sezione ridotta, montata in diagonale rispetto all'interpiano dell'edificio: a parità di prestazioni meccaniche presenta un peso contenuto rispetto alla struttura di tipo A. Per garantire i requisiti di resistenza meccanica e di sicurezza del vetro strutturale in facciata, le piastrelle fotovoltaiche sono state progettate per essere alloggiate su lastre di vetro stratificato con la stessa geometria. Le trecentocinquanta tessere sono ancorate tra loro e alla struttura tramite la rete di trenta cavi di acciaio. Il peso complessivo del sistema è 712 kg. La superficie fotovoltaica attiva di 13,97 m^2 è pari al 93% dell'area totale.

Tipo C: FACCIATA DIAGONALE CON ELEMENTI A LOSANGA

È uguale alla B senza l'applicazione delle tessere su vetro stratificato. Questa soluzione determina una notevole riduzione del peso complessivo del sistema di facciata, ma non garantisce la prestazione strutturale e di sicurezza del vetro (nel caso di rottura) (questa soluzione non è consentita dalla normativa italiana per le facciate in vetro). Il peso complessivo del sistema è 246,5 kg. La superficie attiva di 13,97 m^2 è pari al 93% dell'area totale.

La diversa superficie attiva tra tipo A e gli altri due dipende dalla forma della piastrella e dal design della struttura di supporto: nel primo caso vi è molto contorno delle piastrelle "non attivo" e gli elementi strutturali di supporto occupano superficie maggiore.

5. Risultati della valutazione LCA alla scala del componente

Dai risultati dell'analisi del ciclo di vita il processo di produzione è il più impattante, con un danno di 8,99mPt, dovuto per 163,52% al processo produttivo, 0,11 alla fase di fine vita, con un vantaggio da accumulare nella fase d'uso di -63,63%, grazie alla considerazione dell'energia elettrica prodotta dalla captazione solare come prodotto evitato del mix energetico italiano (espansione del sistema fino all'uso del co-prodotto del processo di produzione delle piastrelle fotovoltaiche).

Dall'analisi dei risultati LCA per la produzione della piastrella fotovoltaica (Fig. 2 e 3) si nota che: il danno totale vale 14.696 mPt ed è generato per 0.59% da "Vetro stampato", 0.83% da "Indium tin oxide (ITO)", 4.77% da "Deposizione dell'ITO", 7.32% da "Lavaggio+bagno+lavaggio della piastrella", 0.70% da "Applicazione della nanoTiO_2 (sol. acquosa all'1% con TIP senza no loop)", 7.42% da "Fissaggio", 76.34% da "Bagno per la colorazione della piastrella", 0.14% da "Controelettrodo", per l'1.59% da "Chiusura cella", 0.09% da

“Iniezione elettrolita”, 0.01% da “Sigillatura dei fori” e 0.21% da “Contattatura”. Il danno è inoltre dovuto per il 27.77% a *Human health*, per l’11.14% a *Ecosystem quality*, per il 37.29% a *Climate change*, per il 23.80% a *Resources*, per lo 9.08E-6% a *Human health indoor*, per l’1.04E-8% a *Carcinogens inhaled*.

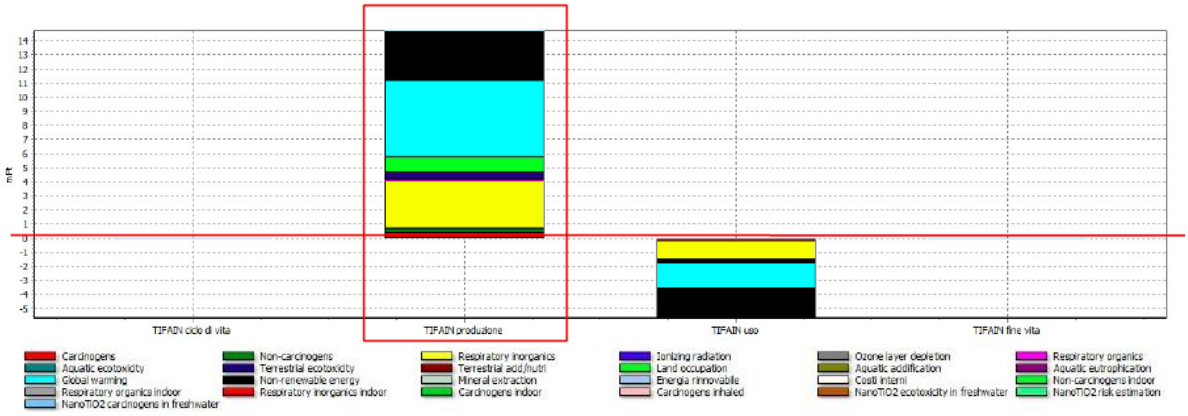


Figura 2: Analisi del ciclo di vita della piastrella PV: diagramma della valutazione per single score

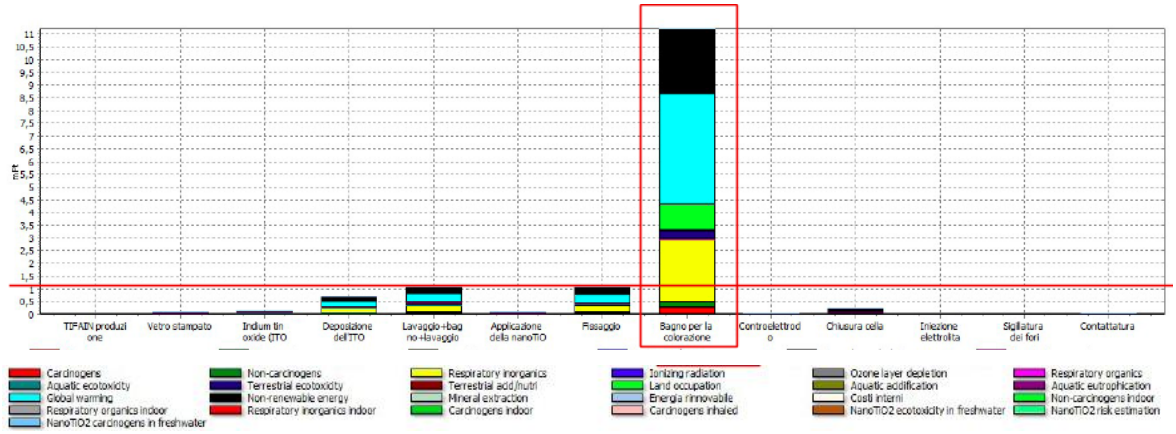


Figura 3: Analisi LCA della fase di pre-uso, produzione della piastrella PV: diagramma della valutazione per single score

Nel processo di produzione la fase di bagno per la colorazione (Fig. 3) è la più impattante con un danno ambientale totale di 11,22mPt. Questo è imputabile per il 76.34% al processo riguardante il bagno per la colorazione della piastrella soprattutto a causa dell’energia elettrica necessaria per l’uso dell’impianto di aspirazione (34,22%), dello stesso (9,27%), del filtro a carboni attivi, delle attrezzature (bacinelle, pinze per l’estrazione) con i lavaggi (29,50%) (Fig. 4).

In tale sperimentazione, l’impianto di aspirazione, con un consumo di energia elettrica di 20,486 kWh, deve rimanere acceso durante tutto il tempo del bagno (20 h), con un uso prolungato degli impianti e delle attrezzature.

La durata di vita dell'impianto e delle attrezzature è di 20.000 h e quella del filtro è di 2.400 h. L'uso dell'impianto di aspirazione è dovuto al fatto che si ritengono le emissioni pericolose per la salute dell'uomo e quindi si deve ridurre al minimo la loro emissione nell'ambiente. Le emissioni indoor producono un danno molto limitato, poiché si è considerato, e computato, l'uso delle mascherine anti polvere da parte degli operatori del laboratorio. L'emissione dovuta alle nanoparticelle in aria produce un danno in *Carcinogens* pari a 1.96E-11 kgC2H3Cl eq. La categoria di danno maggiormente interessata è *Climate change*, seguita da *Human health* e *Resources* e *Ecosystem quality*. Quando il danno degli impianti diventa predominante, significa che il processo di per sé non è molto impattante. Della quantità totale degli impatti ambientali per questa fase una percentuale molto piccola riguarda gli effetti dei materiali impiegati, mentre i maggiori impatti sono dovuti agli impianti. É evidente, dunque, un abbondante margine di miglioramento poiché un'ottimizzazione dei processi su scala industriale può portare a una diminuzione del valore totale d'impatto. In tal caso si può osservare come, rispetto alla piccola quantità trattata, il numero di ore del bagno per la colorazione è presumibilmente sovrastimato, oppure l'impianto di aspirazione sovradimensionato rispetto all'esigenza. Secondo dati del laboratorio la durata del processo "Bagno per la colorazione", può essere ridotta a 30 minuti poiché il maggior effetto è ottenuto in questo tempo iniziale, con conseguente riduzione dell'impatto dovuto all'impianto di aspirazione dell'ordine di 1/40 (30 min.su 20 ore).

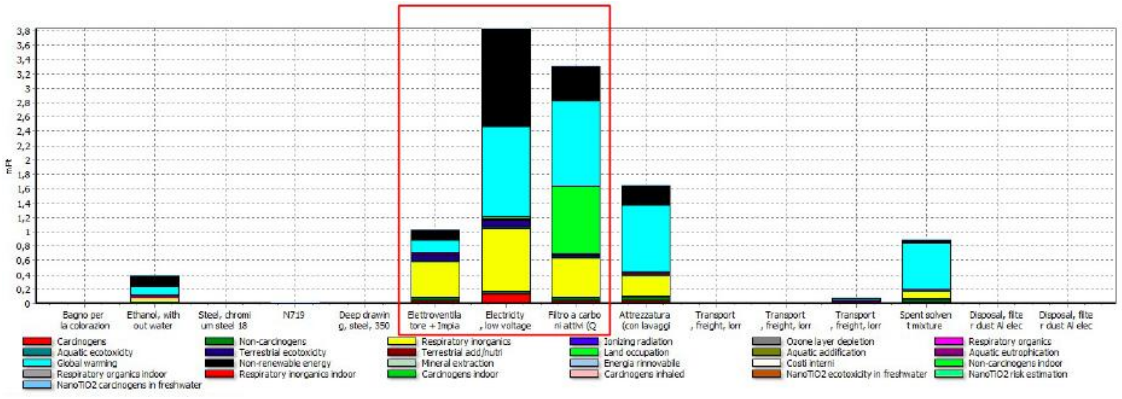


Figura 4: Analisi della fase relativa al bagno per la colorazione della piastrella PV: a valutazione LCA per single score

6. Risultati della valutazione comparativa del sistema di facciata

Tra le tre soluzione il tipo A è la più impattante (Fig. 5). La differenza tra B e C è minima; ciò significa che la presenza del vetro stratificato non apporta un impatto rilevante (unico elemento per cui tipo B e C differiscono). La causa è attribuibile al numero di piastrelle previsto e alla loro conformazione geometrica.

In nessuno dei tre casi la struttura di supporto (seppur diversa) è responsabile di una parte considerevole dell'impatto complessivo. Il danno imputabile alle piastrelle in vetro è comprensivo del vantaggio dovuto all'energia elettrica da rete evitata perché autoprodotta da tale sistema PV. La categoria di danno maggiormente interessata è anche in questo caso *Climate change*, seguita da *Human health* e *Resources*.

Costatata la consistente differenza tra gli impatti generati dalle tipologie B e C rispetto a quelli della A si esegue una valutazione puntuale di quest'ultima per evidenziare le criticità.

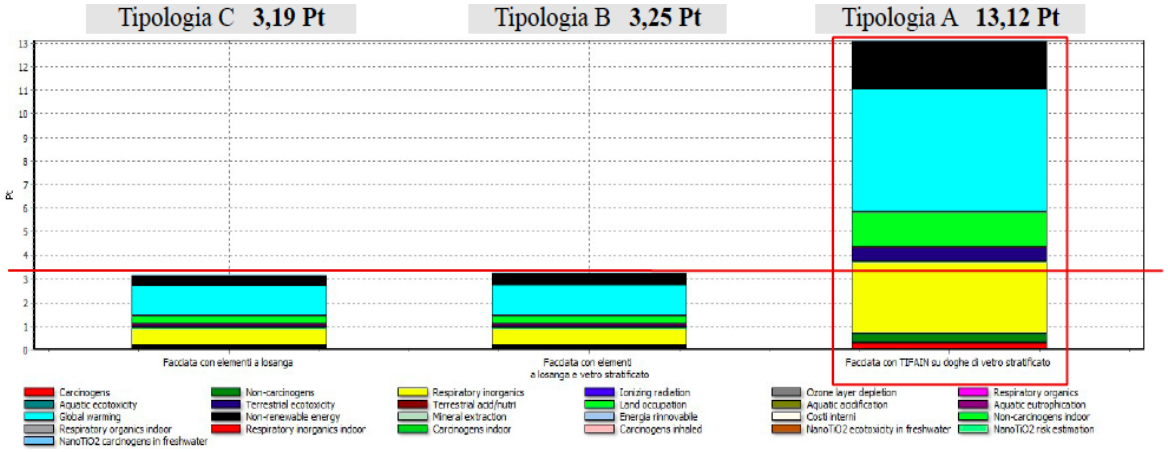


Figura 5: Analisi LCA della fase di pre-uso, produzione della piastrella PV: diagramma della valutazione per single score

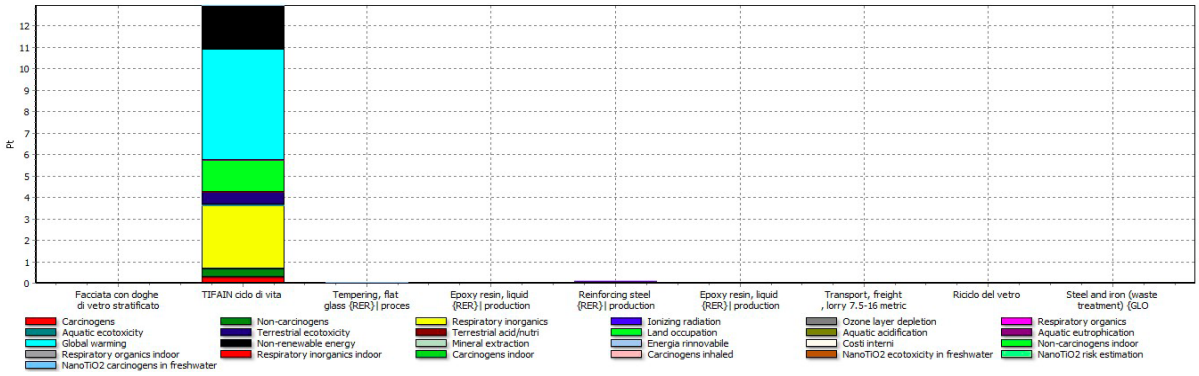


Figura 6: Diagramma della valutazione per single score del Tipo A

Il danno totale vale 13,12mPt, per il 98,70% imputabile alla piastrella foto-voltaica.

Da questa considerazione emerge lo scostamento tra le tipologie: quella in esame presenta un numero di tessere fotovoltaiche quattro volte maggiore rispetto alle tessere impiegate nelle altre soluzioni, con conseguenti impatti ambientali. Gli altri componenti presentano impatti ambientali non significativi e non confrontabili con quello emergente.

6.1 Analisi e verifica dei risultati

L'analisi di sensibilità, tramite una verifica con metodi diversi, vuole dimostrare la coerenza dell'andamento dei risultati dell'analisi LCA. A tale scopo è stata eseguita una valutazione del processo per la "produzione della piastrella PV in vetro", quale più interessante in termini di prospettive di miglioramento tecnologico. Il processo è stato studiato per 100 cm^2 con il Metodo ReCiPe Endpoint (E) V1.11 /Europe ReCiPe E/A (Fig. 7).

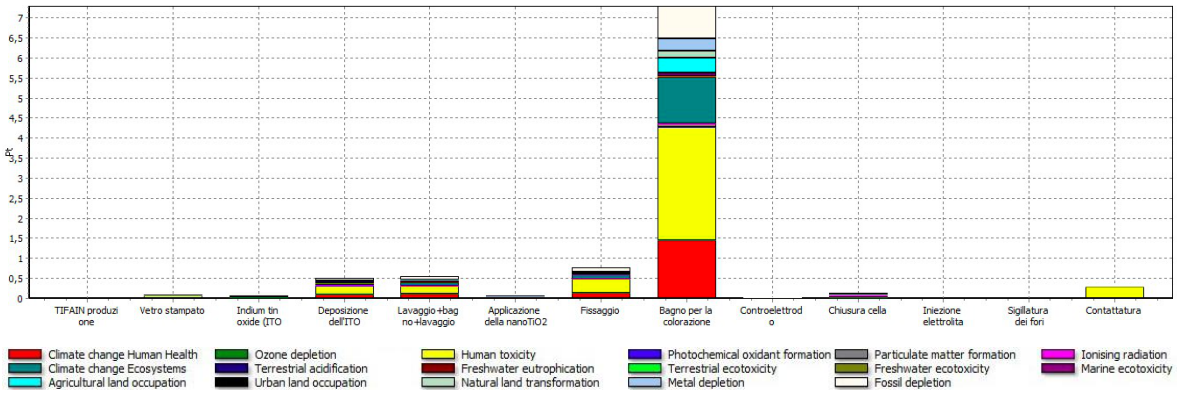


Figura 7: diagramma della valutazione per single score della Tipologia A con il Metodo ReCiPe

Tale valutazione dà luogo alle seguenti considerazioni: a. la categoria di danno nella quale si produce il danno massimo è *Human health* per il 61.38%; b. il processo che produce il danno massimo è "Bagno per la colorazione della piastrella"; c. in tale processo, per tutte le categorie di danno, l'impatto è prodotto dall'impianto di aspirazione sia per i materiali sia per l'energia consumata (dovuto alla durata di 20h per la fase di bagno).

7. Conclusioni

L'analisi LCA effettuata del sistema di facciata a tessere vetrate fotovoltaiche ha permesso di comprenderne criticità e punti di forza. Alla scala del prodotto è emerso con evidenza che le fasi di lavorazione e produzione sono responsabili in maggior misura degli impatti complessivi, rispetto ai materiali impiegati. Ciò configura ottime possibilità migliorative senza che lo studio di eventuali soluzioni alternative intacchi le caratteristiche materiche della cella. Alla scala del sistema di facciata si è verificata una significativa prospettiva di miglioramento per la tecnologia del vetro in facciata: da un lato la tecnica di stampaggio del vetro quale supporto per il fotovoltaico permette di conferire alla cella una geometria personalizzata e ottimizzata per la captazione solare, dall'altro una progettazione della facciata in relazione alle caratteristiche delle piastrelle, oltre a innovare la tecnologia della facciata continua in vetro, consente di studiare una struttura di sostegno coerente e eco-efficiente nella quantità di materiale metallico impiegato, da ultimo il raggiungimento di un risultato estetico-compositivo di grande trasparenza. Le emissioni indoor, nella fase operativa, alle quali si è prestata molta attenzione (soprattutto quelle delle nanoparticelle) hanno comportato un danno molto limitato. L'applicazione di

metodi alternativi a IMPACT per la valutazione dei processi ha comportato un raggiungimento di risultati simili i quali confermano l'origine del danno massimo. La ricostruzione da dati primari dei processi di produzione, uso e fine vita del prodotto ha costituito un fondamentale momento di indagine relativa alle modalità stesse. I risultati ottenuti, come immagine dell'impatto concernente il processo di produzione di piastrelle vetrate fotovoltaiche, vanno commisurati alla scala di laboratorio e sperimentale in cui sono state progettate e prodotte le piastrelle. Attualmente non esiste una dimensione produttiva non laboratoriale di questo processo, tuttavia la tecnologia è passibile di miglioramenti dei tempi della lavorazione e risulta essere potenziale in architettura rispetto alle tradizionali, per l'elevato livello di possibile integrazione, di modularità a geometria e dimensioni variabili, correlate all'ampia capacità di captazione, per la trasparenza, la colorazione e i bassi costi di produzione. Considerando la sua attuale evoluzione, non sono noti i processi di smaltimento o trattamento a fine vita.

8. Ringraziamenti

La soluzione qui presentata è l'esito del progetto TIFAIN (Tessere integrate di vetro fotovoltaico per applicazioni architettoniche innovative) finanziato tramite il bando di invito a presentare progetti di ricerca industriale e sviluppo sperimentale nei settori strategici di Regione Lombardia e del Ministero dell'Istruzione, dell'Universita' e della Ricerca di cui al decreto n. 7128 del 29 luglio 2011. Al progetto TIFAIN e al gruppo di lavoro si rivolgono i ringraziamenti degli autori per il contributo scientifico nella restituzione dei dettagli processuali e produttivi.

9. Bibliografia

Aernouts T., 2006. Organic bulk heterojunction solar cells. From single cell towards fully flexible photovoltaic module. Departement Natuurkunde. Leuven, Katholieke Universiteit Leuven. Doctoral Thesis.

Fthenakis, V.M. et al., 2011. Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems. International Energy Agency (IEA) PVPS Task 12, Report T12-02.

Fthenakis, V.M., Hyung C. K., Alsema E., 2010. Emissions from photovoltaic life cycles. Environmental Science & Technology. 42, 6, 2168-2174.

Galagan Y. et al, 2012. Toward fully printed Organic Photovoltaics: Processing and Stability. 88-91.

Garcıa-Valverde R., Cherni J. A. and Urbina A., 2010. Life cycle analysis of organic photovoltaic technologies, Progress. Photovoltaics: Research and Applications. 18, 535–558.

Illuminato I., Matthes L., 2010. Nanotechnology, climate and energy: over-heated promises and hot air. Friends of the heart, USA, November.

Pini, M. et al, 2015. Environmental assessment of a bottom-up hydrolytic synthesis of TiO_2 nanoparticles, Green Chemistry. 17, 518-531.

Pini M. et al, 2013. Life cycle assessment of nanoTiO_2 coated self-cleaning float glass in: Taylor & Francis (Eds.), Nanotech 2013, Chicago, USA, 14 maggio, vol.3, 728-731.

Raugei M., Frankl P., 2009. Life cycle impacts and costs of photovoltaic systems: Current state of art and future outlooks. Energy, 34, 392-399.

2014. Environmental product Declaration 10039. 3form® InfiniteGlass™ pressed glass panel 3form Infinite Glass. NSF international.

Nanotechnology for Hydrogen production: a LCA study on photocatalytic hydrogen production with nanocarbon-inorganic hybrid material

Beatrice Salieri, Roland Hischier

Empa, Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology, Lerchenfeldstrasse 5, 9014 St. Gallen, Switzerland.

Email: **beatrice.salieri@empa.ch**

Abstract

Among potential future production pathways for hydrogen are photocatalytic technologies using carbon-based nanomaterials. Within a recent 7th FP project, novel nanocarbon-inorganic hybrid materials for a photocatalytic H_2 production have been developed. This paper describes the evaluation of the environmental performance of developed, new materials and processes and shows a first comparison with today's means for the production of hydrogen. Shown are results based on an ideal photoreactor, using the developed hybrid material on a pilot plant level and its comparison with H_2 from steam reforming, biomass pyrolysis and high temperature electrolysis (HTE) in a solid oxide electrolyser cell. This new technology is dominated by the impacts due to the production of the hybrid material. In comparison to other technologies, the future technologies (photocatalytic, HTE) show clearly higher impacts today than the established technology.

1. Introduction

Hydrogen (H_2) gas is an energy carrier that can be derived from several feedstocks by a variety of different production technologies. Currently, more than the 96% of the hydrogen are derived from fossil fuels; i.e. 48% from natural gas, 30% from liquid hydrocarbons and 18% from coal (Corbo et al. 2011). Besides the production from fossil fuels, H_2 may be produced via biological processes, by thermochemical cycles (e.g. zinc oxide/oxide or iodine/sulfur cycles, each with an efficiency of 30–40%), by photolytic or by electrolytic processes (US DoE, 2015). Although the production of H_2 from fossil fuels is (currently still) cheaper and more efficient than from these further sources, this production pathway consumes fossil resources and it is a source of CO_2 emissions. Hence, as long as hydrogen is not produced from renewable source, it is far from being a possible source for "green energy" (Lang et al. 2011).

Photocatalytic hydrogen production is in this context a promising, but also a very challenging technology. It is based on clean, renewable solar energy and water, and takes place without the emission of undesirable pollutants and/or by-products. A crucial role in this photochemical process plays the photocatalyst – a material that ideally meets the parameters of chemical stability, corrosion resistance, visible light harvesting and suitable band edges (Zhu and Zäck, 2009). The introduction of nanomaterials and nanotechnology into the search

for such (photocatalytic active) materials has been a real boost for this promising technology in the past couple of years (Best and Dunsten, 2009).

CARINHYPH, a European FP7 research project, was focussing in the last four years on the hierarchical assembly of functional nanomaterials into novel nanocarbon-inorganic hybrid structures for energy generation by photocatalyic hydrogen production, with CNTs (single-wall and multi-wall) and graphene being the choice of nanocarbons.

Final objective of our work was an evaluation of the environmental performance of new materials and processes developed within the project CARINHYPH as well as a first baseline comparison of the developed materials and their application in a hypothetical upscale photocatalytic hydrogen production process with today's means for the production of hydrogen in order to illustrate the risks and benefits for the environment of such new materials. A Life Cycle approach is applied and these new materials are assessed throughout the whole life cycle, from manufacturing to disposal, and then compared with the results of similar investigations for other ways of producing hydrogen.

2. Material and Method

Both, the analysis of the environmental performance of the photocatalytic H_2 production pathway as well as the comparative analysis with other technologies are performed by applying the life cycle assessment (LCA) method in accordance to the ISO 14040/44 standards (ISO, 2006a, b). Being a study on the micro-level, in accordance with the general application rules for LCA (reported e.g. in EC-JRC, 2010) the attributional LCA approach has been used in both cases. The whole analysis has been established with the LCA software Simapro 8, using the database ecoinvent v3.1 as background database. For the impact assessment the ReCiPe method on the midpoint level (as described in Goedkoop et al. 2012) has been used to present all the results here.

For the first part, i.e. the analysis of the photocatalytic pathway, the system boundaries include the production of the starting material (e.g. graphene), its subsequent, chemical treatment steps as well as its final application in an ideal photoreactor (see Figure 1). As functional unit the production of 1 kg of Hydrogen is used. Among the bunch of various pathway for the production and provision of the hybrid material the one using MWCNT (multi-wall carbon nanotube) as starting material, followed by a functionalisation and hybridisation via nitric-acid oxidation and electrospinning respectively, has been selected by the partners from the CARINHYPH project as the most probable future production process for such a photocatalytic hybrid material (i.e. the pathway highlighted in Figure 1). For this pathway, all the input data (energy carrier, material, water consumption) and output data (waste, air emissions, and water) have been collected for each one of the building block at laboratory scale level from the project partners. Identified input materials that are not available in the applied database have been established, based on the framework proposed in Hischier et al. (2005).

In a second step, an upscaling of this process towards a “pilot production plant” with an assumed daily production of 20 kg of hybrid material has been modelled. A simplified scheme of this modelled “pilot” plant is shown Figure 2. These lab-scale data have then been transformed/adapted based on the up-scaling procedures proposed by Gavankar et al. (2015) dealing with the issues of “upscaling” of process using/applying engineered nanomaterials and together with feedback from partners of the CARINHYPH consortium.

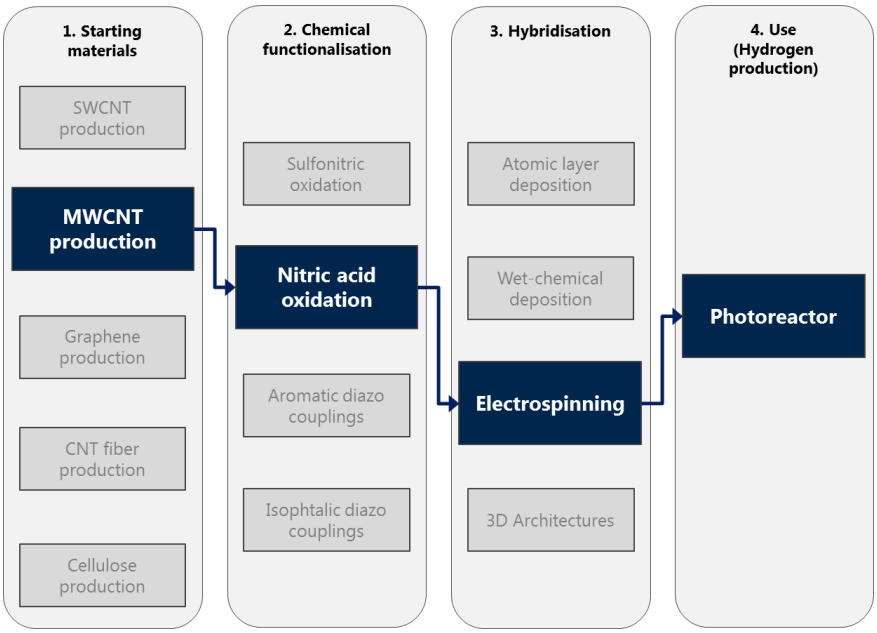


Figure 1: The bunch of various options along the pathway for the provision of the hybrid material used in the photoreactor. The hybrid material is produced in a three-step procedure: (i) starting material (i.e. SWCNT, MWCNT, CNT fiber, Cellulose), (ii) functionalization and (iii) hybridization. In bold the chosen pathway for the pilot production of the hybrid material.

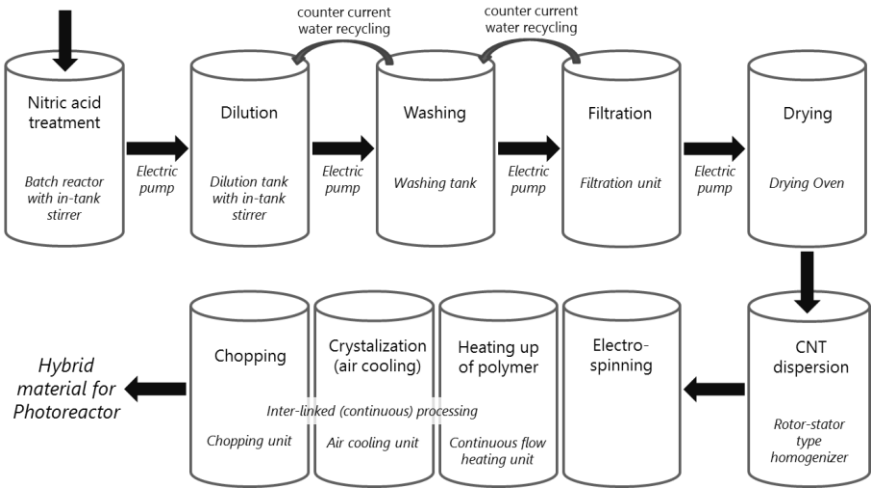


Figure 2: Flow scheme of the up-scaled "pilot-plant" for the production of the Hybrid material

Finally, this hybrid material from the pilot plant has been linked with an (ideal) photoreactor containing 10 kg of photocatalytic active material (99.75% of the above hybrid material plus 0.25% of platinum as catalyst) with a size of 40 m^3. An ideal photoreactor, as all its data are entirely based on respective technical expert feedback from the CARINHYPH partners.

For the second part, i.e. the comparison with already existing approaches and technologies, the "production of 1 kg of hydrogen" is again used as functional unit and reference flow. The following other existing and/or future technologies have been taken into account and compared with the photocatalytic hydrogen production (as described above):

- Natural gas reforming (also called "steam reforming"). This is the technology that largely dominates the current H_2 production (95% in the USA according to US DoE, 2015);
- Biomass pyrolysis. This technology is using renewable resources as starting point – and has a potential on a near-term future scale; and
- High temperature electrolysis (HTE) in solid oxide electrolyser cells (SOEC). A potential technology for large scale production in the long-term future.

The examined systems cover for each of these technologies all the materials and equipment (back to the respective resources each time) that are required for the production of 1 kg of hydrogen. The inventory data for these technologies have been taken from literature (Simons and Bauer, 2011, Zhang et al. 2013, Strazza et al. 2010, and Karakoussis et al. 2001, respective). Overall, the main framework proposed by FC-Hy-Guide (2011) has been followed for the objectives of the study here presented.

3. Results

3.1 Analysis of the photocatalytic H_2 production pathway

Figure 3 shows the distribution of the environmental impacts of the production of 1 kg of hydrogen among the four process steps that are distinguished in Figure 1. The environmental impact of the starting material (i.e. the MWCNT) contributes in each of the examined impact categories to less than 0.3%. The major environmental impacts are due to the step of hybridisation; with the exception of Metal Depletion Potential (MDP), this step is responsible of more than 65% of the total impact for each of the remaining categories. The photoreactor shows only for one factor (MDP) a value that is clearly above 30%; in this case the photoreactor contributes with more than 70%. The high contribution to this factor is due to the use of platinum as catalyst. In all other categories, the main environmental impacts are belonging to the phase of the production of the hybrid material.

The results of a more detailed investigation of the actual production of the hybrid materials (as listed in Figure 2) are shown in Figure 4.

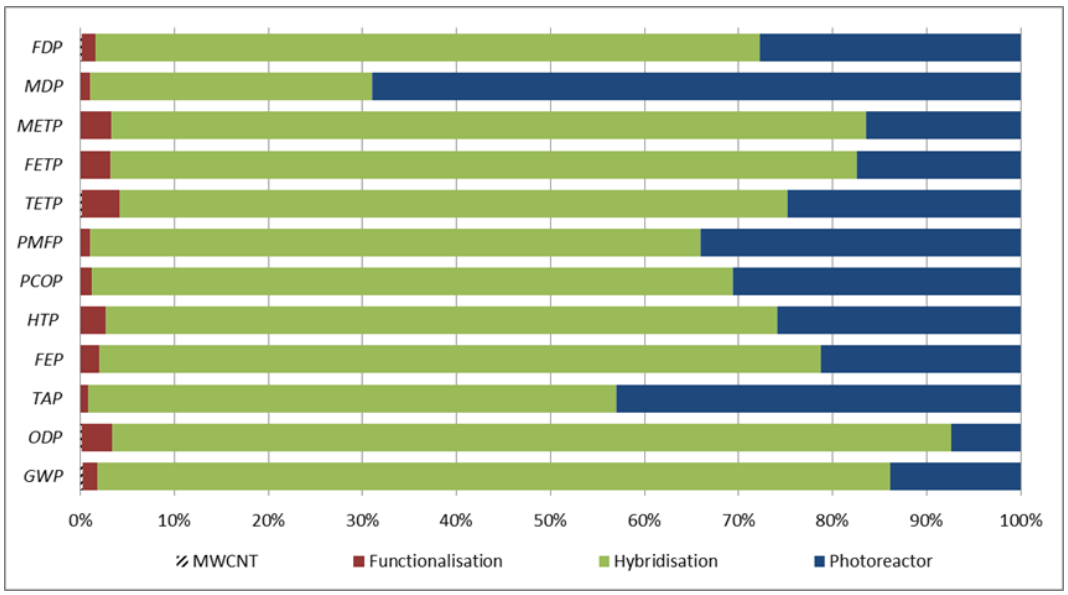


Figure 3: Environmental impact of the production of 1 kg of Hydrogen in a photocatalytic reactor with the new hybrid material.

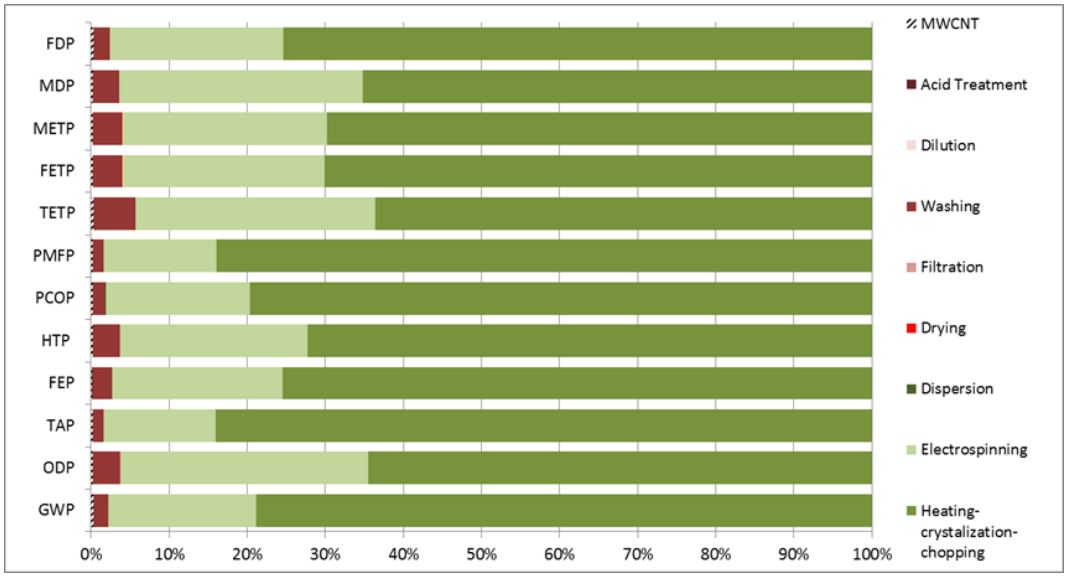


Figure 4: Distribution of the environmental impacts due to the production of the hybrid material among the various production steps (starting from the multi-wall carbon nanotubes, MWCNT)

Three steps are dominating these impacts – the final heating-crystallisation-chopping step, the actual electrospinning and the washing step within the functionalisation procedure. Among them, the final step dominates actually the whole production procedure of the hybrid material – being responsible for more 60% up to almost 85% of the total impact in all here examined categories. A further detailed analysis shows that there are three impact categories (PMFP, PCOP and TAP) that are dominated by chemical substances (mainly Argon), while all other examined impact categories are more or less clearly dominated by the electricity consumption (in case of ODP almost 90%).

3.2 Comparison with other means for the H_2 production

In the second part, a simplified Life Cycle Assessment (LCA) study of various production pathways for the H_2 production has been performed, to get a first baseline comparison of such a photocatalytic hydrogen production from these new hybrid material with other (current/future) means of hydrogen production – i.e. steam reforming (of natural gas), pyrolysis (of biomass) and high temperature electrolysis (HTE) with a solid oxide electrolyze cell (SOEC).

In Figure 5, the environmental impacts per kg of produced hydrogen for the four different technologies are shown – relative to the value of today's main production pathway (i.e. the steam reforming of natural gas) which is set for each indicator to 100%.

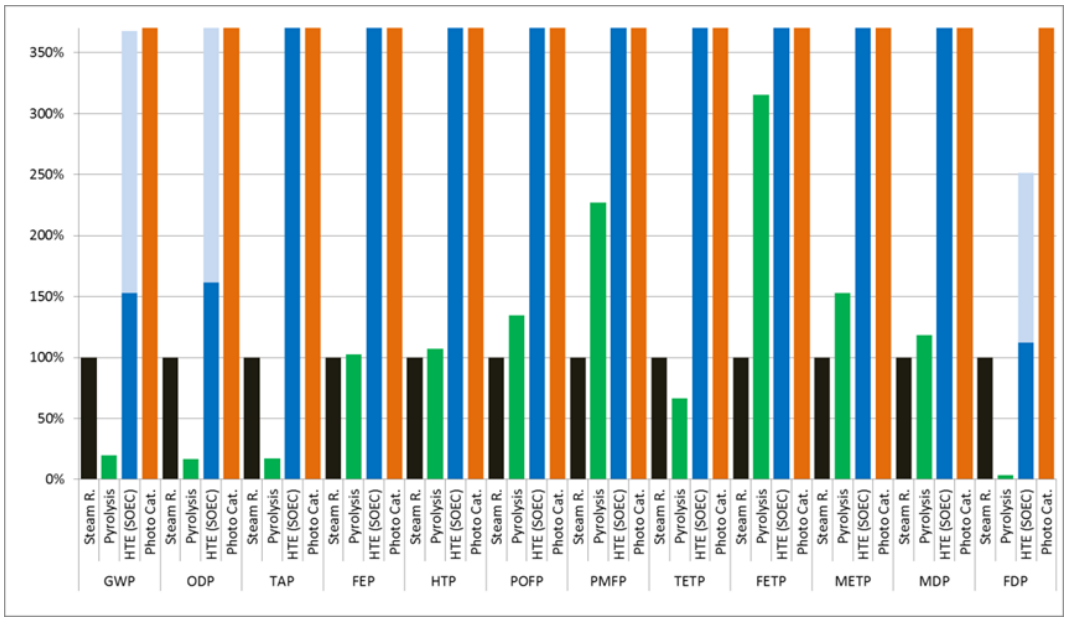


Figure 5: Environmental impacts of the production of 1 kg of hydrogen via different technologies (Stem R = steam reforming of natural gas, HTE (SOEC) = high temperature electrolysis via solid oxide electrolyzes cell, photo cat. = photocatalytic hydrogen production with CARINHYPH material), relative to the respective impacts of the steam reforming production pathway. For the two future technologies (i.e. HTE (SOEC) and Photo Cat.), a range is indicated with light/bold colors

From this figure a clear distinction between the two future technologies (i.e. HTE (SOEC) and photocatalytic production) and the current technologies (i.e. steam reforming and pyrolysis) can be made – showing for the first ones in almost all categories an environmental impact that is more than 3.5 times higher than the one from the steam reforming process. Only three impact categories show for the lower HTE (SOEC) values (i.e. the bold coloured part of the bar) a result below this factor 3.5 – GWP and ODP (both around 1.5) and FDP (with about 1.1); however only for the latter one also the higher HTE (SOEC) value lays below 3.5. The values for the photocatalytic hydrogen production are all clearly above this factor 3.5. When comparing today's technologies (i.e. steam reforming and pyrolysis) no clear conclusion could be drawn – then both technologies show the lowest values for some of the here examined environmental aspects (pyrolysis e.g. for GWP, ODP, TAP and FPD – steam reforming e.g. for PMFP, FETP).

4. Conclusions

This study examined the environmental burdens related to a photocatalytic hydrogen production using hybrid material based on MWCNT. The majority of the environmental stressors come from the step of hybridization within the production of these new materials. Because of the nature of the process, almost no emissions result from the photoreactor operation.

However, several difficulties have been encountered for the assessment of these new hybrid materials, both in the step of Life Cycle Inventory and Life Cycle Impact Assessment. The human and ecotoxicological impacts of the production step of the hydride material are not strictly related to nano-enables emission, mainly due to the gap of knowledge both on the emission flow and the lack of characterization factor. All of this has remarked the still existing gaps regarding nanomaterials and their assessment within the LCA framework. In addition, the study was facing the issues related to the upscaling of lab-scale products or processes to a pilot plant level. Several assumptions (i.e. efficiency of hydrogen production, approximation of the infrastructure, etc.) have been performed that however require further investigation.

Furthermore, a simplified Life Cycle Assessment study of various production pathways for the H_2 production was performed; comparison that is influenced (or affected) by the difference in maturity of the compared technologies for the hydrogen production (and the differences in accuracy of the related inventory data), and its results, especially for the future technologies, need to be seen as a first indicator only concerning their respective future (ecological) potentials; the comparison is looking on technologies that are on different TRL levels; hence, no absolute conclusion about a "best" technology for H_2 production could be taken from this study here.

5. Acknowledgements

The research leading to these results has received funding from the European Union Seventh Framework Programme under grant agreement nº 310184 (CARINHYPH project).

6. References

Corbo, P, 2011.Hyxdrogen fuel cell for road vehicles.Green Energy and Technology. Springe-Verlag, London.

Best, JP, Dunstan, DE 2009. Nanotechnology for photolytic hydrogen production: colloidal anodic oxidation International Journal of Hydrogen Energy 34, 7562-7578.

EC-JRC 2010. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System. European Commission - Joint Research Centre (EC-JRC), Ispra (Italy).

FC-Hy-Guide 2011. Guidance document for performing LCA on Hydrogen production systems Deliverable D3.3 – Final guidance document. Online documentation accessed November 12, 2015, at http://www.fc-hyguide.eu/guidance-document.

Gavankar, S, Suh, S, Keller, AA, 2015. The Role of Scale and Technology Maturity in Life Cycle Assessment of Emerging Technologies - A Case Study on Carbon Nanotubes. J .Ind. Ecol. 19, 51-60.

Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, MAJ, de Schreyver, A, Struijs, J, Van Zelm, R , 2012. ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (revised) / Report I: Characterisation. VROM - Ministery of Housing Spatial Planning and Environment, DenHaag.

Hischier, R, Hellweg, S, Capello, C, Primas, A, 2005. Estabilishing Life Cycle Inventories of chemicals based on differing data availability. Int. J. LCA.10, 59-67.

Lang, Y, Rao, AR, Ashuttosh, T, 2011. A Review on Hydrogen Production: Methods, Materials and Nanotechnology. J. Nanosci. Nanotechnol. 11, 3719-3739.

ISO 2006a. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Standardization Organization, European Standard EN ISO 14'040, Geneva.

ISO 2006b. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Standardisation Organisation, European Standard EN ISO 14'044, Geneva.

Karakoussis, V, Brandon, NP, Leach, M, van der Vorst, R, 2001. The Environmental Impact of Manufacturing Planar and Tubular Solid Oxide Fuel Cells. J. Power. Sources. 101, 10-26.

Simons, A, Bauer, C, 2011. Life cycle assessment of hydrogen production. In: Wokaun A, Wilhelm E (eds) Transition to Hydrogen. Pathways towards clean transportation. Cambrindge University Press, Cambridge (UK).

Strazza, C, Del Borghi, A, Costamagna, P, Traverso, A, Santin, M, 2010. Comparative LCA of methanol-fuelled SOFCs as auxiliary power systems on-board ships. Appl. Energ. 87, 1670-1678.

US DoE (2015) Hydrogen Production. Office of Energy Efficiency & Renewable Energy of the US Department of Energy. Online documentation, accessed December 16, 2015, at http://energy.gov/eere/fuelcells/hydrogen-production.

Zhang, Y, Hu, G, Brown, RC, 2013. Life cycle assessment of the production of hydrogen and transportation fuels from corn stover via fast pyrolysis. Environ. Res. Lett. 8, 1-13.

Zhu, J, Zäch, M, 2009. Nanostructured materials for photocatalytic hydrogen production. Curr. Opin. Colloid. Interface. Sci. 14, 260-269.

Valutazione degli impatti climatici di sistemi bioenergetici con metriche alternative

A. Agostini[1], J. Giuntoli[2,*], S. Caserini[3], E. Lugato[4] and L. Marelli[2]

[1] ENEA, Via Anguillarese 301, Roma, Italia
[2]European Commission, JRC, IET, Sustainable Transport Unit, Westerduinweg 3, 1755LE Petten, The Netherlands.
[3]Politecnico di Milano, D.I.C.A. Sez. Ambientale, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano, Italy
[4]European Commission, JRC, IES, Land Resource Management Unit, Via Enrico Fermi 2749, 21027 Ispra VA, Italy

Email: alessandro.agostini@enea.it

Abstract

Abbiamo valutato, utilizzando un approccio di Atributional Life Cycle Assessment (A-LCA), il potenziale di mitigazione dei cambiamenti climatici di tre centrali bioenergetiche alimentate a biomasse residuali: residui da operazioni forestali, paglia di cereali e liquame bovino. La nostra metodologia comprende: i) filiera produttiva e flussi biogenici di carbonio; ii) trattamento esplicito nel tempo delle emissioni; iii) metriche istantanee ed integrate. La produzione di bioenergia da paglie di cereali e liquame bovino può fornire una notevole attenuazione del riscaldamento globale nel 2100 rispetto all'attuale mix elettrico europeo in tutte le condizioni considerate. Il potenziale di mitigazione dei residui forestali dipende dal tasso di decadimento considerato. Con bassi tassi di decadimento (climi freddi) e grandi dimensioni dei residui non si ottiene una mitigazione del cambiamento climatico al 2100.

1. Introduzione

La crescente domanda di bioenergia deve essere riconciliata con la sostenibilità ambientale, economica e sociale. In particolare, la valutazione del potenziale di mitigazione del cambiamento climatico delle bioenergie risulta essere un compito complesso (Agostini *et al.*, 2013). I sistemi bioenergetici possono influenzare direttamente o indirettamente il clima locale e globale attraverso una complessa interazione di perturbazioni (IPCC, 2014), tra cui: CO_2 ed altri forzanti radiativi a lunga (LLGHG: Long Lived Green House Gases) e breve (SLGHG: Short Lived Green House Gases) persistenza in atmosfera prodotti dalla combustione della biomassa e l'alterazione delle proprietà biofisiche della superficie terrestre (albedo). Indirettamente, la bionergia influenza il clima anche attraverso meccanismi di mercato che portano alla possibile sostituzione dei combustibili fossili, ma anche alla competizione per la produzione di alimenti e prodotti in legno.

Life Cycle Assessment (LCA) è emerso come il principale strumento utilizzato per informare i responsabili politici sui potenziali rischi e impatti ambientali di impianti bioenergetici. L'LCA è pero' spesso applicata con un approccio statico in cui le emissioni e i sequestri anche se in tempi diversi sono o appiattite, come

se tutte avvenissero al tempo zero, o annualizzate in un periodo arbitrario. Questo crea, al meglio, ambiguità nell'interpretazione dei risultati e, nel peggiore dei casi, puo' portare a travisare il reale impatto di una tecnologia sul clima (Agostini *et al.*, 2013).

La scelta del potenziale di riscaldamento globale (Global Warming Potential) come metrica operativa nell'ambito del protocollo di Kyoto dell'UNFCCC ha cementato il suo ruolo di metrica di riferimento per la categoria di impatto dei cambiamenti climatici negli studi LCA. Ciò nonostante, la metrica GWP non è esente da critiche per il suo significato fisico poco chiaro e per le possibili interpretazioni errate degli impatti di SLGHG (Giuntoli *et al*, 2016).

Nel caso di profili di emissione transitori, come quelle associate alla decomposizione della biomassa sul suolo della foresta, o in terreni agricoli, l'utilizzo di metriche cumulative normalizzate, quali sono i fattori GWP, è problematico. Soprattutto l'annualizzazione delle emissioni puo' creare situazioni in cui alcuni filiere risultano sostenibili o meno semplicemente in base al periodo di annualizzazione scelto.

Gli impatti dei cambiamenti climatici possono dipendere sia dall'aumento di temperatura rispetto all'era pre-industriale, ma anche dal tasso di tale aumento e dal suo effetto cumulativo. L'uso di una metrica esplicita nel tempo, misurata in base alla variazione della temperatura della superficie terrestre (AGTP: Absolute Global Temperature Potential), sia istantanea che cumulativa è in grado di fornire informazioni preziose per la valutazione di tutte le sopracitate categorie di impatti climatici (Cherubini *et al.*, 2013).

Lo scopo di questo lavoro è quello di applicare queste metriche alternative alla valutazione degli impatti climatici della produzione di energia elettrica da tre sistemi di bioenergia: 1) una centrale elettrica alimentata a pellets prodotti da residui di gestione forestale; 2) una centrale elettrica alimentata con balle di paglia di cereali; 3) impianto di digestione anaerobica alimentato da liquami di bovini. Riteniamo che la nostra analisi possa fornire informazioni aggiuntive sui potenziali rischi climatici associati ai sistemi modellati rispetto alle tante LCA prsenti in letteratura che hanno un approccio statico, che utilizzano la sola metrica GWP, e che spesso non includono i flussi di carbonio biogenico.

2. Materiali e metodo

2.1. Definizione di obiettivo e scopo.

L'obbiettivo di questo studio è la valutazione degli impatti sul clima di tre divesri sitemi di produzione di bioenergia con metriche innovative. La nostra LCA segue un principio di modellazione attributivo ed è di tipo comparativo. Il fine è migliorare la comprensione degli effetti climatici della produzione di elettricita' da biomasse attraverso l'inclusione del trattamento esplicito di tutti i flussi di carbonio biogenico e l'utilizzo di metriche istantanee e assolute per la valutazione degli impatti climatici. I tre sistemi analizzati rappresentano tre diverse scale di produzione (vedi Fig. 1): a) centrale elettrica di grandi dimensioni con una potenza lorda di 80 MW alimentata con pellet di legno da

residui forestali (FREL); b) impianto di potenza media, 15 MW, alimentato con balle di paglia di cereali (STEL); c) motore a combustione interna di piccola scala, 300 kW, alimentato con biogas prodotto dalla digestione anaerobica di liquami bovini, impiegando un serbatoio aperto o a tenuta di gas per lo stoccaggio del digestato (Biogas OD / CD).

La funzione dei sistemi è la produzione di energia elettrica mentre l'unità funzionale considerata è 1 MJ di energia elettrica all'anno in uscita dalla centrale, incluso il consumo interno, ma senza perdite di trasmissione e distribuzione. L'impatto sul cambiamento climatico è l'unica categoria di impatto analizzata e le metriche utilizzate, alternative a quelle raccomandate dall'ILCD, sono esplicitate. Non vi è allocazione in quanto il sistema e' monofunzionale. Il confine del sistema va dalla culla al cancello, per cui l'utilizzo dell'energia elettrica e' escluso dall'analisi. L'ambito geografico comprende i paesi dell'UE-27. Le infrastrutture non sono incluse. Il software utilizzato è stato Gabi 6.3.

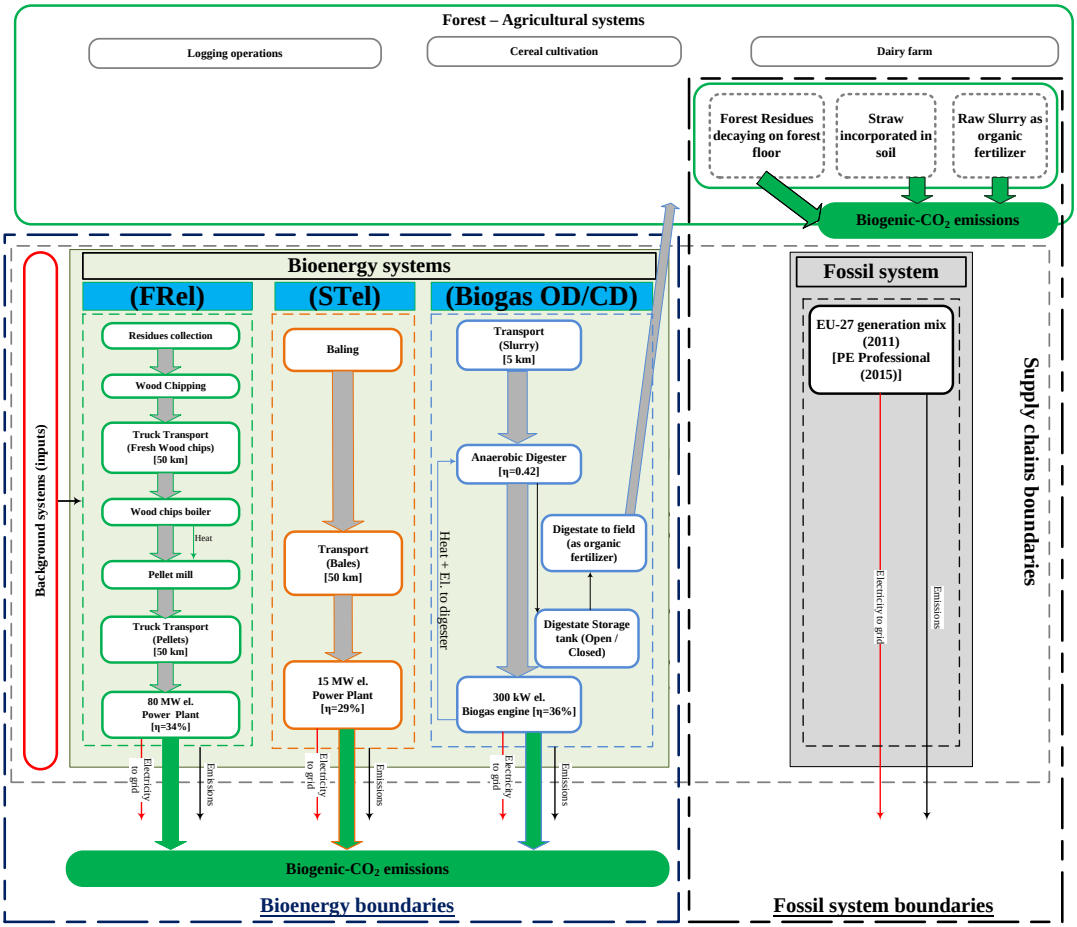


Fig.1: Confini del sistema per tutti i sistemi considerati; a sinistra sono rappresentati i sistemi di bioenergie e sulla destra il sistema alternativo di mix energetico. Entrambi i sistemi, bioenergia e alternativo, includono la filiera di produzione di energia, così come i flussi biogenici di CO_2

2.2. Life Cycle Inventory (LCI)

Tutte le serie di dati relative alla raccolta ed elaborazione dei residui sono quelli presentati in (JRC 2015). I dati in (JRC 2015) sono rappresentativi dell'UE 27 e sono utilizzati in ambito legislativo Europeo per la verifica della sostenibilita' delle filiere bioenergetiche. I dati JRC hanno subito un lungo processo di verifica dalle istituzioni Europee e stakeholders. Al fine di valutare, abbiamo modificato alcune ipotesi rispetto al rapporto del JRC, per quanto riguarda le emissioni di uso finale, e datasets per i background data al fine di rendere consistenti i dati utilizzati (per esempio l'energia elettrica consumata ha le stesse emissioni di quella del sistema di riferimento) e di avere un dataset completo di emissioni (nel rapporto JRC vi e' solo CO_2, CH_4 e N_2O). L'inventario del ciclo di vita e delle modifiche effettuate è dettagliato in (Giuntoli *et al*., 2016).

Il sistema alternativo, utilizzato per fornire una chiave di lettura per i risutati ottenuti, è il mix UE-27 di produzione di energia elettrica. Questo processo è tratto dalla banca dati Gabi e considera le emissioni provenienti da tutto il mix energetico, fonti rinnovabili incluse, calcolato per l'anno 2011.

È essenziale considerare l'uso delle biomasse anche nel sistema alternativo (Fig. 1). Noi abbiamo considerato che i materiali studiati siano residuali nel contesto delle attuali attività industriali esistenti. Assumiamo che i residui forestali e la paglia, quando non utilizzate per bioenergia, siano lasciate sul suolo a decomporre secondo processi aerobici. Il liquame bovino è usato come concime organico senza digestione. Poiche' consideriamo queste biomasse come residuali, la raccolta del legname, la coltivazione di cereali e l'industria lattiero-casearia non vengono modificate dalla loro rimozione. Di conseguenza, le emissioni delle operazioni a monte sono identiche in entrambi i sistemi, bioenergia o alternativo, e quindi non vengono trattate esplicitamente.

2.3. LCIA: LCA dinamica e metriche climatiche

A fine di ottenere una migliore comprensione degli impatti climatici di fenomeni variabili nel tempo, quali il decadimento di residui, abbiamo definito i profili delle emissioni per tutti i processi dinamici coinvolti nello studio. Abbiamo quindi considerato l'inventario della supply-chain essere costante ogni anno in cui l'unità funzionale è prodotta; mentre l'inventario della CO_2 biogenica è stato legato alla decomposizione aerobica dei residui (Giuntoli *et al*., 2016).

Abbiamo poi utilizzato la formulazione istantanea e integrata nel tempo della metrica per il cambiamento della temperatura superficiale terrestre (AGTP) per calcolare la risposta della temperatura superficiale terrestre (STR: Surface Temperature Response) alla produzione di 1 MJ di elettricita' con i sistemi analizzati fino all'anno 2100. I risultati sono quindi presentati come STR istantanea (STR(i)) e cumulativa STR(c)). Una descrizione del modello, equazioni e parametri utilizzati, basato sul lavoro di (IPCC, 2013; Aamas *et al.,* 2013 e Cherubini *et al.*, 2013), si può trovare in (Giuntoli *et al.,* 2015].

Abbiamo preso in considerazione due casi rappresentativi di possibili sviluppi del ruolo della bioenergia nel sistema energetico futuro:

- Caso 1) una produzione continua di 1 MJ di energia elettrica ogni anno. Questo caso rappresenta un cambiamento sistemico in cui la bioenergia diventa permanentemente parte del mix di produzione di energia elettrica (la bioenergia viene prodotta fino al 2100);
- Caso 2) una produzione di 1 MJ di energia elettrica per 20 anni, considerato il ciclo di vita delle centrali, dopo il quale la biomassa ritorna al suo uso di riferimento, ovvero la decomposizione naturale. Questo caso considera la bioenergia come soluzione transitoria verso un mix di potenza basato su altre fonti di energia (la bioenergia viene prodotta fino al 2036).

3. Risultati

La Figura 2 illustra il potenziale di mitigazione del cambiamento climatico rispetto al sistema di riferimento per i quattro sistemi bioenergetici analizzati. Il potenziale di mitigazione è definito come il risultato netto della risposta della temperatura terrestre (STR) al il sistema bioenergetico sottratto del STR causato dal sistema alternativo; valori negativi indicano potenziale di mitigazione dei cambiamenti climatici per la bioenergia; valori positivi indicano un peggioramento del clima. Al 2100, tutti i sistemi bioenergetici garantiscono un'attenuazione della STR (i) rispetto al mix elettrico attuale.

Il sistema FRel inizia a mitigare il cambiamento climatico dopo 47 anni, nel caso 1, e 30 anni nel caso 2. Ciò è causato dallo squilibrio temporale tra le emissioni di carbonio causate dal decadimento naturale dei residui in foresta e le emissioni di carbonio causate dall'ossidazione istantanea durante la combustione del legno per la produzione di energia elettrica.

Dopo ca. 40 anni il tasso di emissioni di CO_2 nel sistema di bioenergia diventa uguale al tasso nel sistema di riferimento e le emissioni di filiera diventano sempre più rilevanti. In pratica il carbonio contenuto nei residui sarebbe finito ugualmente in atmosfera per decadimento, mentre le emissioni di filiera, da fonte fossile, rimangono in atmosfera.

E’ il concetto di ‘carbon debt’ descritto in (Agostini *et al*. 2013), inizialmente il sistema bioenergetico ha emissioni maggiori di quello fossile, ma nel tempo queste emissioni aggiuntive vengono ripagate e si possono ridurre le emissioni di GHG.

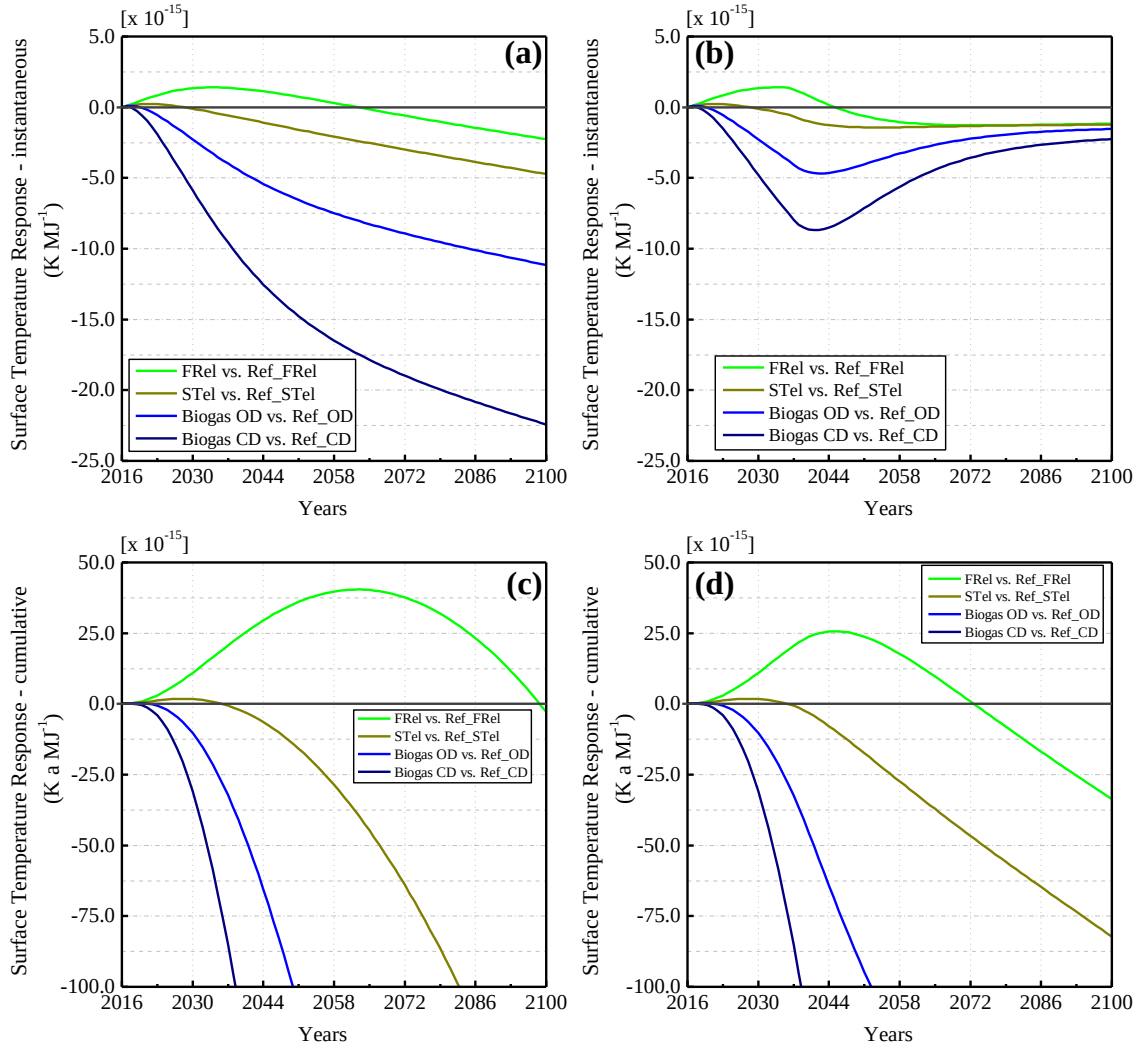


Fig. 2: Potenziale di mitigazione del cambiamento climatico per tutti i sistemi di bioenergia studiati. (a) STR (i) per sistemi con profili di emissione relativi alla produzione di 1 MJ di elettricità all'anno (caso 1); (b) STR (i) per i sistemi operanti per 20 anni (caso 2); (c) STR (c) per sistemi con profili di emissione relativi alla produzione di 1 MJ di elettricità all'anno (caso 1); (d) STR (c) per i sistemi operanti per 20 anni (caso 2)

La Figura 3a-b mostra che la STR (i) delle emissioni nette di CO_2 biogeniche, definite come CO_2 prodotta dalla combustione sottratta della CO_2 prodotta dal decadimento naturale, dominano per i primi 130 anni per STR (i) delle filiere bioenergetiche. Solo dopo questo lasso di tempo, le emissioni dalla filiera causano il principale impatto climatico. I risultati sono diversi per il caso 2: dopo 50 anni, solo la CO_2 fossile dalle operazioni in filiera rimane nell'atmosfera e il potenziale di mitigazione del sistema di bioenergia può essere calcolato escludendo le emissioni biogeniche di CO_2. Quando si considerano i risultati integrati nel tempo (Fig. 3c-d), il sistema FRel garantisce a malapena un potenziale di mitigazione entro il 2100.

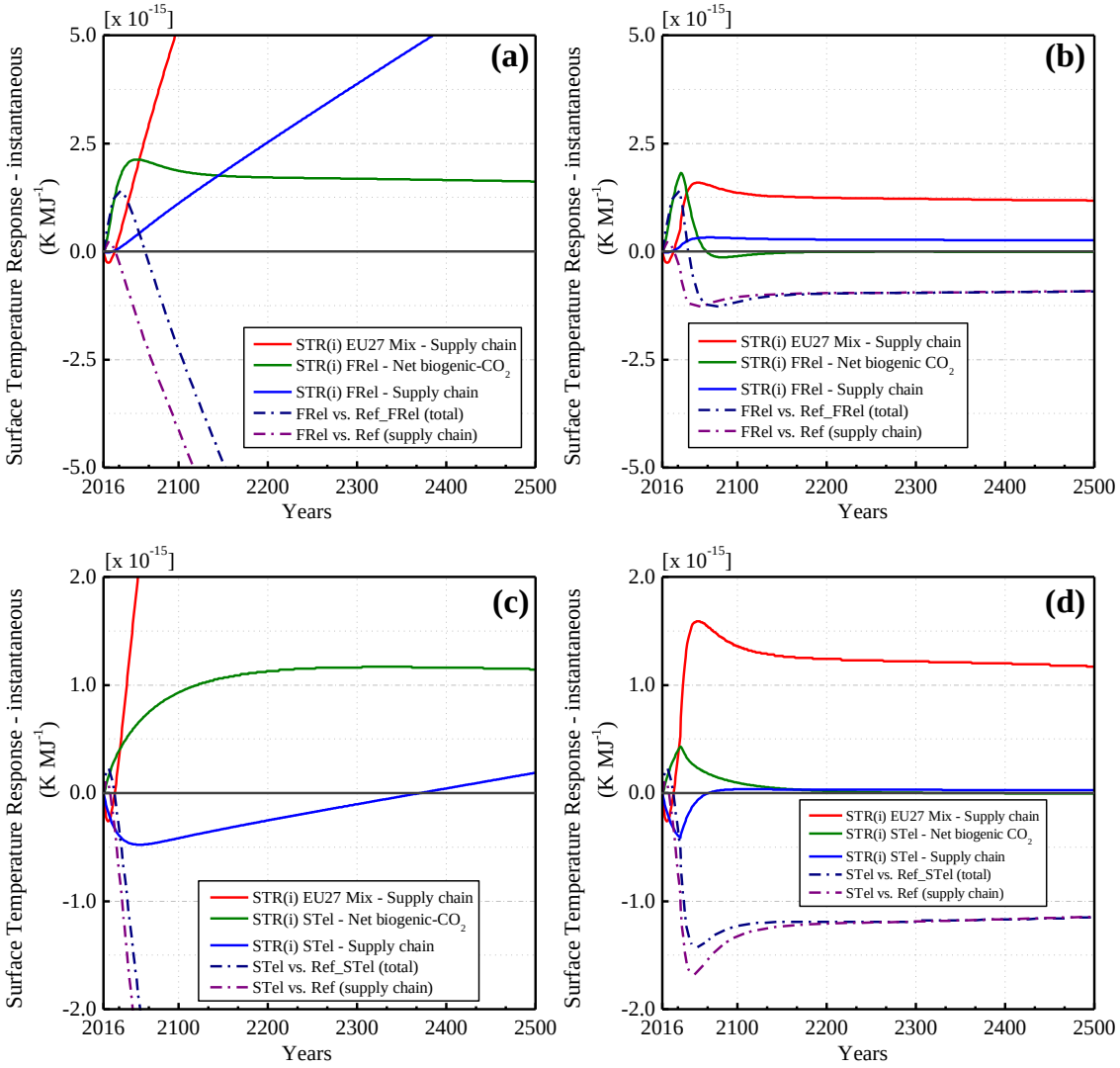


Fig. 3: Contributo delle emissioni di filiera e delle emissioni di CO_2 biogenica alla STR(i) per un profilo di emissione sostenuta per i sistemi FRel e STel. (a) STR (i) per il sistema FRel con profili di emissione relativi alla produzione continua di 1 MJ di elettricità all'anno (caso 1); (b) STR (i) per il sistema FRel operante per 20 anni (caso 2). (c) STR (i) per il sistema STel con profili di emissione relativi alla produzione continua di 1 MJ di elettricità all'anno (caso 1); (d) STR (i) per il sistema STel operante per 20 anni (caso 2)

Il sistema di STel mostra un ritardo temporale di 13 anni prima di fornire una mitigazione del cambiamento climatico. Tuttavia, l'ampiezza della variazione peggiorativa iniziale del clima è di solo il 16% di quello causato dal sistema FRel. Tale peggioramento si propaga nei risultati STR (c) dove la mitigazione viene raggiunta solo dopo 20 anni. È interessante notare che le emissioni di filiera in realtà hanno un impatto complessivo di raffreddamento per più di 350 anni (Fig. 3c-d) dovuto alle emissioni di SLGHG, soprattutto NOx e SOx, che dominano sull'impatto riscaldante dei WMGHG (Giuntoli *et al*., 2016).

Gli impianti di biogas hanno un potere di riduzione dei cambiamenti climatici, al 2100, dieci volte maggiore rispetto al sistema basato su pellets da residui forestali. Ciò è dovuto al fatto che la gestione di liquame senza impianto a biogas, lo stoccaggio in vasconi aperti che continuano ad emettere GHG, genera un STR (i) molto maggiore rispetto alla digestione anaerobica.

4. Discussioni e conclusioni

I nostri risultati confermano che anche quando le emissioni biogeniche di CO_2 vengano correttamente contabilizzate, tutti i sistemi bioenergetici da noi analizzati forniscono un'attenuazione del riscaldamento all'anno 2100 rispetto al mix di produzione di energia elettrica medio europeo attuale. L'entità di tale attenuazione varia da sistema a sistema: i sistemi a biogas da liquame hanno il potenziale più alto di mitigazione del riscaldamento globale, soprattutto grazie alle emissioni da stoccaggio del liquame evitate. Anche gli impianti a base di paglia possono garantire una significativa mitigazione rispetto al mix di potenza corrente. Gli impianti centralizzati di grandi dimensioni basati su residui forestali invece forniscono solo una minima mitigazione al 2100.

Abbiamo dimostrato che le analsi basate solo sulle emissioni di filiera e solo su WMGHG non sono complete. Per esempio, escludendo le emissioni di carbonio biogeniche per sistemi basati su residui forestali potrebbe portare a sovrastimare il potenziale di mitigazione del sistema del 45% nel 2100. D'altro canto, escludendo i NTCF si sottovaluta il potenziale di mitigazione globale del 27%. Contabilizzare solo le emissioni di filiera è opportuno solo quando si vuole stimare l'impatto a lungo termine di un sistema in cui la bioenergia è prodotta solo temporaneamente e allo stock di carbonio è consentito tornare al livello originale (caso 2 nella nostra analisi). "a lungo termine" in questo caso può essere fino a due secoli, per residui a lento decadimento.

La nostra analisi mette in evidenza che cautela è necessaria nella promozione dell'uso di residui forestali con tassi di decadimento al di sotto del 5,2% annuo (cioè ceppi e rami di grande diametro in climi temperati e boreali), in quanto la mitigazione del riscaldamento globale probabilmente non viene raggiunta prima del 2100. Gli impianti a paglia hanno un potenziale mitigazione dei cambiamenti climatici nel 2100, anche quando le potenziali perdite di produttività del terreno sono considerati (Giuntoli *et al*., 2016). In ogni caso si deve tenere conto che le emissioni di CO_2 biogeniche dovute a perdita di carbonio organico nel suolo SOC sono proporzionali alla quantità di paglia rimossa.

Diverse metriche forniscono diversi tipi di informazioni. Spesso gli studi in letteratura utilizzano metriche cumulative, come il GWP. Tuttavia, una metrica istantanea come AGTP può meglio rappresentare gli effetti dei cambiamenti climatici in relazione all'aumento delle temperature superficiali, come le ondate di calore e gli eventi meteorologici estremi. I risultati STR(i) sono anche più adatti alla valutazione del contributo delle tecnologie verso gli obiettivi concordati a livello internazionale. La formulazione esplicita nel tempo fornisce anche informazioni sul tasso di riscaldamento associati alle tecnologie studiate. I nostri risultati mostrano che un alto tasso di penetrazione di impianti di

bioenergia può causare un più alto tasso di riscaldamento prima che effettivamente una mitigazione venga raggiunta. Siccome l'innalzamento del livello del mare è stato relazionato all'energia totale accumulata nel pianeta, una metrica cumulativa è più appropriata per catturare i potenziali rischi legati a questo impatto. D'altro canto la perdita di biodiversita' e' invece correlata al tasso di cambiamento climatico, quindi una trattazione istantanea ed esplicita nel tempo della STR e' raccomandabile al fine di valutare gli impatti sulla biodiversita'..

La determinazione dei limiti di questo studio è essenziale all'interpretazione corretta dei risultati. In primo luogo, essendo una analisi attribuzionale anziche consequenziale, gli effetti mediati dal mercato non sono considerati. Inoltre, in questo studio ci concentriamo solo sui cambiamenti climatici, tuttavia, altri rischi potenziali per l'inquinamento atmosferico locale e gli impatti sulla biodiversità, associata a queste tecnologie non devono essere sottovalutati. In terzo luogo, l'impiego di bioenergia, specialmente se mobilizzata localmente, può avere conseguenze strategiche positive sulla sicurezza dell'approvvigionamento energetico e lo sviluppo rurale ed altri aspetti sociali che non sono inclusi in questo studio.

5. Bibliografia

Aamaas B, Peters GP, Fuglestvedt JS. 2013. Simple emission metrics for climate impacts. Earth System Dynamics. 4(1):145-70.

Agostini A, Giuntoli J, A.K. 2013. Boulamanti,Carbon Accounting of Forest Bioenergy. Conclusions and Recommendations from a Critical Literature Review, Joint Research Centre – Institute for Energy and Transport, Luxembourg EUR 25354

Cherubini F, Bright RM, Strømman AH. 2013. Global climate impacts of forest bioenergy: What, when and how to measure? Environmental Research Letters. 8(1).

Giuntoli J, Caserini S, Marelli L, Baxter D, Agostini A. 2015. Domestic heating from forest logging residues: environmental risks and benefits. Journal of Cleaner Production. 99, 206-216.

Giuntoli, A. Agostini, S. Caserini, E. Lugato, D. Baxter, L. Marelli, 2016. Climate change impacts of power generation from residual biomass, Biomass and Bioenergy, Available online 17 March 2016, ISSN 0961-9534, http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.02.024

IPCC 2014: Climate Change: Mitigation of Climate Change, Contribution of Working Group III to the 5th AR of the IPCC.

IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the 5th AR of the IPCC.

JRC, 2015: Giuntoli J, Agostini A, Edwards R, Marelli L. Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions. Calculated according to COM(2010) 11 and SWD(2014) 259. Version 1a. JRC Science and Policy Report. Ispra, Italy: European Commission, Joint Research Centre. p. 248.

Agro-alimentare



Valutazione di strumenti di LCA semplificata per l'industria agroalimentare

Ioannis Arzoumanidis[1], Roberta Salomone[2], Luigia Petti[1], Andrea Raggi[1]

[1]Dipartimento di Economia, Università "G. d'Annunzio", Pescara
[2]Dipartimento di Economia, Università di Messina, Messina

Email: **a.raggi@unich.it**

Abstract

Accanto ad una sempre maggiore diffusione del Life Cycle Thinking per il miglioramento ambientale delle filiere agroalimentari, vi è l'esigenza di strumenti semplificati di Life Cycle Assessment (LCA), specialmente per le Piccole e Medie Imprese, che spesso non hanno le risorse per l'esecuzione di una LCA completa. A tal fine, sono stati proposti, negli anni, vari approcci e strumenti semplificati. In questo articolo si esaminano due diversi strumenti semplificati di LCA per valutarne l'applicabilità al settore agro-alimentare. I due strumenti sono stati applicati in quattro diversi sistemi-prodotto: caffè, succo di limone, olio d'oliva e vino. I risultati ottenuti, come prevedibile, non sono concordanti tra di loro, per varie ragioni, tra cui l'uso di diversi modelli, banche-dati e categorie d'impatto. Inoltre, la mancanza di processi agricoli all'interno delle banche-dati costituisce un limite significativo all'applicabilità di tali strumenti in questo settore.

1. Introduzione

Come è ampiamente riconosciuto, le filiere agroalimentari contribuiscono sensibilmente a vari impatti ambientali (Delgado, 2003; Schau e Fet, 2008, Kearney, 2010, Arzoumanidis et al., 2013a) ed anche in questo contesto è sempre più diffuso l'approccio Life Cycle Thinking (LCT) per l'identificazione delle opportunità di miglioramento delle prestazioni ambientali (Notarnicola et al., 2012). Tra gli strumenti di LCT, quelli che hanno per obiettivo la semplificazione della Life Cycle Assessment (LCA) costituiscono un'importante opportunità, specialmente per le Piccole e Medie Imprese (PMI) che, generalmente, non hanno né le conoscenze né le risorse richieste per l'esecuzione di una LCA completa. Negli anni, sono stati proposti vari approcci e strumenti semplificati, alcuni dei quali specifici per il settore agroalimentare (Arzoumanidis et al., 2013b).

Questo lavoro intende testare l'applicabilità al settore agroalimentare di due diversi strumenti di LCA semplificata, mediante la loro applicazione a quattro diversi sistemi-prodotto (caffè, succo di limone, olio d'oliva e vino) e analisi dei risultati in parallelo a quelli delle rispettive LCA complete, al fine di valutare la robustezza degli strumenti semplificati.

2. Materiali e metodi

Questo lavoro si basa su precedenti ricerche effettuate dagli Autori nel settore viti-vinicolo, dove diversi approcci semplificati di LCA (Arzoumanidis et al., 2013b) sono stati valutati da utenti esperti e non esperti (Arzoumanidis et al., 2014a; 2014b) e selezionati tramite tecniche decisionali della famiglia della

Multi-Attribute Utility Theory (Martìnez et al., 2009). Successivamente, gli approcci selezionati sono stati implementati in un caso di studio vitivinicolo ed i risultati sono stati analizzati in parallelo a quelli di una LCA completa (Arzoumanidis et al., 2013a; 2014a) individuando i punti di forza e di debolezza degli approcci esaminati.

Al fine di ampliare la precedente ricerca, sono stati qui considerati altri tre prodotti alimentari (caffè, succo di limone e olio d'oliva), testando due strumenti semplificati di LCA (tra quelli classificatisi ai primi posti nella selezione del precedente studio): Bilan Produit (2014) e CCaLC (2016). I risultati ottenuti sono stati esaminati in parallelo a quelli delle rispettive LCA complete.

2.1. Casi studio

Per il caso studio “caffè” (Salomone et al., 2013), l’Unità Funzionale (UF) è 1 kg di caffè tostato e confezionato; i confini del sistema sono *cradle-to-grave*: coltivazione del caffè, trasporto, trasformazione, distribuzione, consumo e smaltimento degli imballaggi.
Per il “succo di limone” era già stata effettuata una LCA completa (Di Bartolo, 2015). L’UF è 1 confezione di 6 bottiglie da 1 litro di succo di limone biologico e i confini del sistema sono *cradle-to-market:* fase agricola, trasformazione, imbottigliamento, confezionamento e distribuzione.
Relativamente all'olio d'oliva, i risultati di una LCA completa sono già stati pubblicati in Salomone e Ioppolo (2012). Qui si fa riferimento, per la sua attinenza alla realtà italiana, al solo scenario identificato in Salomone e Ioppolo (2012) come "6C": coltivazione biologica, estrazione dell’olio con centrifugazione continua con sistema modificato e compostaggio di sansa umida e acque di vegetazione. L’UF è definita come 1.000 kg di olive.
Infine, il caso studio sul vino (ripreso da Arzoumanidis et al., 2014a) si riferisce ad una UF di 0,75 L di vino rosso biologico "Montepulciano d'Abruzzo", compreso l’imballaggio primario, secondario e terziario. I confini del sistema includono: fase agricola, vinificazione, confezionamento e distribuzione.

2.2. Strumenti

La semplificazione dello strumento BilanProduit è a livello di *Life Cycle Inventory* (Bewa et al., 2009), nello specifico per quanto riguarda la rappresentatività dei processi nella banca dati incorporata. Lo strumento si presenta come file Excel (BilanProduit, 2014), disponibile solo in francese. I fogli Excel comprendono le fasi di produzione, trasporto, utilizzo, fine vita; a sua volta la fase di produzione può essere ulteriormente dettagliata in sottofasi. Lo strumento include anche un foglio per l’inserimento delle informazioni su obiettivo e campo di applicazione. Lo strumento utilizza un metodo di LCIA proprio, non meglio specificato. La normalizzazione è riferita ad un Europeo medio-giorno (UE 15 - 2003) (BilanProduit, 2014).

Per lo strumento CCaLC, invece, la semplificazione è a livello di *Life Cycle Impact Assessment (*LCIA). Rispetto al lavoro precedente (Arzoumanidis et al., 2014a), è disponibile una nuova versione dello strumento (CCaLC2), qui utilizzata. Lo strumento si concentra su una sola categoria di impatto ambientale

(cambiamenti climatici), ma fornisce informazioni anche su altre categorie (Azapagic, 2013), sebbene parziali, in quanto non sempre sono disponibili i relativi flussi elementari. Tuttavia, lo strumento non consente alcun confronto tra categorie di impatto (normalizzazione). L'utente può inserire i dati nel software selezionando i blocchi del diagramma di flusso che compare nella pagina principale: materie prime, produzione (suddivisa in dieci sottofasi eventualmente inseribili), immagazzinamento, utilizzo e gestione dei rifiuti. Tutte i blocchi sono collegati tra di loro da trasporti. La definizione degli obiettivi e del campo di applicazione può essere inserita tramite una sezione specifica. Nello strumento è incorporato un database specifico di CCaLC ed una selezione di EcoInvent. Nel caso di processi presenti in entrambe le banche dati, si è data priorità a CCaLC con l'obiettivo di valutarne la robustezza.

Occorre precisare che in questo studio non si utilizzano, per la LCA completa, gli stessi metodi di LCIA degli strumenti semplificati, in quanto questi ultimi presentano metodi propri non specificati.

3. Risultati

3.1. Caffè

Per la LCA completa del sistema "caffè" è stato utilizzato il software SimaPro 7.2.4 (Pré, 2016), metodo europeo ReCiPe endpoint (H) (Goedkoop et al., 2009). La caratterizzazione ha evidenziato la fase agricola come quella più impattante nella maggior parte delle categorie di impatto considerate. Seguono le fasi di consumo e di distribuzione. Per quanto riguarda i risultati della normalizzazione (riferita ad un Europeo medio), l'impatto più rilevante sembra riguardare l'esaurimento di risorse fossili, seguito dai cambiamenti climatici.

I risultati delle LCA semplificate sono sintetizzabili come segue:

- ***BilanProduit*** - per la fase agricola, lo strumento è privo di dati relativi a fertilizzanti, antiparassitari e uso del suolo. Inoltre, non possono essere inserite le emissioni per le fasi di coltivazione e di imballaggio per mancanza dei dati. Per quanto riguarda i trasporti, lo strumento consente di inserire separatamente: i trasporti tra i vari impianti, il trasporto dei materiali da imballaggio e la distribuzione. La fase di consumo sembra essere la più impattante (a causa del consumo di elettricità) per la maggior parte delle categorie di impatto considerate. Nella normalizzazione, la categoria più colpita è l'ecotossicità acquatica, seguita dal consumo di risorse e di energia;
- ***CCaLC*** - il database incorporato, integrato con una parte di Ecoinvent 2 e 3, è risultato soddisfacente per questo studio, sebbene carente di dati su alcune emissioni e uso del suolo (per es. non include alcun dato per il Brasile, paese in cui ha luogo la fase agricola). Lo strumento fornisce risultati grafici principalmente per la *carbon footprint*. Per quanto riguarda i cambiamenti climatici, la fase agricola sembra essere la più impattante (principalmente per l'uso di fertilizzanti), mentre il consumo è la fase più impattante per acidificazione, eutrofizzazione, impoverimento dell'ozono stratosferico e smog fotochimico.

3.2. Succo di limone

Per quanto riguarda la LCA completa del sistema “succo di limone” (Di Bartolo, 2015), è stato utilizzato il software SimaPro con il metodo di LCIA CML 2001. I risultati mostrano come fase più impattante la di distribuzione, seguita dall’imbottigliamento e dalla lavorazione (Di Bartolo, 2015). La normalizzazione (riferita a World 1990) ha evidenziato l'ecotossicità marina come categoria ambientale più impattata (principalmente a causa del consumo di carburante durante la fase di distribuzione), seguita dall’ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce, dall’impoverimento abiotico e dal riscaldamento globale.

I risultati delle LCA semplificate sono sintetizzabili come segue:

- ***BilanProduit -*** poiché le fasi di consumo e di gestione dei rifiuti non sono state incluse nella raccolta dati, sono stati compilati sul file Excel solo i fogli "produzione" e "trasporti". La banca dati dello strumento è risultata carente di processi connessi ai fertilizzanti organici (letame). Per questo studio, la fase di produzione (così come definita dallo strumento) è risultata la più impattante per tutte le categorie di impatto. Al suo interno, l'uso del vetro per l'imballaggio primario (fase di imbottigliamento) risulta essere il processo che incide maggiormente, seguito dal consumo elettrico durante la lavorazione. Per quanto riguarda la normalizzazione, il consumo di risorse risulta essere l’impatto ambientale più significativo, seguito dall’ecotossicità acquatica;
- ***CCaLC*** - si è evidenziato come lo strumento abbia un buon database incorporato. I risultati relativi ai cambiamenti climatici mostrano che l'uso di materie prime è il più impattante; in particolare, l'uso di vetro (per la fase di imbottigliamento) ha l'impatto più significativo. La seconda fase per impatto è il trasporto.

3.3. Olio d’oliva

Per quanto riguarda la LCA completa del sistema “olio di oliva” (Salomone e Ioppolo, 2012), è stato utilizzato il metodo di LCIA “CML 2 baseline 2000”. Dai risultati della fase di caratterizzazione emerge che la fase agricola è responsabile della maggior parte degli impatti sull'ambiente, legati principalmente alla concimazione, all'uso di lubrificante e di gasolio (per le attività meccanizzate) e di suolo. La categoria ambientale più colpita è l’impoverimento dell’ozono stratosferico, seguito dall’ecotossicità per gli ecosistemi marini (Salomone e Ioppolo, 2012). Si deve notare qui che il potenziale di riscaldamento globale ha un valore negativo, che corrisponde ad un credito ambientale, grazie alla produzione evitata di fertilizzanti, sostituiti dal compost come sottoprodotto (Salomone e Ioppolo, 2012).

I risultati delle LCA semplificate sono sintetizzabili come segue:

- ***BilanProduit -*** nella banca dati mancano dei dati sul compost e sulla paglia. Inoltre, come nel caso del caffè, le emissioni non possono essere inserite per mancanza dei dati. Visto che i confini del sistema non includono le fasi di trasporto e fine vita, è stato compilato solo il foglio della "produzione". Dalla normalizzazione è emerso che la categoria ambientale più colpita è il consumo di risorse, seguita dall’ecotossicità acquatica e dal

consumo di energia. Si può dedurre che i processi che sembrano essere più impattanti sono il consumo di energia elettrica in tutte le fasi, nonché il consumo di gasolio durante la fase di compostaggio. Per esempio, per quanto riguarda i cambiamenti climatici, il consumo di energia elettrica durante la fase agricola è al primo posto, seguito dal consumo di gasolio nella fase di compostaggio;

- ***CCaLC*** - è prevista un'opzione per gestire la multifunzionalità (sotto-prodotti: nocciolino, usato come combustibile, e compost dalla sansa) mediante l'espansione del sistema, come nella LCA completa (Salomone e Ioppolo, 2012). Per quanto concerne i cambiamenti climatici, la fase di compostaggio è la più impattante, a causa del consumo di gasolio. L'impronta di carbonio complessiva ha un valore negativo, grazie all'utilizzo dei sottoprodotti come fertilizzanti e combustibili (come nel caso dei risultati della LCA completa). Per quanto riguarda gli altri impatti ambientali, l'utilizzo di materie prime è la fase più impattante.

3.4. Vino rosso

Per quanto riguarda la LCA completa del sistema "vino", i risultati della caratterizzazione (secondo il metodo ReCiPe [H]) mostrano che la fase agricola è quella più impattante per alcune categorie di impatto, quali l'ecotossicità terrestre, l'esaurimento di metalli, l'occupazione dei terreni agricoli, l'eutrofizzazione di acqua dolce, l'ecotossicità per gli ecosistemi di acqua dolce e l'ecotossicità marina. D'altra parte, il confezionamento è responsabile della maggior parte dei carichi ambientali associati a trasformazione del territorio naturale, impoverimento dell'ozono, radiazioni ionizzanti e, in misura minore, cambiamenti climatici. Per quanto riguarda i risultati della normalizzazione (riferita ad un Europeo medio), l'esaurimento dei combustibili fossili ha avuto il punteggio più alto, seguito dall'occupazione dei terreni agricoli e dai cambiamenti climatici. L'uso di vetro verde per le bottiglie di vino è il processo di gran lunga più impattante per quasi tutte le categorie di impatto.

I risultati delle LCA semplificate sono sintetizzabili come segue:

- ***BilanProduit*** – la banca dati integrata sembra essere priva di voci specifiche sui concimi, mentre presenta voci sufficienti per gli antiparassitari. I risultati mostrano che la fase di produzione (che includeva sia la coltivazione, sia la vinificazione) è la più impattante in tutte le categorie di impatto ambientale. La categoria più colpita è l'ecotossicità acquatica, seguita dal consumo di risorse, in entrambi i casi, soprattutto a causa del trasporto delle materie;
- ***CCaLC*** - tutti i processi sono presenti nella banca dati incorporata. I risultati mostrano, per la categoria dei cambiamenti climatici, che l'imballaggio ha l'impatto più alto, seguito dalle materie prime e dai trasporti. Per quanto riguarda l'acidificazione e l'eutrofizzazione, le fasi del trasporto e delle materie prime hanno l'impatto più alto, mentre la fase di "materie prime" è la più importante per la tossicità umana, l'assottigliamento dell'ozono stratosferico e lo smog fotochimico.

Tabella 1: Sintesi dei risultati

		BilanProduit	CCaLC	LCA completa
Modellizzazione	Caffè	- La fase “Production” include: coltivazione, imballaggio, tostatura caffè	- Coltivazione, tostatura caffè e produzione imballaggio: modellizzate separatamente sotto “Production” - Materie prime: modellizzate come categoria separata	Modellizzazione dettagliata effettuata per fase e per processo
	Succo di limone	- La fase “Production” include: coltivazione, lavorazione, imbottigliamento e imballaggio	- Coltivazione, lavorazione, imbottigliamento e imballaggio: modellizzate separatamente sotto “Production” - Materie prime: modellizzate come categoria separata	
	Olio d’oliva	- La fase “Production” include: coltivazione, molitura, compostaggio	- Coltivazione, molitura e compostaggio: modellizzate separatamente sotto “Production” - Materie prime: modellizzate come categoria separata	
	Vino	- La fase “Production” include: coltivazione, e vinificazione	- Coltivazione e vinificazione: modellizzate separatamente sotto “Production” - Materie prime: modellizzate come categoria separata	
Database incorporati	Caffè	- Carenza di dati relativi a: concimi, calcare, antiparassitari, uso del suolo (agricultura), emissioni	- Carenza di dati relativi alle emissioni - Land use (non ci sono dati per il Brasile) - Alcuni processi non presenti nel database di CCaLC, sono stati recuperati dal database incorporato EcoInvent	Nessuna carenza identificata.
	Succo di limone	- Carenza di dati relativi ai concimi	- Alcuni processi non presenti nel database di CCaLC, sono stati recuperatei dal database incorporato EcoInvent	N/A
	Olio d’oliva	- Carenza di dati relativi a: compost e paglia	- Alcuni processi non presenti nel database di CCaLC, sono stati recuperate dal database incorporato EcoInvent	N/A
	Vino	- Carenza di dati relativi a: concimi, antiparassitari specifici, lieviti ed attivatori (vinificazione)	- Alcuni processi non presenti nel database di CCaLC, sono stati recuperate dal database incorporato EcoInvent - Carenza di dati relativi a: pesticidi specifici, lieviti ed attivatori (vinificazione)	- Carenza di dati relativi a: antiparassitari specifici, lieviti ed attivatori (vinificazione)
d’impatto ambientale	Caffè	- Ecotossicità acquatica - Consumo di risorse - Consumo di Energia	Non applicabile	- Esaurimento comb. fossili - Cambiamenti climatici
	Succo di limone	- Consumo di risorse		- Ecotossicità marina

		BilanProduit	CCaLC	LCA completa
		- Ecotossicità acquatica	Non applicabile	
	Olio d'oliva	- Consumo di risorse - Ecotossicità acquatica - Consumo di Energia	Non applicable	- Impoverimento dell'ozono - Ecotossicità marina
	Vino	- Ecotossicità acquatica - Consumo di risorse	Non applicabile	- Esaurimento comb. fossili - Occupazione terreni agricoli
Fasi più impattanti	Caffè	- Fase d'uso	Cat. d'impatto: global warming - Fase di produzione	- Fase agricola
	Succo di limone	- Fase di produzione (imballaggio e poi lavorazione)	- Materie prime (di cui: l'uso di vetro - imbottigliamento)	- Fase di distribuzione
	Olio d'oliva	- Fase agricola - Fase di compostaggio	- Fase di compostaggio - Materie prime	- Fase agricola
	Vino	- Fase di produzione (include coltivazione e vinificazione/imballaggio)	- Fase d'imballaggio	- Fase agricola - Fase d'imballaggio

4. Discussione e Conclusioni

La valutazione in parallelo dei due strumenti semplificati ha consentito di evidenziare vari limiti legati alla loro applicazione nell'ambito di questo settore. Nello specifico, per motivi legati struttura degli strumenti stessi, non è stato possibile modellizzare i quattro sistemi-prodotto nello stesso modo (Tab.1); tuttavia, per questi strumenti i modelli appaiono simili, a differenza di quanto messo in luce in precedenti studi per altri strumenti semplificati (Arzoumanidis et al. 2014a).

Riguardo alle banche dati presenti negli strumenti, la mancanza di processi legati al settore agricolo (quali fertilizzanti ed emissioni) può costituire un limite rilevante per l'analisi dei prodotti agroalimentari. Gli strumenti semplificati sembrano essere notevolmente carenti in tal senso.

Per quanto riguarda i risultati, quelli che scaturiscono da una LCA semplificata non sono sempre coerenti con gli esiti di un'analisi completa, sia nell'individuazione delle fasi più impattanti, sia nell'identificazione delle categorie di impatto più significative. Questo perché: *(a)* le fasi non sono sempre modellizzate nello stesso modo (non sempre è possibile includere le stesse fasi del ciclo di vita); *(b)* i vari strumenti (sia semplificati che non) non prendono in considerazione le stesse categorie di impatto ambientale; *(c)* nelle banche dati incorporate nello strumento mancano alcuni flussi e processi; *(d)* mancano alcune connessioni tra flussi elementari e corrispondenti impatti ambientali.

I risultati confermano, quindi, le conclusioni tratte in precedenti pubblicazioni (ad es., Arzoumanidis et al., 2014a), secondo le quali l'uso di differenti modelli (per soddisfare le esigenze di ogni strumento), banche dati e categorie di impatto ambientale può portare a risultati contrastanti. Le stesse caratteristiche del prodotto in esame sono importanti per la scelta dello strumento più idoneo. Si è constatato, infatti, che la mancanza, all'interno delle banche dati incorporate, di processi legati all'agricoltura può essere un limite di fondamentale importanza per i casi studio del settore agroalimentare. Complessivamente, si può comunque affermare che gli strumenti semplificati analizzati non comportano particolari problemi di modelizzazione per queste applicazioni e presentano una facilità di utilizzo che può favorire, nella valutazione di questi prodotti in un'ottica di ciclo di vita, il percorso verso una LCA completa.

Analisi future potrebbero considerare altri strumenti semplificati e/o estendersi ad altri prodotti agroalimentari, nell'ottica di una più ampia valutazione.

5. Bibliografia

Arzoumanidis, I, Petti, L, Raggi, A, Zamagni, A, 2013a. The Implementation of Simplified LCA in Agri-Food SMEs, in: Salomone, R, Clasadonte, MT, Proto, M, Raggi, A (Eds.), Product-Oriented Environmental Management System (POEMS)—Improving Sustainability and Competitiveness in the Agri-Food Chain with Innovative Environmental Management Tools. Dordrecht, Springer.

Arzoumanidis, I, Zamagni, A, Raggi, A, Petti, L, Magazzeni, D, 2013b. A Model of Simplified LCA for Agri-Food SMEs, in: Salomone, R, Clasadonte, MT, Proto, M, Raggi, A (Eds.), Product-Oriented Environmental Management System (POEMS)—Improving Sustainability and

Competitiveness in the Agri-Food Chain with Innovative Environmental Management Tools. Dordrecht, Springer.

Arzoumanidis, I, Raggi, A, Petti, L, 2014a. Considerations when applying simplified LCA approaches in the wine sector. Sustainability. 6(8), 5018-5028.

Arzoumanidis, I, Magazzeni, D, Petti, L, Raggi, A, 2014b. Selezione di uno strumento semplificato di LCA per il settore agroalimentare, in: Tarabella, A (Ed.), 26th Italian Congress on Commodity Science, Pisa, 13-15 Feb.

Azapagic, A, 2013. The University Manchester, Manchester, UK. CCaLC tool project leader. Personal communication, 26 and 29 Jul.

Base Impacts, 2016. BilanProduit, viewed 10 Feb 2016, <http://www.base-impacts.ademe.fr/bilan-produit>.

Bewa, H, Bloch, R, Boniface, L, Rethore, O, Gillmann, M, 2009. Study for a Simplified LCA Methodology Adapted to Bioproducts. Study performed for the ADEME by BIO Intelligence Service; ADEME, Paris.

BilanProduit, 2014. BilanProduit, ADEME, Viewed 8 Feb 2014, <http://www.ademe.fr/internet/bilan_produit/login.asp>.

Carbonostics, 2014. Carbonostics: cost+carbon+nutrition, Bluehorse Associates, Viewed 10 Jul 2014, <http://www.carbonostics.com>.

CCaLC, 2014. Carbon Calculations over the Life Cycle of Industrial Activities, The University of Manchester, Viewed 18 Feb 2016, <http://www.ccalc.org.uk>.

Coltro L, Mourad AL, Oliveira APLV, Baddini JPOA, Kletecke RM, 2006. Environmental profile of Brazilian green coffee. Int J LCA. 11, 16–21.

Delgado CL, 2003. Rising consumption of meat and milk in developing countries has created a new food revolution. J Nutr. 133, 3907S–3910S.

Di Bartolo, S, 2015. Applicazione della metodologia Life Cycle Assessment nel settore agrumario – MSc thesis (in Italian), prof. Salomone R. (supervisor) Univ of Messina, Italy.

Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, M, De Schryver, A, Struijs, J, van Zelm, R, 2009. ReCiPe 2008—A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level, 1st edn, report I: Characterization 6 January 2009. Viewed 17 Feb 2016, <http://www.lcia-recipe.net>.

Kearney J, 2010. Food consumption trends and drivers. Phil Trans R Soc B. 365, 2793–2807.

Martìnez L, Ruan D, Herrera F, Herrera-Viedma E, Wang PP, 2009. Linguistic decision making: Tools and applications. Inform Sciences. 179, 2297–2512.

Notarnicola B, Hayashi K, Curran MA, Huisingh D, 2012. Progress in working towards a more sustainable agri-food industry. J Clean Prod. 28, 1-8.

Pré, 2016. SimaPro – World's Leading LCA Software, viewed 17 Feb 2016, <http://www.pre-sustainability.com/simapro>.

Salomone, R, Ioppolo, G, 2012. Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). J. Clean. Prod. 28, 88-100.

Salomone, R, Ioppolo, G. Saija G. 2013. The Implementation of Product-Oriented Environmental Management Systems in Agri-Food SMEs, in: Salomone, R, Clasadonte, MT, Proto, M, Raggi, A (Eds.), Product-Oriented Environmental Management System (POEMS)—Improving Sustainability and Competitiveness in the Agri-Food Chain with Innovative Environmental Management Tools. Dordrecht, Springer.

Schau E, Fet, A, 2008. LCA studies of food products as background for environmental product declarations. Int J LCA. 13, 255–264.

Carbon Footprint per la valutazione della performance di politiche di acquisti verdi pubblici: un caso di studio nella ristorazione collettiva

Alessandro K. Cerutti[1], Simone Contu[2], Fulvio Ardente[3], Dario Donno[1], Gabriele L. Beccaro[1]

[1]Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari, Università di Torino
[2]Istituto di Ricerche Interdisciplinari per la Sostenibilità (IRIS), Torino
[3]European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra (Varese), Italy

Email: **alessandro.cerutti@unito.it** – **alessandrokim.cerutti@gmail.com**

Abstract

Sempre maggiore attenzione è data alle politiche di Green Public Procurement (GPP) come uno strumento utile per innescare un cambiamento positivo nella società. Tuttavia sono molto rari i casi in cui all'adozione di politiche di GPP è associato una stima quantitativa degli effettivi benefici ambientali attraverso il calcolo di indicatori basati sulla valutazione del ciclo di vita. Questo articolo intende descrivere il calcolo della riduzione delle emissioni di gas climalteranti dovute all'applicazione di tre politiche di GPP messe in atto dal servizio di ristorazione scolastica del Comune di Torino dal 2012 al 2014. Le politiche analizzate si concentrano su (I) metodi di produzione degli alimenti, (II) origine geografica dei prodotti alimentari e conseguente trasporto e (III) distribuzione urbana tramite l'utilizzo di veicoli a gas naturale. L'articolo si conclude con delle analisi ed indicazioni sulla performance ambientale delle politiche in studio.

1. Introduzione

L'analisi degli appalti pubblici sta trovando un crescente riconoscimento come strumento per lo sviluppo economico, sociale e ambientale. Questo avviene perché gli appalti pubblici hanno un elevato potenziale per la diffusione delle migliori pratiche, fornendo un esempio di modello di consumo per la società e stimolando l'innovazione (Uttam & Roos, 2015). Politiche di GPP comprendono lo stabilire criteri ambientali per l'acquisto di prodotti e servizi, spesso attraverso la definizione di requisiti ambientali specifici direttamente nel bando di gara (es Parlamento Europeo, 2004/18/CE). Tali requisiti possono essere criteri generali (come una distanza massima per l'approvvigionamento o la stagionalità degli alimenti) oppure l'ottenimento di etichette ecologiche di eccellenza sviluppate sia a livello europeo (come l'etichetta 'Ecolabel'), sia al livello dei singoli stati membri. In particolare, per il settore alimentare, l'Unione Europea tiene conto dei criteri ambientali basati sull'adozione di politiche (come la stagionalità dei prodotti, i protocolli di produzione, la riduzione al minimo di rifiuti e imballaggi) piuttosto che su valori soglia di indicatori ambientali sintetici (Commissione Europea, 2011). Questa divisione tra le pratiche di sostenibilità ed applicazione di indicatori ambientali nel settore alimentare deriva sia dalla difficoltà nell'armonizzare i modelli di calcolo, sia dalla specificità degli impatti dei sistemi agroalimentari (Notarnicola et al., 2015).

Tali problematiche portano ad evidenziare che l'attuazione di GPP attraverso pratiche di sostenibilità piuttosto che attraverso l'uso di indicatori ambientali, se da un lato porta a ridurre gli impatti ambientali, dall'altro non consente la quantificazione dei risparmi ambientali ottenuti. Pertanto la valutazione dell'effettiva performance ambientale di politiche di GPP avviene spesso esclusivamente tramite l'uso di indicatori di consumo (es. kWh di elettricità risparmiati, km di trasporto o kg di rifiuti evitati). Tuttavia studi sulla valutazione del ciclo di vita (LCA) dimostrano che le politiche di GPP, sebbene mirino sempre ad un miglioramento ambientale, possono in realtà non ridurre gli impatti ambientali ma semplicemente spostarli da una fase del processo ad un'altra (es Samaras & Meisterling, 2008). Nonostante l'utilità di un approccio quantitativo per la valutazione delle politiche di GPP, pochi studi si sono basati su indicatori della LCA, con alcuni esempi applicati al settore delle costruzioni (Uttam & Roos, 2015), al settore dei trasporti (Parikka-Aloha & Nissinen, 2012) e al settore dei servizi (Alvarez & Rubio, 2015). Al momento non sono disponibili invece studi applicati al settore alimentare.

Lo scopo del presente articolo è la quantificazione del potenziale di riduzione dell'impatto di cambiamento climatico di tre politiche di GPP introdotti nel servizio di ristorazione scolastica del Comune di Torino, all'interno del progetto INNOCAT (Procurement of Eco-Innovation in the Catering Sector), coordinato da ICLEI (Local Governments for Sustainability). La valutazione delle politiche di GPP è stata effettuata mediante l'uso dell'indicatore 'carbon footprint' (CF). Le politiche analizzate sono state: (I) i protocolli di produzione di cibo acquistato, attraverso l'introduzione di un requisito di preferenza di produzione integrata o biologica rispetto a quella convenzionale, (II) l'origine geografica dei prodotti alimentari, attraverso un requisito di limite di approvvigionamento alimentare all'areale regionale e (III) la riduzione degli impatti ambientali dovuti alla distribuzione urbana, attraverso l'impiego di veicoli alimentati da gas naturale al posto dei comuni veicoli diesel.

2. Metodi

2.1 Scenari di applicazione delle politiche di GPP

In relazione alla filiera di approvvigionamento, le tre seguenti politiche sono state adottate dal servizio di ristorazione scolastica nell'anno scolastico 2013/14: (GPP1) incentrata sul protocollo di produzione, prevede il requisito di approvvigionamento esclusivo da produzione biologica o integrata per diversi prodotti alimentari; (GPP2) incentrata sull'origine geografica per ridurre gli impatti dei trasporti o '*food miles'*, e prevede la richiesta di provenienza per i principali prodotti alimentari dall'areale regionale piemontese (esclusi i frutti tropicali e altri beni minori); (GPP3) incentrata sulla tipologia dei veicoli per la distribuzione urbana per migliorare la qualità dell'aria, prevede il requisito che la flotta di trasporto della compagnia di ristorazione utilizzi almeno il 50% di vetture a gas naturale. In conseguenza di quest'ultima misura, il parco autovetture è cambiato da 16 furgoni (su 67) alimentati a gas naturale nel 2012/13 a 54 furgoni (su 63) alimentati a gas naturale nel 2013/14.

In questo articolo l’attenzione è stata focalizzata solamente sui prodotti di frutta e verdura, scelti come casi studio perché rappresentano gli unici prodotti in cui tutte e tre le politiche di GPP possono essere testate contemporaneamente (ad esempio per i prodotti di origine animale la provenienza da produzione biologica non è un requisito vincolante). Cinque tipi di frutta e verdura più consumate sono stati scelti come casi di studio: patate (consumo annuo di 300 t), mele (290 t/anno), carote (200 t/anno) e pere e pesche (60 t/anno ciascuno).

Le tre politiche di GPP selezionate riguardano diverse parti della catena di approvvigionamento. La performance del criterio GPP1 è stata valutata supponendo i confini del sistema limitati alla fase di produzione, comprendente quindi tutte le pratiche agricole e la produzione di tutti gli input agricoli quali i fertilizzanti e i fitofarmaci, così come l'elettricità e i macchinari. Il criterio GPP2 è stato valutato considerando i confini del sistema in studio coincidenti con la fase di approvvigionamento, che comprende il trasporto di merci dai luoghi di produzione ai centri di cottura locali, situati alla periferia di Torino, prima della distribuzione in città. Il criterio GPP3 è stato valutato considerando i confini del sistema coincidenti con la fase di distribuzione, che comprende il trasporto di cibo dai centri di cottura urbani alle mense scolastiche.

2.2 Calcolo della Carbon Footprint

Poiché l'interesse dello studio è la valutazione della performance climatica dei tre criteri di GPP, ciascuna parte del servizio è stata considerata come un sistema separato. In particolare, gli impatti climatici della fase di produzione sono quantificati rispetto ad 1 kg di prodotto al cancello dell’azienda produttrice (secondo una prospettiva from-cradle-to-gate) come unità funzionale; gli impatti climatici della fase di approvvigionamento si riferiscono a 1 t di prodotto dai cancelli dell’azienda agricola ai centri di cottura; gli impatti climatici della fase di distribuzione si riferiscono a una porzione media di cibo preparata e consegnata alle scuole. In particolare, le porzioni medie dei cibi includono: un frutto standard di 150 g (nel caso di mele, pere, pesche); un piatto di carote bollite pari a 130 g di carote pelate; e un piatto di patate al forno pari a 140 g di patate sbucciate.

Inoltre, poiché le unità funzionali specifiche delle tre fasi (1 kg di prodotto al cancello, 1 t di prodotto trasportato e 1 porzione) sono basate su unità di massa, è possibile convertire tutte le emissioni climalteranti in un'unità funzionale comune per ottenere la riduzione complessiva delle emissioni quando sono applicate le tre GPP contemporaneamente. In particolare, facendo riferimento alla porzione media per tutte le fasi, è possibile valutare la CF dell’intera filiera di acquisto e preparazione (escludendo però le fasi di cottura e gestione dei rifiuti, che sono fuori dall’obiettivo delle GPP studiate).

2.2.1 La fase di produzione

L'inventario del ciclo di vita (LCI) dei prodotti è stato completato sulla base dei dati raccolti in cinque aziende produttrici per ogni alimento per ogni tipologia di produzione (convenzionale, integrata e biologica). Tali aziende agricole sono diffuse nelle due province principali di produzione per tipologia di alimento (province di Cuneo e Torino per la frutta, le province di Alessandria e Cuneo per

le patate e le province di Alessandria e Novara per le carote). I dati sulla struttura delle aziende agricole, fattori di produzione agricola, il consumo di risorse, la resa e le pratiche di gestione del campo sono stati ottenuti direttamente dai produttori, che hanno compilato un questionario per la stagione 2013. La CF della fase di produzione è stata calcolata seguendo i criteri dello standard ISO 14040:2006 e seguenti, adottando un approccio cradle-to-gate come base per gli inventari delle emissioni. La modellizzazione del frutteto e dei campi è stata effettuata seguendo le raccomandazioni internazionali (Cerutti et al., 2015, Perrin et al., 2014).

2.2.2 Le fasi della logistica (approvvigionamento e distribuzione)

La logistica del cibo è composta da due fasi: il trasporto del cibo dalle aziende agricole ai centri cottura (fase di approvvigionamento) e la distribuzione delle merci dai centri cottura alle mense scolastiche (fase di distribuzione). Per entrambe le fasi, i dati (comprese le distanze, le quantità e le modalità di trasporto) sono stati raccolti direttamente dai fornitori del servizio per gli anni scolastici 2012/13 e 2013/14. In particolare, per quanto riguarda la fase di approvvigionamento, i fornitori hanno compilato un questionario con informazioni circa l'origine, i tempi, i percorsi approssimativi e il sistema di trasporto per ogni alimento destinato alle mense scolastiche trasportato durante gli anni scolastici 2012/2013 e 2013/2014. I dati sulla fase di distribuzione sono stati raccolti attraverso il registro delle consegne che comprende tutte quelle effettuate da ciascun furgone, i tempi, i percorsi ed il tipo di carburante utilizzato.

Le emissioni dirette per il trasporto urbano hanno incluso: (I) le emissioni dirette di CO_2 prodotte dalla combustione del carburante, come dichiarato dal costruttore nella documentazione dei veicoli; (II) le emissioni dirette di CH_4 e N_2O prodotte durante il trasporto, calcolate in base ai valori medi di emissione da IPCC (2006). I fattori di caratterizzazione del CH_4 e N_2O per l'impatto di riscaldamento globale sono stati derivati da IPCC (2007).

Le emissioni indirette dei trasporti sono state calcolate moltiplicando il consumo medio di carburante (come dichiarato dai produttori (MISE, 2014)) per le emissioni di gas climalteranti derivanti dalle fasi di produzione e distribuzione del combustibile (ELCD, 2011). I fattori di emissione così calcolati sono 0,322 $kgCO_2eq./km$ per le vetture a gas naturale e 0,261 $kgCO_2eq./km$ per le vetture a gasolioLe ragioni di questo risultato sono il maggiore consumo di gas naturale durante il funzionamento dei furgoni (a causa della minore efficienza del veicolo), e le alte emissioni indirette del gas naturale dovute a perdite durante la catena di fornitura (Alvarez et al, 2012).

3. Risultati

3.1 La fase di produzione - GPP1

Le produzioni secondo agricoltura convenzionale comportano emissioni più elevate in tutte le aziende considerate (Tabella 1). In particolare, la CF per i prodotti convenzionali è superiore del 30-40% rispetto alla media di produzione biologica e integrata per la frutta, e del 55-60% in più per le patate e le carote.

Tabella 1: Carbon footprint della fase di produzione per i cinque prodotti in fase di studio

	Convenzionale	**Integrato**	**Biologico**
	gCO_2eq/ kg	*gCO_2eq/ kg*	*gCO_2eq/ kg*
Apples	284,31	198,67	204,3
Pears	211,52	155,36	171,25
Peaches	208,91	145,33	168,4
Potatoes	129,65	71,46	90,35
Carrots	235,37	143,9	155,14

Per i cinque prodotti in studio, l'impatto climatico della fase di produzione è pari a 138 tCO_{2eq}, rispetto alle 204 tCO_{2eq} che sono emesse quando la stessa quantità di cibo è prodotta da agricoltura convenzionale, con un risparmio di 66 tCO_{2eq}/t (-32% della CF della fase).

La miglior performance climatica compete ai sistemi di produzione integrata grazie alla maggiore produttività rispetto alle pratiche biologiche. Diversi studi (es. Fedele et al., 2014) mostrano che, sebbene i sistemi di produzione biologica usino inferiori risorse per ettaro, gli impatti per unità di prodotto sono più alti a causa dei rendimenti di produzione più bassi.

3.2 La fase di approvvigionamento – GPP2

Già nell'anno scolastico 2012/2013 la città di Torino aveva richiesto che la totale fornitura di mele avvenisse a livello regionale, pertanto distanze ed emissioni restano invariate nel confronto tra i due anni di studio per questo prodotto. In particolare, la fase di approvvigionamento per le mele ha un impatto di 3,41 tCO_{2eq}, corrispondente a 11,76 $kgCO_{2eq}$ per ogni tonnellata di mele consegnate.

Per pere, pesche e patate, la città ha cambiato il requisito di approvvigionamento da 'Paesi dell'UE' all'areale della Regione Piemonte, con una riduzione della CF pari a -45% per pere, -59% per pesche, e -56% per patate, per un totale di emissioni risparmiate di 5,88 tCO_{2eq} rispetto al 2012/13 per i tre prodotti. Nel caso delle carote, i fornitori hanno avvisato il Comune che sarebbe stato difficile soddisfare il requisito di approvvigionamento regionale con solamente prodotti da coltivazione integrata e biologica; di conseguenza, per le carote è stato ampliato il requisito 2013/14 a tutto il territorio nazionale. Ciò ha fatto sì che la riduzione di CF per le carote fosse minore rispetto a pere, pesche, e patate, ma comunque significativa e corrispondente a 1,12 tCO_{2eq}. Per i cinque prodotti considerati, il criterio GPP2 ha, quindi, permesso un risparmio totale di circa 7 tCO_{2eq} rispetto all'a. s. precedente, corrispondente ad una riduzione del 33% della CF della fase.

3.3 La fase di distribuzione – GPP3

A seguito di requisiti contrattuali, i fornitori hanno cambiato il loro parco macchine, aumentando il numero di furgoni alimentati a gas naturale nel 2013/14. Tale aumento ha portato un notevole incremento della distanza della distribuzione alimentare effettuata da furgoni a gas naturale; in particolare da 860 km al giorno (il 27% della distanza totale giornaliera) a 2527 km al giorno (89% della distanza totale giornaliera). A causa delle maggiori emissioni di gas climalteranti per km derivanti dalle vetture a gas naturale, si è registrato un aumento relativo della CF per consegna media da 1,89 $kgCO_{2eq}$ nel 2012/13 a 1,97 $kgCO_{2eq}$ nel 2013/14 con conseguente aumento del 4% della CF della fase.

4. Discussione

Risultati interessanti emergono dalla conversione delle emissioni delle tre fasi per un'unica unità funzionale (la porzione all'interno del pasto medio) e quantificando la CF per le tre parti della catena di fornitura. Questi risultati sono riportati nella Tabella 2 per la frutta e nella Tabella 3 per le verdure.

Tabella 2: Carbon footprint media per frutto nelle componenti di produzione, approvvigionamento e distribuzione, per l'anno di introduzione delle GPP (2013/14) rispetto al precedente

		Produzione	**Approvvigionamento**	**Distribuzione**	**TOTALE**
		gCO_2/frutto	*gCO_2/frutto*	*gCO_2/frutto*	*gCO_2/frutto*
a.s. 2012/13	Convenzionale	35,24 ±5,66	3,73±0,43	8,69±1,45	47,66±7,53
	Integrato	24,97 ±4,00	3,73±0,43	8,69±1,45	37,39±5,88
	Biologico	27,20±2,69	3,73±0,43	8,69±1,45	39,62±4,57
a.s 2013/14	Convenzionale	35,24±5,66	1,73±0,02	9,04±1,51	46,01±7,19
	Integrato	24,97±4,00	1,73±0,02	9,04±1,51	35,74±5,53
	Biologico	27,20±2,69	1,73±0,02	9,04±1,51	37,97±4,23

Tabella 3: Carbon footprint media per porzione di verdura nelle componenti di produzione, approvvigionamento e distribuzione, per l'anno di introduzione delle GPP (2013/14) rispetto al precedente.

		Produzione	**Approvvigionamento**	**Distribuzione**	**TOTALE**
		gCO_2/porzione	*gCO_2/porzione*	*gCO_2/porzione*	*gCO_2/porzione*
a.s. 2012/13	Convenzionale	24,37± 4,98	4,02±0,38	8,69±1,45	37,08±6,81
	Integrato	14,36± 3,48	4,02±0,38	8,69±1,45	27,07±5,31
	Biologico	16,41± 3,01	4,02±0,38	8,69±1,45	29,12±4,84
a.s. 2013/14	Convenzionale	24,37± 4,98	2,66±0,89	9,04±1,51	36,07±7,38
	Integrato	14,36± 3,48	2,66±0,89	9,04±1,51	26,05±5,88
	Biologico	16,41± 3,01	2,66±0,89	9,04±1,51	28,10±5,40

È importante ricordare che le emissioni di gas climalteranti dalla fase di cottura e gestione dei rifiuti non sono incluse nel calcolo e quindi l'aggregazione delle tre fasi corrisponde esclusivamente alla variazione potenziale climatica della produzione e della movimentazione dei cinque prodotti all'interno delle loro catene di approvvigionamento.

I risultati dell'aggregazione delle tre fasi per le mele sono coerenti con lo studio di Caputo et al. (2014), nel quale le emissioni per 200 g di mele erano 40 gCO_{2eq} in fase di produzione, 18 gCO_{2eq} per il trasporto al centro di lavorazione e 11 gCO_{2eq} per il trasporto al sito di ristorazione.

Dalla ricerca per il Comune di Torino emerge come la fase di produzione domini le emissioni, comprese fra il 69-77% per la frutta e 53-68% per le verdure. L'applicazione del requisito GPP1 permette, in media, una riduzione delle emissioni di gas serra della filiera nell'intervallo del 15-22% per la frutta e del 22-28% per gli ortaggi. La fase di approvvigionamento incide in modo inferiore a quanto riportato in altri studi (es. Caputo et al., 2014), contribuendo al 3-12% della CF di frutta e 6-16% del CF di verdure. L'applicazione del requisito GPP2 permette, in media, una riduzione della CF di filiera del 5-6% per la frutta e 4-5% per gli ortaggi. La distribuzione urbana ha invece un'incidenza maggiore di quanto atteso e varia dal 18-25% del CF della filiera per la frutta e del 23-35% per gli ortaggi. L'applicazione del requisito GPP3 porta, in media, ad un aumento della CF della filiera di circa l'1% sia per la frutta sia per gli ortaggi. Tuttavia, è importante considerare che la CF non quantifica l'impatto sulla qualità dell'aria a livello urbano, aspetto considerato invece da categorie di impatti relative alla salute umana. Utilizzando, infatti, una diversa categoria di impatto i risultati potrebbero differire, in considerazione del fatto che l'uso di vetture alimentate a gas naturale diminusce la concetrazione di polveri sottili a livello urbano. La CF è dunque solo uno dei possibili indicatori applicati, quindi in una valutazione sistemica, è necessario valutare anche altre categorie di impatto ambientale. Allo stesso modo la scelta tra produzione integrata e biologica non dovrebbe concentrarsi esclusivamente sulla riduzione delle emissioni di gas serra, ma anche su altri parametri come la qualità del cibo e la salubrità.

5. Conclusioni

Per attuare politiche con ricadute ambientali, è necessario applicare indicatori di valutazione di impatto ambientale basati sul ciclo di vita. In questo studio i risultati della CF hanno permesso di trarre alcune considerazioni rilevanti che possono essere utilizzate per migliorare le politiche nel settore della ristorazione collettiva. Dato il maggiore peso relativo della fase di produzione, le politiche che riguardano le pratiche produttive sono quelle con il più alto potenziale di riduzione della CF. Al contrario, le politiche che interessano la fase di approvvigionamento interessano una quota minore di emissioni di gas climalteranti nella catena globale di fornitura. In generale, i risultati di questo studio confermano le conclusioni di Parikka-Alhola e Nissinen (2012), secondo le quali la semplice definizione di una distanza di trasporto soglia come un criterio GPP non è sufficiente, ma è da inserire come parametro nel calcolo

degli impatti ambientali della fase di trasporto, tenendo conto anche di altri aspetti quali il tipo di carburante e il riempimento dei mezzi di trasporto.

6. Ringraziamenti

Questa ricerca è stata finanziata nell'ambito del progetto "INNOCAT - Approvvigionamento di eco-innovazione nel settore della ristorazione", call "ENT / CIP / 11 / C / N02C00 Reinforcing Procurement of Eco-Innovation – Network of Green Public and Private Procurers " del CUP C15J13000000001. Gli autori ringraziano il Dott. Filippo Valfrè e il suo team presso l'Ufficio Gestione Ristorazione della Città di Torino e la Dott.ssa Elena Deambrogio del Settore Politiche Europee e Ufficio Innovazione della Città di Torino per il loro supporto nella revisione delle analisi condotte.

Note Le informazioni e le opinioni espresse nella presente pubblicazione sono quelle degli autori e non riflettono necessariamente il parere ufficiale della Città di Torino. Né gli uffici o organi della Città di Torino, né le persone che agiscono per loro conto, possono essere ritenuti responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni in esso contenute.

7. Bibliografia

Alvarez, R. A., Pacala, S. W., Winebrake, J. J., Chameides, W. L., Hamburg, S. P. 2012. Greater focus needed on methane leakage from natural gas infrastructure. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(17), 6435–6440.

Alvarez, S., Rubio, A. 2015. Carbon footprint in green public procurement: A case study in the services sector. Journal of Cleaner Production, 93, 159–166.

Cerutti, A. K., Beccaro, G. L., Bosco, S., De Luca, A. I., Falcone, G., Fiore, A., Iofrida, N., Lo Giudice, A., Strano, A. 2015. Life cycle assessment in the fruit sector. In Notarnicola, B et al. (Eds.), *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector: Case Studies, Methodological Issues and Best Practices* (pp. 333–388). Cham: Springer International Publishing.

Commissione Europea, 2011. Buying Green! A Handbook on Green Public Procurement (2nd ed.). Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Commissione Europea 2004/18/EC of the European Parliament and of the Council of 31 March 2004 on the coordination of procedures for the award of public works contracts, public supply contracts and public service contracts

European Reference Life Cycle Database (ELCD). 2011. European Commission, JRC (Joint Research Centre) http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/

Fedele, A., Mazzi, A., Niero, M., Zuliani, F., Scipioni, A. 2014. Can the life cycle assessment methodology be adopted to support a single farm on its environmental impacts forecast evaluation between conventional and organic production? An Italian case study. Journal of Cleaner Production, 69, 49–59.

IPCC. (2006). Mobile Combustion. In Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme* (pp. 3.1–3.78). Hayama, Japan: IGES. Retrieved from http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_3_Ch3_Mobile_Combustion.pdf

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*

[Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., & Miller, H. L. (Eds.)]. Cambridge: Cambridge University Press.

MISE. 2014. *Guida al risparmio di carburante e alle emissioni di anidride carbonica delle autovetture. Rome: Ministero dello Sviluppo Economico*. Retrieved from http://www.sviluppoeconomico.gov.it/images/stories/documenti/Guida_auto_2014.pdf

Notarnicola, B., Salomone, R., Petti, L., Renzulli, P. A., Roma, R., Cerutti, A. K. (Eds.) 2015. Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector: Case Studies, Methodological Issues and Best Practices. Cham: Springer International Publishing.

Parikka-Alhola, K., Nissinen, A. 2012. Environmental impacts and the most economically advantageous tender in public procurement. Journal of Public Procurement, 12(1),43–80

Perrin, A., Basset-Mens, C., Gabrielle, B. 2014. Life cycle assessment of vegetable products: A review focusing on cropping systems diversity and the estimation of field emissions. The International Journal of Life Cycle Assessment, 19(6), 1247–1263.

Samaras, C., Meisterling, K., 2008. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from plug-in hybrid vehicles: implications for policy. Environ. Sci. Technol. 42 (9), 3170–3176.

Uttam, K., Roos, C.L.L. 2015. Competitive dialogue procedure for sustainable public procurement. Journal of Cleaner Production, 86, 403–416.

Application of PestLCI model to site-specific soil and climate conditions: the case of maize production in Northern Italy

Valentina Fantin[1], Serena Righi[2], Alessandro Buscaroli[2], Gioia Garavini[3], Alessandra Zamagni[3], Teunis Dijkman[4], Alessandra Bonoli[5]

[1]ENEA-Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development, Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna, Italy
[2]University of Bologna, CIRSA (Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali), Via Sant'Alberto 163, 48123 Ravenna
[3]Ecoinnovazione SRL, Via Guido Rossa, 26, 35020 Ponte San Nicolò (PD)
[4]Department of Management Engineering, Technical University of Denmark, Copenhagen (DK)
[5]University of Bologna, DICMA (Department for Civil, Chemical, Environmental and Materials Engineering), Via Terracini 28, Bologna (BO)

E-mail: **valentina.fantin@enea.it**

Abstract

The calculation of emissions from the use of pesticides is a critical issue in LCA studies of agri-food products and only occasionally discussed in details in literature studies. The objective of this study is to assess the results of the application of PestLCI 2.0 model to the production of maize in Northern Italy using site-specific soil and climate data, which were added for this purpose in PestLCI database. In this way, the application of the tool and its database were tailored to that area. Moreover, the results were compared with those obtained assuming maize cultivation on other soil typologies in the surrounding areas. Results show that soil variation scarcely affects the emissions to air and surface water are whereas it affects significantly the emissions to groundwater. Finally, some features of PestLCI were highlighted and comments for a further improvement of the model were provided.

1. Introduction

The calculation of on-field emissions from the use of pesticides is often a critical issue in LCA studies of agri-food production chains, because of the following reasons: I) lack of knowledge about toxicological properties of chemicals (European Commission, 2001); II) the complexities involved in toxicity effect modelling (IEA Bioenergy, 2015); III) lack of scientific consensus on which model should be adopted for the calculation of emissions into air, soil and water; IV) lack of completeness on how pesticides are inventoried and characterized in the impact assessment phase (Garavini et al., 2015). All these issues explain why the toxicity impacts due to pesticide applications are often omitted from LCA studies or not discussed in detail. According to Notarnicola et al. (2015), there are two main approaches for estimating pesticides emissions: I) the estimation of emissions to air, groundwater and surface water, by means of models such as Margni et al. (2002) and PestLCI 2.0 (Dijkman et al., 2012); II) the assumption that all pesticides applied end up as emissions to soil (Nemecek and Kagi, 2007).

In particular, PestLCI 2.0 is a detailed model in which a pesticide is considered as an emission when it crosses the boundary between the technosphere and ecosphere that is defined by the technosphere box. This technosphere box consists of the field, including the soil up to 1 m depth and the air column up to 100 m above the field. Within the technosphere box, a number of primary and secondary processes determine the fate of the pesticide. Primary processes occur directly after pesticide application: a part of the applied pesticide drifts away from the field, the remaining part is distributed over the crops in the field and the field soil. Secondary processes then determine the fate of the pesticide present in the field. The fraction of pesticide deposited on crop is subject to degradation, uptake into the plant tissues, and volatilization (emission to air). In the top soil, degradation and volatilization (emission to air) are modelled. At the first rainfall event after pesticide application, the pesticide remaining on the leaves are assumed to wash off to soil. Together with the pesticide remaining on the top soil, this fraction is susceptible for runoff (emission to surface water) and macropore flow (emission to ground water). The remaining fraction of pesticide is assumed to enter the subsoil where it starts leaching through the soil matrix. In the subsoil, pesticide can be degraded, intercepted by drainage tubes (emission to surface water) or become an emission to groundwater, which is the case once the pesticide reaches 1 m depth.

PestLCI 2.0 was developed for modelling European conditions, but local circumstances may not be reflected in the modelling. For example, runoff of dissolved pesticide is reported as an emission to surface water, thus assuming that the field is always next to a freshwater body. If local circumstances are different, the dissolved pesticide is emitted to agricultural or natural soil next to the field, and should be reported as such for characterization. Moreover, the model's database includes some general scenarios for European climate and soil conditions, which can be different from site-specific conditions. This could lead to a difficulty in applying the model to different geographical areas, characterized by other soil and climate conditions, thus preventing from obtaining realistic results.

When using PestLCI 2.0 in LCA practice, it should be considered that: (1) the model calculates emissions to groundwater, for which characterization factors are absent in most frequently used LCIA methods; (2) neither PestLCI 2.0 nor LCIA methods consider that most pesticide removed from the field by wind drift during application, reported as emission to air in PestLCI 2.0, is in the form of droplets that are mainly deposited next to the field. For this reason, emissions due to wind drift could be reported and characterized as emissions to surface water or soil, depending on local circumstances, as it will be done in this work.

The goal of this study is to evaluate the results of the application of PestLCI 2.0 to maize production in the experimental farm of Vallevecchia, located near Caorle (province of Venice, Northern Italy) using site-specific soil and climate data, which were added for this purpose in PestLCI database. Moreover, the results obtained with the soil data of the Vallevecchia area were compared with those obtained assuming maize cultivation on other soils widespread in the

surrounding areas. The study was carried out within the LIFE project AGRICARE (Introducing innovative precision farming techniques in AGRIculture to decrease CARbon Emissions).

2. Materials and methods

2.1 Update of PestLCI 2.0

For this work, PestLCI model version 2.0.8 was used, which, in addition to removing errors in the implementation of model equations, introduces a new regression for volatilization from leaves (Dijkman 2014). The current regression relates the volatilization rate constant to the vapour pressure on basis of measurements of volatilization of pesticides from plant leaves (Guth et al., 2004). This regression was introduced (1) to remove the dependence of the volatilization rate constant on the pesticide application rate, and (2) because the volatilization rate was found to be overestimated for volatile pesticides (vapour pressure $>10^{-3}$ Pa).

In addition, one new climate profile and eight soil profiles representative for the Vallevecchia area were introduced. Model inputs such as pesticide active ingredient, climate, soil, crop type and application month, as well as application and field characteristics, were set to reflect local circumstances. Default values were used for the other adjustable parameters.

2.2 Description of agronomic, climate and soil data

Maize is cultivated with a conventional tillage technique in the studied area. Three main phases for the use of pesticides can be identified: 1) the pre-emergence phase, in which the pesticides are spread before seeding or before plants emerge from the soil; 2) post-emergence, which corresponds to the leaf development of the crop; 3) treatment for insects which corresponds to the inflorescence development. Pesticide 1 and 2 were used in both pre and post-emergence, whereas pesticide 3 was used only for the treatment of insects. The area of the field is 0.35 ha.

Climatological data have been obtained on the basis of data referred to period 1/1/1994-31/12/2014 which were acquired at the station of Lugugnana (Portogruaro) (ARPAV, 2016a). The climatological data used in this study come from station n° 166 (Lugugnana di Portogruaro, Venice Province).

Soil data have been collected from soil map of ARPAV (2016b). Every cartographic unit in the soil map is provided with a link to the list of the included Soil Typological Units (UTS). Each UTS, identified by both a name and an acronym, is described in detail, with the most relevant physical and chemical soil characteristics, the landscape unit and both the Soil Taxonomy and World Reference Base soils classifications.

The studied site insists on reclaimed lagoon areas derived from Piave, Livenza and Tagliamento rivers deposits. Soils described in this area and accounted for in the study (BIB1, CAB1, CFO1, CON1, CRL1, CTU1, QUA1 and TDF1) are

generally deep, with a typical Ap/Bg/Cg[6] or Ap/Cg horizons sequence and a moderate organic carbon content and alkaline reaction.

Soils differ in texture, which is silty clay loam (TDF1, CFO1, CTU1, CAB1) or silty loam (BIB1, QUA1, CON1, CRL1) and also for the presence of organic horizons (O) in some UTS (CTU1, CAB1) which lie, anyway, at a depth greater than 1 m, which was therefore not considered in the computation. These UTS are all suitable for maize cultivation but they have different characteristics and limitations which provide different attitudes to crop production.

3. Results and discussion

Table 1 shows, for each active ingredient and soil, the obtained fraction of emission to air, surface water or off-field soils (i.e. natural or agricultural fields located next to the field where the pesticide is applied), ground water and the fraction degraded or uptaken by plants or soil. Moreover, the minimum, maximum and average values, the standard deviation and the coefficient of variation have been included.

Firstly, it is very interesting to note that the fraction degraded or uptaken by plants or soils varies greatly on the basis of the pesticide. As regards pesticide 1, this fraction is 0.6- 0.7, therefore a significant fraction is emitted to air and/or water. On the contrary, the fraction of pesticide 2 and pesticide 3 degraded or uptaken is always higher than 0.9 and often reaches 0.99. Therefore, the fraction emitted to air and water is small or negligible. Moreover, the period of pesticide application seems not to affect the fraction degraded or emitted. In fact, the fraction of pesticide 1 emitted during the pre-emergence is very similar to the one emitted in post-emergence. The same occurs for pesticide 2. The influence of soil type generally appears very weak. The only exception is the pesticide 2 applied in pre-emergence, where the c.v. is 41.

Results highlight that both the emissions to air and surface water or off-field soils are scarcely affected or completely not affected by soil variation. In particular, airborne emissions are the sum of two contributions, i.e. pesticide volatilization from leaves and top soil and both values depend mainly on meteorological conditions, on pesticide chemical properties and both pH and organic carbon content of soil, which in our case is moderate for all the soils considered. Therefore, the role of soil is negligible in those cases. Pesticide 1 and pesticide 3 show virtually identical values for all soils. For pesticide 1, this is because the K_{oc} at the pH of the studied soils is very low, meaning that almost all is dissolved, so that the properties of the soil have little influence on the emissions. In contrast, for pesticide 3, volatilization from soil occurs with at a very low rate, meaning that emissions to air are dominated by volatilization from leaves.

[6] Ap: organo-mineral horizon interested by tillage or other disturbance; Bg: accumulation horizon with saturation with water; Cg: horizon which is little affected by pedogenetic processes and has saturation with water (SSS, 2006).

For pesticide 2, a high differentiation among the soils is found in pre-emergence (c.v.= 63.6%). As regards pesticide 2 in post-emergence, the results are very similar (c.v.= 4.7%). For pesticide 2 the decrease in differentiation after emergence is explained by the fact that emissions to air due to volatilization from leaves are typically 2 orders of magnitude higher than emissions due to volatilization from soil. Before emergence, there are no leaves, so that the variation in emissions resulting from differences in soil properties is visible.

Surface water (or off- field soil) emissions seem to be even less affected by soil characteristics (c.v. is 0%, 0.3% and 0% for pesticide 1, 2 and 3, respectively) if compared to air emissions. More in detail, surface water (or off-soil field) emissions consist of two contributions: wind drift loss (i.e. pesticide's droplets which are transported by wind and deposited on water or soil) and runoff, where the former is always at least one order of magnitude higher than the latter. However, the value of wind drift loss is only correlated to the application technique and the field size. Therefore, the results of PestLCI show that these values are completely independent from soil type. On the contrary, runoff fraction is strictly correlated to the characteristic of soil but it has a minor contribution on the total fraction emitted to surface water (or off-field soils).

The reason for wind drift dominating the off-field surface emissions is twofold: the field size modelled is small, resulting in more drift (the larger the field, the more drifting pesticide is deposited inside the field), and the slope of the field is 0, so that water not readily starts running off.

In contrast, Table 1 shows that soil type affects remarkably the emissions to groundwater (c.v. is about 14%, 40% and 18% for pesticide 1, pesticide 2 and pesticide 3, respectively), although the characteristics of the eight soils analysed are quite similar. However, a clear relationship between soil characteristics and the fractions of pesticide reaching ground water could not be identified. Since the emissions to this environmental matrix are leaded by many parameters (related to the type of pesticide, the type of soil and the meteorological conditions), the behaviour of the pesticide has a high variability. Emissions to groundwater consist of emissions due to: 1) leaching through the soil matrix and 2) emissions through macropores. As regards leaching, Pest LCI models the soil as a column, through which water moves downwards, taking the pesticide with it. However, the pesticide moves slower than water, because it is absorbed by soil. The factor that determines how much slower the pesticide moves compared to water is calculated from the density of the soil and its organic content, which differs per soil horizon. As far as the soil density is concerned, for each horizon a specific density is calculated from the sand content and the fraction of organic carbon. In addition, the fraction of pesticide absorbed (and which is thus unavailable for degradation) differs per soil horizon and also depends on the organic carbon content of the soil. Finally, the rate at which water moves downward through soil depends, amongst others, on the sand content of soil. Regarding macropores, it is important to remember that the total pore volume is the volume of water and air in the soil and that soil pores are classified into immobile, slow mobile and fast mobile pores. The fast ones are considered macropores (with a diameter >8 mm). PestLCI splits pores into immobile and mobile pores on basis of the fractions of sand, silt, and clay. Next, the mobile pores are split into slow and fast pores on a 70/30 basis for all soil types.

Pesticide 1 (pre emergence)	**TDF1**	**CFO1**	**CTU1**	**CAB1**	**BIB1**	**QUA1**	**CON1**	**CRL1**	**MIN**	**MAX**	**Average**	**Stand. Dev.**	**C.V. %**
emission to air	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	0.0E+00	0.0
emission to surface water or off-field soil	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	2.3E-03	0.0E+00	0.0
emission to ground water	2.5E-01	3.1E-01	2.6E-01	3.3E-01	2.3E-01	3.1E-01	2.6E-01	2.3E-01	2.3E-01	3.3E-01	2.7E-01	**3.9E-02**	**14.3**
degradation and uptake (fraction)	6.6E-01	5.9E-01	6.5E-01	5.7E-01	6.7E-01	5.9E-01	6.5E-01	6.7E-01	5.7E-01	6.7E-01	6.3E-01	**3.9E-02**	6.2
Pesticide 1 (post emergence)													
emission to air	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.2E-01	1.5E-17	0.0
emission to surface water or off-field soil	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	1.3E-03	5.8E-11	0.0
emission to ground water	1.7E-01	2.2E-01	1.8E-01	2.3E-01	1.6E-01	2.2E-01	1.8E-01	1.6E-01	1.6E-01	2.3E-01	1.9E-01	**2.7E-02**	**14.1**
degradation and uptake	7.1E-01	6.6E-01	7.0E-01	6.5E-01	7.2E-01	6.6E-01	7.0E-01	7.2E-01	6.5E-01	7.2E-01	6.9E-01	**2.7E-02**	3.9
Pesticide 2 (pre emergence)													
emission to air	7.7E-05	8.7E-05	2.7E-05	1.2E-04	8.7E-05	2.0E-04	2.9E-04	1.8E-04	2.7E-05	2.9E-04	1.3E-04	8.3E-05	**63.1**
emission to surface water or off-field soil	9.5E-03	9.5E-03	9.4E-03	9.5E-03	9.5E-03	9.6E-03	9.6E-03	9.6E-03	9.4E-03	9.6E-03	9.5E-03	5.1E-05	0.5
emission to ground water	2.6E-03	5.3E-03	2.3E-03	7.1E-03	2.5E-03	6.2E-03	4.6E-03	3.3E-03	2.3E-03	7.1E-03	4.2E-03	**1.8E-03**	**43.1**
degradation and uptake	9.9E-01	9.9E-01	9.9E-01	9.8E-01	9.9E-01	9.8E-01	9.9E-01	9.9E-01	9.8E-01	9.9E-01	9.9E-01	**1.9E-03**	0.2
Pesticide 2 (post emergence)													
emission to air	2.5E-03	2.5E-03	2.4E-03	2.5E-03	2.5E-03	2.6E-03	2.8E-03	2.6E-03	2.4E-03	2.8E-03	2.5E-03	1.2E-04	4.7
emission to surface water or off-field soil	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	2.0E-02	4.1E-05	0.2

Pesticide 1 (pre emergence)	**TDF1**	**CFO1**	**CTU1**	**CAB1**	**BIB1**	**QUA1**	**CON1**	**CRL1**	**MIN**	**MAX**	**Average**	**Stand. Dev.**	**C.V. %**
emission to ground water	2.0E-03	3.8E-03	1.7E-03	5.1E-03	1.9E-03	4.5E-03	3.4E-03	2.5E-03	1.7E-03	5.1E-03	3.1E-03	**1.3E-03**	**41.1**
degradation and uptake	9.8E-01	9.7E-01	9.8E-01	9.7E-01	9.8E-01	9.7E-01	9.7E-01	9.8E-01	9.7E-01	9.8E-01	9.7E-01	**1.3E-03**	0.1
Pesticide 3													
emission to air	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	4.1E-04	0.0E+00	0.0
emission to surface water or off-field soil	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	2.7E-04	1.3E-09	0.0
emission to ground water	5.2E-02	6.9E-02	5.5E-02	7.5E-02	4.8E-02	6.9E-02	5.6E-02	4.8E-02	4.8E-02	7.5E-02	5.9E-02	**1.0E-02**	**17.6**
degradation and uptake	9.5E-01	9.3E-01	9.4E-01	9.2E-01	9.5E-01	9.3E-01	9.4E-01	9.5E-01	9.2E-01	9.5E-01	9.4E-01	**1.0E-02**	1.1

Table 1: Results of the application of PestLCI model for each active ingredient and for each soil type. Figures indicate the fraction of pesticide emitted in each environmental matrix

The assessment of the amount of pesticide which reaches the ground water through macropores is based on a tipping bucket approach. When it rains, the pores are filled, starting with the immobile pores, then the slow mobile, and finally the fast mobile. As a consequence of this approach, sandy soils have more mobile pores and can therefore store more water, so macropore flow occurs less often (Hall, 1993).

The weight of soil matrix contribution and the weight of macropores contribution depend on the type of pesticide. In this study, the relevance of transportation through macropores and that of leaching through the soil matrix are different for the three pesticides. The fraction of pesticide 1 which reaches groundwater through soil leaching is about one order of magnitude higher than that from macropores. In the case of pesticide 2, the two fractions are more or less of the same order of magnitude. Finally, the fraction of pesticide 3 which reaches groundwater through macropores is four-five orders of magnitude lower than that coming from soil matrix.

In conclusion, the study shows that soil characteristics affect greatly the fraction of pesticide which reaches groundwater. In particular, during the 'pre emergence' phase, they influence also 'degradation fraction'. On the contrary, the effect on surface water (or off-field soils) appears very low. Generally, the effect on air fraction is negligible, although the fate of pesticide 2 during the 'pre emergence' phase is seriously affected by soil variations.

Finally, the study has allowed us to highlight some important features of PestLCI related to soil characteristics and to provide some further comments for improving the model. The assumption that the ratio between slow mobile macropores and fast mobile macropores is the same in all type of soil (0.7 and 0.3, respectively) is too basic and it does not reflect the reality. The scientific literature reports that macropores occur more in structured soils (clayey and silty soils) and less in destructured soils (sandy soil) (Hall, 1993). This assumption of PestLCI 2.0 modifies the speed of water in sandy soil and the role of macropores in the emission to groundwater.

The best solution would be to set the fraction of macropores to the soil type. Another important feature is that the model considers only the top 1 meter depth of soil. This assumption is based on two motivations. Firstly, 1 meter seems sufficiently deep to draw the line between the technosphere and the ecosphere. In such way PestLCI 2.0 assumes that the field below 1 meter is not manipulated by agricultural practice. Secondly, PestLCI assumes that pesticide degradation stops below 1 meter. This hypothesis implies that when a pesticide reaches 1 m of depth, it will at some point reach the ground water. Therefore, the exact depth of water table is not important. It is evident that if the groundwater table is at less than 1 m (i.e. costal or spring areas), this assumption is misleading. Our final observation is that PestLCI 2.0 considers organic horizons as mineral horizons. In the model, organic carbon is only used to calculate the fraction of pesticide absorbed and the density of the soil horizon.

This simplification could be another limitation in the case of soils with a high level of organic carbon, because in such horizons the organic carbon has an important role especially in the downward movement of water and substances. Likewise, PestLCI 2.0 does not take into account the presence of rock fragments (soil skeleton > 2 mm) in the calculation of emissions to surface and ground water. This might be considered for future model updates as well.

4. References

ARPAV 2016a. Veneto climate data. Accessed 30 Mar 2016, http://www.arpa.veneto.it/bollettini/storico/Mappa_2015_TEMP.htm.

ARPAV, 2016b. Veneto soil map, accessed 30 Mar 2016, <http://www.arpa.veneto.it/suolo/htm/carte_web.asp>.

Dijkman T (2014) Modelling of pesticide emissions for Life Cycle Inventory analysis: model development, applications and implications. PhD Thesis, Technical University of Denmark.

Dijkman, T, Birkved, M, Hauschild MZ (2012) PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. Int J Life Cycle Assess 17:973–986.

European Commission, 2001.White Paper - Strategy for a future Chemicals Policy. COM (2001) 88 final, Brussels, 27th February 2001. http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/tstimp_en.htm

Garavini G., Zamagni A., Porta P. L., Masoni P., Facibeni G., Fantin V., Righi S., 2015. Pesticide emissions in the Environmental Product Footprint – Lessons learnt from refined sugar from sugar beet. In Proceedings of LCA for “Feeding the Planet and energy for life”, Stresa, 6th-7th October 2015 - Milano, Expo 2015, 8th October 2015. ENEA, Rome, pp. 45-48.

Guth JA, Reischmann FJ, Allen R, Arnold D, Hassink J, Leake CR, Skidmore MW, Reeves GL (2004) Volatilization of crop protection chemicals from crop and soil surfaces under controlled conditions: Prediction of volatile losses from physico-chemical properties. Chemosphere 57: 871-887.IUSS Working Group WRB, 2006. Word Reference Base for Soil Resources 2006. 2nd ed. World Soil Resources Report, No. 103. FAO, Rome.

Hall, D.G.M., 1993. An amended functional leaching model applicable to structured soils. I. Model description. Journal of Soil Science(44): 579-588.

IEA Bioenergy, 2015. Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production. The cases of maize, rapeseed, Salix, soybean, sugarcane and wheat. IEA Bioenergy Task 43, Report 2015: TR04

Margni M., Rossier D., Crettaz P., Jolliet O., 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. Agriculture Ecosystems & Environment, vol. 93. 379-392.

Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Ecoinvent final report v2.0, no. 15, Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, Switzerland.

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Lo Giudice A., 2015. Life Cycle Assessment in the agri-food sector: an overview of its key aspects, international initiatives, certification, labelling schemes and methodological issues, in: Notarnicola, B., Salomone, R., Petti, L., Renzulli, P.A., Roma, R., Cerutti, A.K. (Eds.), Life cycle Assessment in the Agri-food Sector - Case studies, Methodological Issues and Best Practices. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 1-56.

Carbon footprint of snail meat: a case study from an Italian organic outdoor rearing

Giampiero Grossi[1], Maria Vincenza Chiriacò[2], Simona Castaldi[3], Riccardo Valentini[2]

[1]DIBAF – Dipartimento per l'innovazione nei Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, Università degli Studi della Tuscia, via san Camillo de Lellis, snc 01100 Viterbo

[2]DIBAF – Dipartimento per l'innovazione nei Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, Università degli Studi della Tuscia, via san Camillo de Lellis, snc 01100 Viterbo & CMCC – Centro euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici, IAFES Division, viale Trieste, 127 01100 Viterbo

[3]DISTABIF – Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli, via Vivaldi 43, 81100 Caserta, Italy & CMCC – Centro euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici, IAFES Division, viale Trieste, 127 01100 Viterbo

Email: giam_pa@libero.it

Abstract

The aim of this study was to assess the carbon footprint (CF) of snail meat (Helix Aspersa) produced by a small-medium rearing in central Italy and to identify the hot spots in the life cycle of the production that significantly contribute to the CF. The functional unit (FU) was defined as 1 kg of packaged snail meat. The Life Cycle Assessment (LCA) has been applied to the production process with a "cradle to farm gate" approach. Results show that the total contribution to the global warming accounted for 0.640 kg CO_{2eq} FU^{-1}. The breeding and fattening phase with 75% of incidence was the main hot spot of the life cycle considered, compost production for colza and sunflower fertilization was the main contributor within this phase, transports emissions with 10% were the second hot spot.

1. Introduction

The Italian snail production and consumption have increased nearly four times during the last decade (Forte et al., 2016), moving from small-medium to large-scale enterprises (Begg and Mcinnes, 2003). However, consumption is still largely supported (about 70%) by imports (Forte et al., 2016). This confirms that currently the national demand for snail is higher than the supplies, despite Italy is a leader in the sector with an annual sales volume of 265 million euro. Moreover, looking at the future, the human demand for animal proteins is expected to increase to 70-80% by 2050 (Steinfeld, 2012). Among other possible alternatives sources of proteins, special attention has recently been given to edible invertebrates which could benefit of low input of resources with consequent low greenhouse gas (GHG) emissions (Van Huis et al., 2013). The assessment of the GHG emissions along the production process of food allows to understand where environmental impacts can be reduced, providing at the same time the opportunity to companies to reduce also economic costs which are often strictly linked to the use of resources and to the related environmental impacts.

The growing number of life cycle assessment (LCA) related to food sector are the proof that carbon footprint is becoming a relevant topic for the assessment of environmental food impacts, opening new market opportunities for companies and increasing also the consumers' awareness on the environmental impact of their food choices. In order to contribute to a more informed debate on the impact of food on climate change, this study presents the results of the assessment of the carbon footprint (CF) of snail meat produced by an organic small-medium rearing in central Italy.

2. Methodology

2.1. Goal definition and method

The aim of this study was to assess the CF of snail meat produced by a small-medium rearing in central Italy and to identify the hot spots in the life cycle of the production that significantly contribute to the GHG emissions. The methodology adopted in this study follows the recent ISO/TS 14067:2013 guidelines based on standard procedures (ISO 14040-44, 2006a,b).

2.2. Functional unit (FU) and boundaries system

All input and output data are referred to the FU which represent about 1.17 kg of snails (about 5% of those are breeders reused) that after the cleaning out phase (10% weight loss) will have the weight of 1 kg. The LCA has been applied to the production process with a "cradle to farm gate" approach. Durable materials, outdoor breeding and fattening, cleaning-out, packaging, waste management and transports were included in the boundary system shown in Figure 1. The emissions factors adopted in this case study are summarized in Table 1.

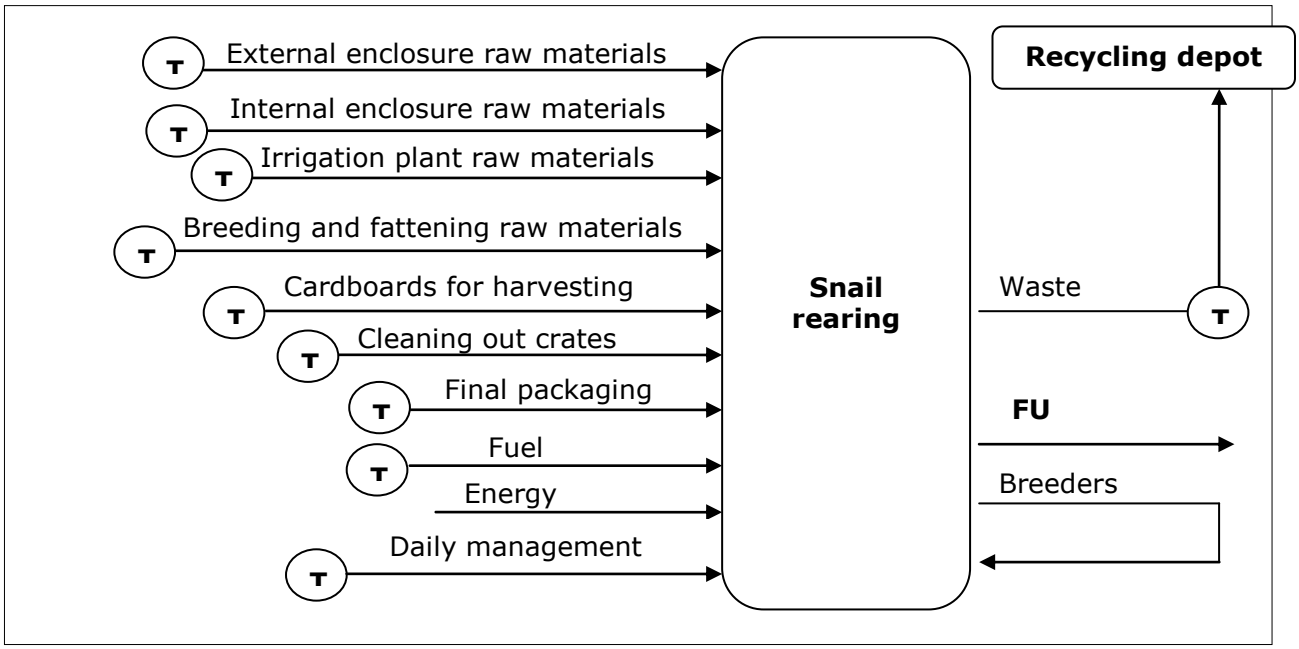


Figure 1: Boundaries system (T is transport)

Table 1: Emission factors adopted for the whole life cycle

Input	Unit	kg CO_{2eq}	Source
Concrete	1 m^3	261	Kellenberger et al., 2007
Steel	1 kg	1.450	Classen et al., 2009
Diesel at regional storage	1 kg	0.511	Jungbluth, 2007
Diesel combustion	1 kg	3.2	http://www.engineeringtoolbox.com
HDPE	1 kg	1.930	Hischier, 2007
Sawn wood	1 m^3	85.4	Werner et al., 2007
Teflon	1 kg	324	Althaus et al., 2007
PVC	1 kg	2.010	Hischier, 2007
LDPE	1 kg	2.100	Hischier, 2007
Chard seeds	1 kg	2.060	Nemecek and Kagi, 2007
Clover seeds	1 kg	3.450	Nemecek and Kagi, 2007
Lettuce - Chicory seeds	1 kg	1.530	Nemecek and Kagi, 2007
Paper	1 kg	1.690	Hischier, 2007
Compost	1 kg	0.332	Nemecek and Kagi, 2007
Wheat grains	1 kg	0.494	Nemecek and Kagi, 2007
Maize grains	1 kg	0.423	Nemecek and Kagi, 2007
Limestone	1 kg	0.002	Kellenberger et al., 2007
Energy	1 kWh	0.650	Frischknecht et al., 2007
Cardboard	1 kg	0.490	Hischier, 2007
Lorry < 3,5 t	1 kgkm	0.002	Spielmann et al., 2007
Car (EURO 5)	1 personkm	0.166	Jungbluth et al., 2007

3. Life cycle inventory (LCI) and analysis

The annual yields of on-farm cultivation were derived from literature (Milani, 2000). The GHG emissions were expressed according to IPCC (2006) as carbon dioxide equivalent (CO_{2eq}) with a time horizon of 100 years. Data in Tables 2, 3 and 4 refer to the production years 2014/15.

Table 2: Input flow for durable materials referred to the FU

Production phase	Data	Material	Unit	Quantity	Source
External enclosure	Poles	Concrete	m^3 FU^{-1}	$4 * 10^{-4}$	Primary
	Panels	Steel	kg FU^{-1}	0.172	Primary
	Mesh	Steel	kg FU^{-1}	0.044	Primary
	Wire	Steel	kg FU^{-1}	0.007	Primary
	Tie rods	Steel	kg FU^{-1}	$1 * 10^{-4}$	Primary
	Rebars	Steel	kg FU^{-1}	0.001	Primary
	Bolts and screws	Steel	kg FU^{-1}	0.001	Primary
	Fuel	Gasoline	kg FU^{-1}	0.002	Primary
Internal enclosure	Mesh	HDPE	kg FU^{-1}	0.017	Primary
	Poles	Sawn wood	m^3 FU^{-1}	$7 * 10^{-4}$	Primary
	Tie rods	Steel	kg FU^{-1}	0.007	Primary

Production phase	Data	Material	Unit	Quantity	Source
	Fuel	Gasoline	kg FU^{-1}	0.003	Primary
Irrigation plant	Ribbons	Teflon	kg FU^{-1}	0.001	Primary
	Pipes ø 3.5 x 5.5 mm	PVC	kg FU^{-1}	0.002	Primary
	Pipes ø 25 mm	LDPE	kg FU^{-1}	0.028	Primary
	Pipes Mannesmann	Steel	kg FU^{-1}	0.008	Primary
	Junction, L-pipe, sleeves	LDPE	kg FU^{-1}	0.001	Primary

Table 3: Input flow referred to the FU for breeding, fattening and harvesting phase

Production phase	Data	Material	Unit	Quantity	Source
Farming	Seeds	Chard	kg FU^{-1}	0.001	Primary
	Packaging chard seeds	Paper	kg FU^{-1}	$1 * 10^{-4}$	Primary
	Seeds	Clover	kg FU^{-1}	$7 * 10^{-4}$	Primary
	Packaging clover seeds	Paper	kg FU^{-1}	$1 * 10^{-4}$	Primary
	Seeds	Lettuce	kg FU^{-1}	$7 * 10^{-4}$	Primary
	Packaging lettuce seeds	Paper	kg FU^{-1}	$1 * 10^{-4}$	Primary
	Seeds	Chicory	kg FU^{-1}	$7 * 10^{-4}$	Primary
	Packaging chicory seeds	Paper	kg FU^{-1}	$1 * 10^{-4}$	Primary
	On-farm colza fodder	Colza	kg FU^{-1}	0.031	Secondary
	On-farm sunflower fodder	Sunflower	kg FU^{-1}	0.063	Secondary
	Colza and sunflower management	Gasoline	kg FU^{-1}	$2.5 * 10^{-3}$	Primary
	Colza and sunflower fertilization	Compost	kg FU^{-1}	0.874	Primary
	Supplementary feeding	Wheat	kg FU^{-1}	0.066	Primary
	Supplementary feeding	Maize	kg FU^{-1}	0.054	Primary
	Supplementary feeding	Limestone	kg FU^{-1}	0.050	Primary
	Mixed feed packaging	Paper	kg FU^{-1}	0.008	Primary
	Mixed feed grinding	Energy	kWh FU^{-1}	$5.4 * 10^{-4}$	Primary
	Sowing	Gasoline	kg FU^{-1}	0.003	Primary
	Fence maintenance	Gasoline	kg FU^{-1}	0.008	Primary
	Gasoline 10 L tank	HDPE	kg FU^{-1}	$1 * 10^{-4}$	Primary
	Well pump	Energy	kWh FU^{-1}	0.109	Primary
Snail harvesting	Panels	Cardboard	kg FU^{-1}	0.035	Primary
Cleaning out	Crates	HDPE	kg FU^{-1}	0.460	Primary
Final packaging	Tubular net	LDPE	kg FU^{-1}	0.006	Primary

Table 4: Transports involved in the life cycle referred to the FU

Transport	Data	Unit	Quantity	Vehicle	Source
External enclosure	Poles	kgkm	5.028	< 3.5 t	Primary
	Bolts and screws	personkm	40	Car	Primary
	Panels, mesh, tie rods, wire, rebars	kgkm	4.474	< 3.5 t	Primary
	Fuel	personkm	10	Car	Primary
Internal enclosure	Mesh	kgkm	0.524	< 3.5 t	Primary
	Poles	kgkm	10.835	< 3.5 t	Primary
	Tie rods	personkm	40	Car	Primary
	Fuel	personkm	10	Car	Primary
Irrigation plant	Ribbons, pipes, junction, L-pipes, sleeves	kgkm	0.770	< 3.5 t	Primary
Breeding and fattening	Seeds including packaging	personkm	20	Car	Primary
	Mixed feed	personkm	20	Car	Primary
	Compost	kgkm	26.220	< 3.5 t	Primary
	Fuel	personkm	100	Car	Primary
Snail harvesting	Cardboard	personkm	40	Car	Primary
Cleaning out	Crates	kgkm	9.2	< 3.5 t	Primary
Final packaging	Tubular net	personkm	40	Car	Primary
Daily management	Farmer	personkm	1,000	Car	Primary
Recycling depot	Poles	kgkm	2.514	< 3.5 t	Primary
	Bolts and screws	personkm	6	Car	Primary
	Mesh	kgkm	0.051	< 3.5 t	Primary
	Poles	kgkm	1.626	< 3.5 t	Primary
	Tie rods	personkm	6	Car	Primary
	Panels, mesh, wire, tie rods, rebars	kgkm	0.672	< 3.5 t	Primary
	Ribbons, pipes, junction, L-pipe, sleeves	kgkm	0.120	< 3.5 t	Primary
	Feed and seeds packaging	personkm	6	Car	Primary
	Cardboards	personkm	6	Car	Primary
	Crates	kgkm	1.38	< 3.5 t	Primary
	Gasoline tank	personkm	6	Car	Primary

3.1. Farm description

The rearing analyzed in this case study is a small farm situated in central Italy at the foot of Cimini mountain (Chia) in Viterbo. The farm is organized in 11 breeding and fattening plots with an area of 300 square meters each. Each plot is fenced by a high-density polyethylene (HDPE) mesh fastened to a total of 36 chestnut poles and is equipped with a central row with a total of 17 chestnut poles used to anchor the pipes of the irrigation system. Between the plots a passageways of about 60 cm allows the agricultural operations. Each plot is cultivated following the same ratio of species; Chicory *(Cichorium intybus),* Lattuce *(Lactuca sativa L.),* Clovers *(Trifolium pratense)* and Chard *(Beta vulgaris L. var. cycla L. Ulrich)* which are renewed every 2 years. The wide range of species involved in the plot management, the presence of N-fixing crops, the large biodiversity as well the high ratio of crop residues used such as green manure at the end of the 2 years cycle, allow to manage the plots without

chemical fertilizers and pesticides supply. Each plot is daily irrigated for about 20 minutes during the 6 months (April to September). The whole breeding and fattening area is fenced by a steel mesh fastened to 106 concrete poles and anchored at the bottom by 102 steel panels. Out-side the fenced area 0.25 ha of soil are dedicated to Colza *(Brassica rapa subsp. campestris L.)* and Sunflower *(Helianthus annuus L.)* cultivation annually fertilized with about 7 t of (out-farm) organic compost and daily irrigated from April to September, the seeds are on-farm produced. The total soil occupation referred to the FU is 1.1 m^2 which is composed by 37% (0.41 m^2) of breeding and fattening fenced area, 28% (0.31 m^2) of colza and sunflower cultivation, 22% (0.24 m^2 out-farm) maize and grain cultivation and 13% (0.14 m^2) of passageways. A 10 L HDPE tank is filled up with gasoline and carried to the farm by car when needed for the use of agricultural equipment. The average annual amount of snails harvested from each plot is about 850 kg, however about 50 kg of those are reused such as breeders for the following production cycle. In addition to the Sunflower fodder (46 kg $plot^{-1}$ $year^{-1}$) and Colza fodder (23 kg $plot^{-1}$ $year^{-1}$) supplementary feed (124 kg $plot^{-1}$ $year^{-1}$) is daily added during 4 months of the fattening phase consisting in a milled mix of 40% wheat grains 27% maize grains and 33% limestone. The daily snails harvesting between May and September is made up by positioning 100 cardboards inside each plot. After being harvested, 4-5 days of cleaning out are needed in order to sell the final product. The outdoor cleaning out occur in HDPE crates, the volume occupied by the snails inside the crates during the cleaning out phase never go over 15%, after that phase the snails are packaged into low-density polyethylene (LDPE) tubular nets and then sold fresh without refrigeration process.

4. Approach

For the assessment of the GHG emissions related to the plant construction (Table 5) the lifespan of durable materials were assumed to be 75 years for external enclosure, 30 years for the irrigation plant and HDPE cleaning out crates, 20 years for the chestnut poles, 3 years for the HDPE mesh and 2 years for some plot managements (sowing and seeds). On-farm soil emissions were computed according to (IPCC, 2006) Tier 2 formula, while for the GHG emissions coming from out-farm grain and maize cultivation for the supplementary feed, default data according to Nemecek and Kagi (2007) were used. For the percentage of crop residues we took into account the average snail feed intake (0.2 g day^{-1} $snail^{-1}$) declared by Czarnolęski et al., (2008) during the 160 days of the growing phase, which multiplied for 67 snails included in our FU accounted for about 2.2 kg of feed intake FU^{-1}. Direct emissions of N_2O were calculated using the emission factors for Mediterranean cultivations according to Castaldi et al., (2015).

5. Results and discussion

Results show that the total contribution to the global warming of the snails produced by the organic rearing evaluated in this case study accounted for 0.640 kg CO_{2eq} FU^{-1}.

As shown in Figure 2 and Table 5, the breeding and fattening phase with 75% of incidence was the main hot spot of the life cycle considered, in accordance with results found also by Forte et al., (2016).

The Colza and Sunflower management with 63% was the main contributor within this phase. This is because of the production of out-farm compost used as organic fertilizer which is responsible for about 45% of the total life cycle analyzed, value that rise up to 53% when considering related transport, fuel and N_2O soil emissions. The energy consumed for irrigation and the supplementary mixed feed are the second and the third contributors within the breeding and fattening phase with 15% and 14% respectively, while fence management which includes also N_2O emissions from crop residues, with 7% was the last contributor within this phase.

Transport emissions were the second GHG hot spot of the life cycle analyzed (10%) and within that phase compost and daily farmer transports were the main contributor with 60% and 28% respectively (Table 5).

The waste management emissions are exclusively related to the distance driven to reach the recycling depot and consider the lifespan of durable materials. The rearing plant construction including external/internal fences and irrigation plant, due to the wide lifespan of the materials involved, accounted collectively only for 5%.

Because of CH_4 and N_2O emissions, the composting process is a relevant source of GHG emissions especially in agri-food products which have a low overall carbon footprint due to the few input resources and the absence of processing.

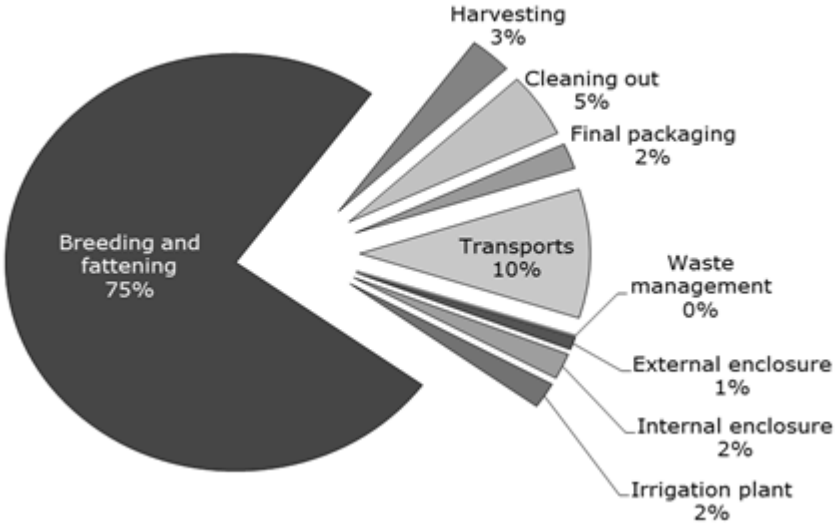


Figure 2: Contributions to the carbon footprint of each phase of the snail rearing life cycle

Table 5: GHG associated to the FU taking into account the lifespan of durable materials

Phase	Data	kg CO_{2eq} FU^{-1}	% $phase^{-1}$	% $total^{-1}$
External enclosure	Poles	0.001	19	-
	Panels	0.003	58	-
	Mesh	0.001	19	-
	Wire	$1 * 10^{-4}$	2	-
	Tie rods	$2 * 10^{-6}$	-	-
	Rebars	$2 * 10^{-6}$	-	-
	Bolts and screws	$2 * 10^{-6}$	-	-
	Fuel	$9.5 * 10^{-5}$	1	-
	Subtotal	***0.005***	***100***	***1***
Internal enclosure	Mesh	0.011	75	2
	Poles	0.003	21	-
	Tie rods	$1 * 10^{-4}$	-	-
	Fuel	$4.2 * 10^{-4}$	3	-
	Subtotal	***0.015***	***100***	***2***
Irrigation plant	Ribbons	0.011	81	2
	Pipes ø 3.5 x 5.5 mm	$1 * 10^{-4}$	-	-
	Pipes ø 25 mm	0.002	15	-
	Pipes Mannesmann	$4 * 10^{-4}$	3	-
	Junction, L-pipe, sleeves	$1 * 10^{-4}$	-	-
	Subtotal	***0.014***	***100***	***2***
Breeding and fattening	Seeds	0.003	-	-
	Packaging seed	$3 * 10^{-4}$	-	-
	On-farm fodder management	0.300	63	47
	Supplementary feeding	0.069	14	11
	Fence management	0.036	7	6
	Well pump	0.071	15	11
	Subtotal	***0.479***	***100***	***75***
Harvesting	***Cardboards***	***0.017***	***100***	***3***
Cleaning out	***Crates***	***0.030***	***100***	***5***
Final packaging	***Tubular nets***	***0.013***	***100***	***2***
Transports	Poles	$1 * 10^{-4}$	-	-
	Panels, mesh, wire, tie rods, rebars	$1 * 10^{-4}$	-	-
	Bolts and screws	$9.05 * 10^{-6}$	-	-
	Fuel	$2.26 * 10^{-6}$	-	-
	Mesh	$3 * 10^{-4}$	-	-
	Poles	0.001	1	-
	Tie rods	$9.05 * 10^{-6}$	-	-
	Fuel	$5.65 * 10^{-6}$	-	-
	Ribbons, pipes, junction, L-pipe, sleeves	$5 * 10^{-4}$	1	-
	Seeds including packaging	$2 * 10^{-4}$	-	-
	Mixed feed including packaging	$3 * 10^{-4}$	-	-
	Compost	0.040	60	6
	Fuel	0.002	3	-
	Cardboards	0.001	2	-
	Crates	0.001	2	-
	Farmer	0.019	28	3
	Tubular nets	0.001	2	-
	Subtotal	***0.066***	***100***	***10***
Transports	***Waste management***	***0.001***	***100***	***-***
Total	***Cradle to farm gate***	***0.640***	-	***100***

6. Conclusion

Due to the low carbon footprint, and if considering the low capital investment requirements by snail farming and the overall lower risk compared to other livestock farming, snail meat could be an environmental-friendly and cost-effective alternative source of proteins for human nutrition. The LCA analysis highlighted that the Colza and Sunflower fertilization is the key farming practice to be investigated in order to find possible solutions to further reduce the overall GHG farm emissions and drive farmers to cut at the same time environmental and cost loads.

7. Acknowledgement

The authors wish to thank “La Chiocciolina BBC” for their appreciated effort in sharing their sensitive rearing data for the purposes of this research.

8. References

Althaus, HJ, Chudacoff, M, Hischier, R, Jungbluth, N, Osses, M, Primas A, 2007. Life Cycle Inventories of Chemicals. ecoinvent report No. 8, v2.0. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.org.

Begg, S, Mcinnes, P, 2003. Farming edible snails - lessons from Italy. A report from the Rural Industries Research & Development Corporation by Sonya Begg. ISBN 0 642 58703 5, ISSN 1440-6845. Publication No. 03/137. Project No. SF1-1A.

Castaldi, S, Alberti, G, Bertolini, T, Forte, A, Miglietta, F, Valentini, R, Fierro, A, 2015. N_2O Emission Factors for Italian Crops. In The Greenhouse Gas Balance of Italy, R. Environmental Science and Engineering, Valentini R and Miglietta F (eds.), pp.135-144, DOI 10.1007/978-3-642-32424-6_9.

Classen, M, Althaus, HJ, Blaser, S, Tuchschmid, M, Jungbluth, N, Doka, G, Faist Emmenegger, M, Scharnhorst, W, 2009. Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.1, No 10. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch.

Czarnolęski, M, Kozlowski, J, Dumiot, G, Bonnet, JC, Mallard, J, Dupont-Nivet, M, 2008. Scaling of metabolism in Helix aspersa snails: changes through ontogeny and response to selection for increased size. The Journal of Experimental Biology 211, 391-399 Published by The Company of Biologists 2008 doi:10.1242/jeb.013169.

Forte, A, Zucaro, A, De Vico, G, Fierro, A, 2016. Carbon footprint of heliciculture: A case study from an Italian experimental farm. Agricultural systems 142 (2016) 99-111. Contents lists available at Science Direct journal homepage: www.elevier.com/locate/agsy

Frischknecht, R, Tuchschmid, M, Faist Emmeneger, M, Bauer, C, Dones, R, 2007. Strommix und Stromnetz. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (ed. Dones R.). ecoinvent report No. 6, v2.0. Paul Scherrer institute Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch.

Hischier, R, 2007. Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Paper. Ecoinvent Report No. 11, Swiss Centre For Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

IPCC, 2006. De Klein, C, Rafael, SA, Novoa Ogle, S, Smith, KA, Rochette, P, Wirth, TC, McConkey, BG, Mosier, A, and Rypdal, K, 2006. Agriculture, Forestry and Other Land Use, volume 4. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC.

ISO, 2006a. ISO 14040:2006 - Environmental Management Life Cycle Assessment Principles and Framework. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland (www.iso.org).

ISO, 2006b. ISO 14044:2006 - Environmental Management Life Cycle Assessment Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland (www.iso.org).

ISO, 2013. ISO/TS 14067:2013 - Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization, Geneva (www.iso.org).

Jungbluth, N, 2007. Erdöl. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (Ed. Dones.R). ecoinvent report No. 6-IV, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Jungbluth, N, Chudacoff, M, Dauriat, A, Dinkel, F, Doka, G, Faist Emmenegger, M, Gnansounou, E, Kljun, N, Schleiss, K, Spielmann, M, Stettler, C, Sutter, J, 2007. Life Cycle Inventories of Bioenergy. ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Ineventories, Dübendorf, CH.

Kellenberger, D, Althaus, HJ, Jungbluth, N, Künniger, T, Lehmann, M, Thalmann, P, 2007. Life Cycle Inventories of Building Products. Final report ecoinvent Data v2.0 No. 7. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.org.

Milani, G, 2000. Coltivazione erbacee e orticole, Sez. B, Ch. 3, pag. 69-177. In: Manuale di Agricoltura [eds.] HOEPLI.

Nemecek, T, Kagi, T, 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production System. Final report ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH, Online-Version under www.ecoinvent.ch.

Spielmann, M, Bauer, C, Dones, R, Tuchschmid, M, 2007. Transport Services. Ecoinvent report No. 14. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

Steinfeld, H, 2012. Sustainability Issues in Livestock Production. Exploratory Workshop Sustainable Protein Supply (Amsterdam, 26 pp).

Van Huis, A, Van Itterbeeck, J, Klunder, H, Mertens, E, Halloran, A, Muir, G, Vantomme, P, 2013. Edible Insects: Future Prospects for Food and Feed Security, FAO Forestry Paper 171. FAO, Rome (183 pp).

Werner, F, Althaus, HJ, Künniger, T, Richter, K, Jungbluth, N, 2007. Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material. Final report ecoinvent 2000 No. 9. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Verison under: www.ecoinvent.ch.

Comparazione di differenti metodi di allocazione nella LCA applicata nel settore dell'allevamento ovino

Giovanni Mondello[1], Roberta Salomone[2], Elena Neri[3], Nicoletta Patrizi[3], Simone Bastianoni[3], Francesco Lanuzza[2]

[1]Dipartimento di Studi Aziendali, Università degli Studi Roma Tre
[2]Dipartimento di Economia, Università degli Studi di Messina
[3]Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi di Siena

Email: **giovanni.mondello@uniroma3.it**

Abstract

Lo scopo del presente studio è quello di valutare come la scelta del tipo di allocazione possa influire sulla valutazione dei potenziali impatti ambientali associati ad un sistema di allevamento ovino, analizzando la co-produzione di 1 kg di latte, 1 kg di lana grezza e 1 kg di carne (peso vivo). A tale scopo, sono stati utilizzati quattro differenti metodi di allocazione: di massa, economica, energetica e su massa proteica. Dall'analisi della produzione del latte viene evidenziato che gli impatti maggiori sono associati al metodo di allocazione economica (GWP 4,33 kg CO_2 eq), mentre analizzando la produzione della lana grezza e della carne (PV) i carichi maggiori sono legati all'allocazione basata su massa proteica (GWP 40,14 e 10,32 kg CO_2 eq). Lo studio evidenzia che la scelta del metodo di allocazione influisce significativamente sui risultati finali dell'analisi, soprattutto quando l'unità funzionale prescelta è 1 kg di lana grezza.

1. Introduzione

Uno dei problemi che è possibile dover affrontare durante l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment (LCA), è quello dell'analisi di un sistema multifunzionale, cioè un processo in grado di fornire diversi co-prodotti (Weidema e Schmidt, 2010; European Commission, 2010). Sulla base degli obiettivi e degli scopi selezionati per condurre lo studio LCA di un sistema con tali caratteristiche, spesso risulta fondamentale porre l'attenzione sulla valutazione degli impatti ambientali derivati da un unico prodotto, affrontando, di conseguenza, il problema della multifunzionalità. Gli input e gli output del sistema analizzato dovrebbero quindi essere allocati per i differenti co-prodotti ottenuti. Nonostante ciò, la ISO 14044:2006 consiglia di evitare l'allocazione, proponendo due principali metodi per risolvere il problema della multifunzionalità (ISO, 2006b): a) suddividendo il sistema in differenti sub-processi e analizzando in dettaglio gli input e gli output di ogni singolo sub-processo; b) espandendo i confini del sistema e quindi includendo processi che inizialmente erano stati esclusi dall'analisi.

Quando l'allocazione non può essere evitata, gli input e gli output del sistema devono essere suddivisi tra i co-prodotti tenendo in considerazione le loro relazioni su base fisica o di altro tipo (ISO, 2006b). Una tipologia di allocazione comunemente utilizzata negli studi LCA è quella su base economica, la quale

tiene in considerazione il valore in termini monetari dei co-prodotti del processo analizzato (Wiedemann et al., 2015a).

In questo contesto l'allevamento degli ovini risulta essere un sistema di rilevante interesse, dato il suo ruolo multifunzionale nella co-produzione di latte, lana e carne. La valutazione degli impatti ambientali associati a tali prodotti porta inevitabilmente all'utilizzo del metodo dell'allocazione, dato che non è possibile analizzare in dettaglio gli input e gli output riferiti ad ogni singolo co-prodotto (Wiedemann et al., 2015a). Inoltre, nel caso in cui lo scopo dello studio fosse quello di valutare le performances ambientali di un singolo prodotto (es. la produzione di latte), il metodo dell'espansione del sistema risulterebbe inappropriato. Pertanto, poichè l'impiego di differenti metodi di allocazione porta a grandi variazioni negli impatti rilevati per singolo prodotto (Guinée e Heijungs, 2007), risulta essere di rilevante importanza valutare come, all'interno di un sistema di allevamento ovino, gli impatti ambientali ottenuti possano variare in base alla tipologia di allocazione scelta.

Dall'analisi della letteratura è emerso che, la maggior parte degli studi LCA sulle produzioni di origine ovina sono di tipo applicativo, incentrando quindi l'attenzione sulla valutazione dei potenziali impatti ambientali derivati da latte, lana e/o carne. Tra questi studi, quelli svolti negli ultimi anni e pubblicati su riviste scientifiche internazionali sono: Batalla et al., 2015; Wiedemann et al., 2015b; Jones et al., 2014 Zonderland-Tomassen et al., 2014; Ripoll-Bosh et al., 2013; Biswas et al., 2010. In tali lavori l'allocazione viene applicata considerando principalmente il valore economico dei co-prodotti.

Wiedemann et al. (2015a) hanno, invece, svolto uno studio LCA con lo scopo di analizzare differenti approcci per risolvere la multifunzionalità dovuta alla co-produzione di lana e carne (peso vivo - PV). Nello studio vengono presentati quattro diversi casi di allevamento ovino che differiscono principalmente per la produzione di carne (PV) e lana, per il livello di produttività e per la localizzazione. Per risolvere il problema della co-produzione, sono stati valutati tre differenti metodi di allocazione (biofisica, massa proteica ed economica) e due espansioni del sistema. I risultati ottenuti in questo studio mostrano come gli impatti ambientali derivati dalla produzione di lana e carne (PV), variano sensibilmente in base al metodo di allocazione utilizzato.

L'analisi della letteratura ha quindi evidenziato che, nonostante i prodotti di origine ovina siano stati oggetto di studio in molti lavori, è presente una carenza di analisi basate sull'aspetto metodologico dell'applicazione della LCA in tale ambito. Inoltre, non sono stati effettuati studi che analizzano differenti metodologie per risolvere la multifunzionalità, considerando tutti i co-prodotti del sistema in questione, quindi latte, lana e carne. Lo scopo di questo studio è, pertanto, quello di valutare come, nell'analisi dei potenziali impatti ambientali derivati dalla co-produzione di latte, lana grezza e carne (PV) di una pecora, la scelta del tipo di allocazione possa influire sui risultati finali.

2. Materiali e metodi

Per valutare come la scelta del tipo di allocazione possa influire sulla valutazione degli impatti ambientali associati ad un sistema di allevamento ovino, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) è stata applicata per tre diverse unità funzionali (UF) - 1 kg di latte, 1 kg di lana grezza e 1 kg di carne (peso vivo) – e quattro differenti metodi di allocazione (di massa, economica, energetica e su massa proteica). Lo studio LCA è stato svolto in conformità alle norme ISO 14040-44:2006 (ISO, 2006a; ISO, 2006b).

2.1 Definizione degli obiettivi e del campo di applicazione

Lo scopo dello studio è quello di valutare come variano i potenziali impatti ambientali associati alla co-produzione di latte, lana e carne (PV) da ovini, in base alla tipologia di allocazione scelta. Per condurre lo studio è stato scelto un approccio “cradle to gate” considerando: i mangimi utilizzati per l’alimentazione dell’ovino (in parte prodotti direttamente in azienda), il trasporto dei materiali in azienda e i consumi di acqua ed energia elettrica in fase di allevamento/produzione. Per la produzione dei mangimi in azienda, sono stati considerati: produzione dei semi, emissioni derivate dall’utilizzo dei fertilizzanti (nitrato di ammonio e letame) e dei diserbanti, e consumo di gasolio. I macchinari e le strutture utilizzati in azienda sono stati invece esclusi dai confini del sistema. Per svolgere lo studio sono state utilizzate tre differenti UF: 1 kg di latte, 1 kg di lana grezza e 1 kg di carne (PV). Gli input e gli output del processo sono stati inizialmente associati rispettivamente all’esclusiva produzione di latte, lana e carne (PV) e poi sono stati applicati quattro diversi metodi di allocazione:

- l’allocazione di massa, applicata dividendo gli input del sistema per le quantità (in kg) di output prodotti. La scelta del metodo è dovuta alle grandi differenze rilevate tra le quantità degli output di latte, lana e carne (PV);
- l’allocazione economica, svolta prendendo in considerazione il valore economico (in €) dei tre co-prodotti. Questo metodo è quello maggiormente utilizzato negli studi LCA presenti in letteratura (Wiedemann et al., 2015);
- l’allocazione energetica, applicata considerando il potere calorifico (in MJ) dei tre output analizzati. Anche in questo caso sono state evidenziate ampie differenze, in termini energetici, tra i co-prodotti;
- l’allocazione su massa proteica, applicata prendendo in considerazione il contenuto proteico (in kg di massa proteica) di latte, lana grezza e carne (PV). Questo metodo di allocazione è stato selezionato in accordo con Wiedemann et al. (2015).

2.2 Analisi di inventario

Per valutare al meglio la co-produzione di latte, lana grezza e carne (PV), è stata considerata l’intera vita di una pecora (vita media 6 anni). È importante sottolineare che, sulla base degli output prodotti dall’ovino durante il suo intero arco di vita, sono state considerate:

- la quantità di latte prodotta in 5 anni, dato che nel primo anno la mungitura non viene effettuata. Il latte prodotto annualmente varia in base all'età dell'animale, presentando un andamento crescente fino al terzo e al quarto anno di età (picco massimo di produzione pari a 175 kg/anno) e successivamente, un andamento decrescente;
- la quantità di lana prodotta in 6 anni, in quanto l'ovino viene tosato già dal primo anno di vita. In questo caso la pecora in esame produce ogni anno la stessa quantità di lana (2 kg/anno);
- la quantità di carne prodotta alla fine della vita dell'ovino, pari al peso massimo che può raggiungere l'ovino (40 kg).

I dati utilizzati per svolgere questo studio sono di tipo primario - cioè raccolti direttamente in azienda - e di tipo secondario - ottenuti quindi tramite l'ausilio della letteratura scientifica internazionale e di banche dati dedicate – come dettagliato in Tabella 1.

Tabella 1: Fonte dei dati

Input/Output	**Sorgente dati**
Semi di grano[1]	Dati misurati; Ecoinvent database
Semi di orzo[1]	Dati misurati; Ecoinvent database
Ferilizzanti[1]	Dati misurati; Brentrup et al., 2000
Diserbanti[1]	Dati misurati; EMEP/EEA, 2009; Audsley et al., 2003
Gasolio[1]	Dati misurati; LCA Food DK database
Grano[2]	Dati misurati; Ecoinvent database
Orzo[2]	Dati misurati; Ecoinvent database
Avena[2]	Dati misurati; LCA Food DK database
Granturco[2]	Dati misurati; Ecoinvent database
Farina di soia[2]	Dati misurati; Ecoinvent database
Fieno[2]	Dati misurati; Ecoinvent database
Acqua	Dati misurati; Ecoinvent database
Energia elettrica	Dati misurati; Ecoinvent database
Emissioni enteriche	Dati calcolati; IPCC, 2006
Trasporti	Dati misurati; Ecoinvent database

[1] Mangimi prodotti in azienda

[2] Mangimi acquistati

2.3 Analisi degli impatti

La valutazione degli impatti ambientali del sistema analizzato è stata svolta tramite l'utilizzo del software SimaPro 8 (PRé Consultant, 2014). In accordo con Wiedemann et al. (2015a), sono state scelte tre principali categorie d'impatto, Global Warming Potential - GWP (metodo IPCC 2007 GWP 100a v. 1.02; IPCC, 2007), Energy Use - EU (metodo Cumulative Energy Demand; Frischknecht et al., 2007) e Land Use - LU (metodo CML 2001; Guinée et al., 2001).

3. Risultati e discussione

3.1 Procedure di allocazione

In Tabella 2 sono riportate le percentuali ottenute per ogni output considerato, sulla base della tipologia di allocazione scelta. Dalla procedura di allocazione emerge che il latte è il prodotto al quale sono attribuite le percentuali maggiori. Questo è confermato dal fatto che, in azienda, il latte è il prodotto di maggiore importanza da un punto di vista sia quantitativo che economico.

La lana grezza e la carne (PV) presentano, invece, un andamento percentuale differente in base alla tipologia di allocazione scelta: con l'allocazione di massa ed economica, la carne (PV) presenta percentuali maggiori rispetto alla lana, mentre su base energetica e proteica si riscontra l'esatto contrario, anche se il divario tra i due co-prodotti, in questo caso, è meno accentuato.

Tabella 2: Incidenza delle procedure di allocazione sugli output produttivi

Metodo di allocazione	**Co-prodotti**		
	Latte (%)	**Lana grezza (%)**	**Carne PV (%)**
Massa	93,4	1,5	5,1
Economica	94,6	0,9	4,6
Energetica	88,1	6,5	5,4
Massa proteica	73,4	14,3	12,3

3.2 Comparazione dei differenti metodi di allocazione analizzati

Concentrando l'attenzione sui GWP riferiti alle tre UF selezionate (Figura 1), i risultati mostrano che, attribuendo tutti gli input all'esclusiva produzione di 1 kg di latte, 1 kg di lana grezza e 1 kg di carne (PV), i valori sono rispettivamente pari a 4,56 kg CO_2 eq, 279,41 kg CO_2 eq e 83,82 kg CO_2 eq.

L'elevata differenza riscontrata nei valori di GWP è dovuta principalmente al fatto che l'ovino analizzato presenta un'alta efficienza nella produzione di latte (che risulta quindi essere il prodotto principale ottenuto in azienda) e una scarsa produzione di lana e carne (PV), le cui quantità ottenute durante i sei anni di vita dell'animale sono rispettivamente pari a 12 kg e 40 kg.

Applicando, invece, l'allocazione i risultati mostrano che gli impatti ambientali maggiori legati alla produzione del latte sono da attribuire al metodo di allocazione economica (4,32 kg CO_2 eq), mentre riguardo la produzione di lana grezza e carne (PV) gli impatti maggiori si riscontrano allocando i due prodotti su massa proteica (40,12 kg CO_2 eq e 10,32 kg CO_2 eq).

Analizzando in dettaglio ogni singola UF emerge che, sulla base della tipologia di allocazione scelta, i risultati di GWP riferiti alla produzione di 1 kg di latte variano da 4,32 a 3,36 kg CO_2. Questo evidenzia come la variazione nei risultati sia abbastanza ridotta. Nonostante ciò, il metodo di allocazione su massa proteica, che in questo caso risulta essere quello a minore impatto ambientale, presenta una riduzione in termini di GWP pari al 20%. Mentre, confrontando i risultati riferiti alla produzione del latte allocato su base di massa ed economica, gli impatti rilevati presentano valori abbastanza simili. Questo è dovuto al fatto che i valori ottenuti dalle procedure di allocazione di massa (93,4%) ed economica (94,6%) mostrano una bassa variazione percentuale.

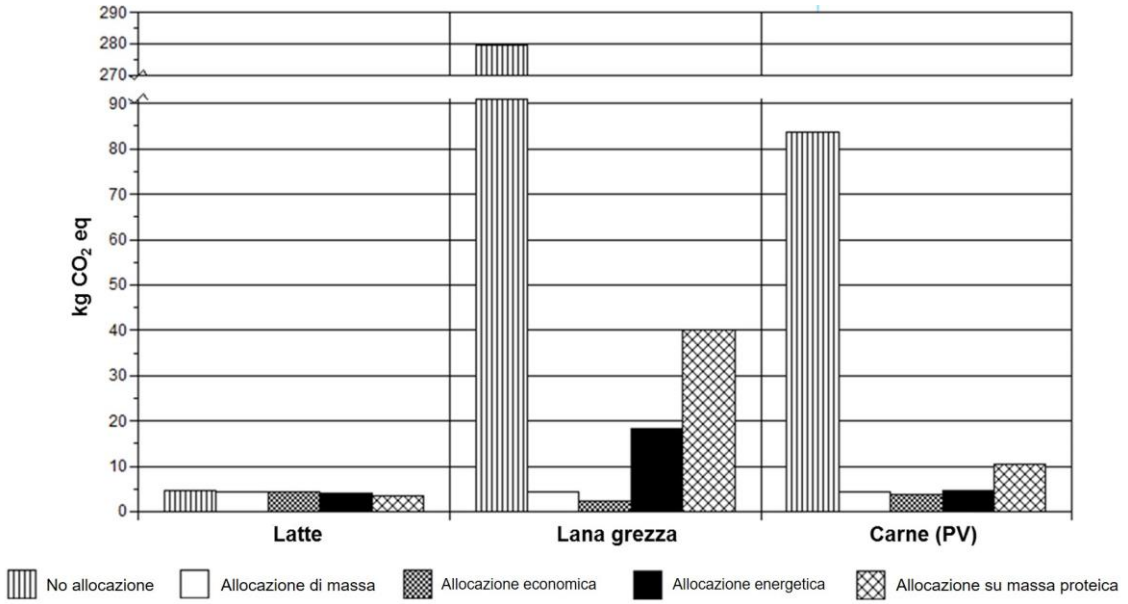


Figura 1: Risultati di GWP riferiti alle tre UF

L'analisi degli impatti ambientali connessi alla produzione di 1 kg di lana grezza mostra che i risultati di GWP variano, in base al metodo di allocazione utilizzato, da 40,12 a 2,4 kg CO_2 eq.

In Figura 1 viene evidenziato che, analizzando questo co-prodotto, i carichi ambientali minori sono associati all'allocazione economica mentre quelli maggiori sono associati alla scelta dell'allocazione su massa proteica, presentando quindi una situazione inversa rispetto a quella riscontrata nell'analisi della produzione del latte. I risultati di GWP mostrano, inoltre, come sia presente una grande variazione degli impatti ambientali rilevati.

Infatti, la differenza dei valori ottenuti, tra il metodo di allocazione su massa proteica e quelli su base di massa, economica ed energetica, è rispettivamente pari a circa il 90%, 95% e 55%. Inoltre, le allocazioni su base di massa ed economica presentano valori relativamente bassi, data la ridotta quantità di lana prodotta dall'ovino in esame e il suo basso valore economico (0,50 € per kg). Impatti elevati sono anche legati alla scelta del metodo di allocazione basato sul contenuto energetico (18,17 kg CO_2 eq) e sono principalmente dovuti all'elevato contenuto energetico riscontrato nella lana grezza.

I risultati riferiti alla produzione di 1 kg di carne (PV) mostrano un andamento simile a quello riscontrato per la lana e una variazione in termini di GWP da 10,32 a 3,85 kg di CO_2 eq. In questo caso l'incremento dei valori di GWP tra il metodo di allocazione economica (minore impatto) e quello su massa proteica (maggiore impatto) è pari a circa il 60%.

Gli andamenti osservati per il GWP delle tre UF, sono confermati anche dai risultati in termini di LU e EU, come riportato in Tabella 3.

Tabella 3: risultati di GWP, EU e LU

Categoria di impatto	Co-prodotto (UF 1 kg)	Metodo di allocazione				
		No alloc.	Massa	Economica	Energetica	Massa proteica
GWP (kg CO_2 eq)	Latte	4,56	4,27	4,33	4,03	3,36
	Lana grezza	279,41	4,27	2,40	18,17	40,14
	Carne (PV)	83,82	4,27	3,85	4,58	10,32
EU (MJ)	Latte	138,04	128,92	130,54	121,57	101,31
	Lana grezza	8454,70	128,92	72,52	548,11	1211,11
	Carne (PV)	2536,41	128,92	116,03	138,06	311,43
LU (m^2a)	Latte	26,61	24,85	25,17	23,44	19,53
	Lana grezza	1630,02	24,85	13,98	105,67	233,50
	Carne (PV)	489,01	24,85	22,37	26,62	60,04

4. Conclusioni

I risultati dell'analisi dei potenziali impatti ambientali derivanti dalla co-produzione di latte, lana grezza e carne (PV) di una pecora hanno mostrato che la scelta del metodo di allocazione può influire significativamente sui risultati finali ed è, pertanto, una scelta fondamentale nello sviluppo di uno studio LCA in questo specifico campo di applicazione. In particolare, prendendo in considerazione la produzione del latte, gli impatti minori sono associati all'allocazione su massa proteica, mentre considerando la produzione della lana grezza e della carne (PV), gli impatti minori vengono attribuiti all'allocazione economica. Ciò evidenzia come, la scelta della tipologia di allocazione sia strettamente correlata al tipo di prodotto analizzato.

Lo studio è, quindi, un'ulteriore conferma del motivo per cui la norma ISO 14044:2006 consiglia di evitare l'allocazione. Ricerche future dovrebbero essere orientate all'analisi di metodi di allocazione appropriati per ogni tipo di processo/prodotto analizzato, nonché l'inserimento e il confronto di altri metodi di allocazione, come ad esempio quella biofisica.

5. Bibliografia

Audsley, E, Alber, S, Clift, R, Cowell, S, Crettaz, P, Gaillard, G, Hausheer, J, Jolliett, O, Kleijn, R, Mortensen, B, Pearce, D, Roger, E, Teulon, H, Weidema, B, Van Zeijts, H, 2003. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report. Concerted action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture.

Batalla, I, Knudsen, MT, Mogensen, L, del Hierro, O, Pinto, M, Hermansen, JE, 2015. Carbon footprint of milk from sheep farming systems in Northern Spain including soil carbon sequestration in grasslands. J. Clean. Prod. 104, 121-129.

Biswas, WK, Graham, J, Kelly, K, John, MB, 2010. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia – a life cycle assessment. J. Clean. Prod. 18, 1386-1392.

Brentrup, F, Küsters, J, Lammel, J, Kuhlmann, H, 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. Int. J. Life Cycle Assess. 5, 349-357.

Ecoinvent Centre, 2007. Ecoinvent Data v2.0 Final Reports Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

EMEP/EEA, 2009. Webb, J, Hutchings, N, Amon, B,. Air pollutant emission inventory guidebook. Technical report no. 6/2009 Part B-4G. EEA, Copenhagen.

European Commission, 2010. 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.

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H, Bauer C, Doka G, Dones R, Hischier R, Hellweg S, Humbert S, Köllner, T,2007. Implementation of life cycle impact assessment methods vol ecoinvent report No. 3, v2.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland

Guinée, JB, Heijungs, R, 2007. Calculating the influence of alternative allocation scenarios in fossil fuel chains. Int. J. Life Cycle Assess. 12, 173-180.

Guinèe, JB, Gorée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, de Koning, A, van Oers, L, Wegener Sleeswijk, A, Suh, S, Udo de Haes, HA, de Bruin, H, van Duin, R, Huijbregts, MAJ, Lindeijer, E, Roorda, AAH, Weidma, BP, 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards: Characterization and normalization factors. Final report.

IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate change,. Guidelines for national greenhouse gas inventories, In: Eggleston, H.S., Buendia, L, Miwa, K, Ngara, T, Tanabe, K. (Eds.), Agriculture, Forestry and Other Land Use, vol. 4. IGES, Japan.

IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate change. Climate Change: the physical science basis, In: Solomon, S, Qui, D, Manning, M, Chen, Z, Marquis, M, Averyt, KB, Tignor, M, Miller, HL (Eds.), Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the IPCC.

ISO, 2006a. ISO 14040:2006(E) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO, 2006b. ISO 14044:2006(E) Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines

Jones, AK, Jones, DL, Cross, P, 2014. The carbon footprint of lamb: Sources of variation and opportunities for mitigation. Agr. Syst. 123, 97-107.

LCA Food DK. Nielsen, PH, Nielsen, AM, Weidema, BP, Dalgaard, R, Halberg, N, 2003. LCA food database. www.lcafood.dk.

PRé Consultant, 2010. Simapro 8, Amersfoort, The Netherlands.

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. Agr. Syst. 116, 60-68.

Weidema, BP, Schmidt, JH, 2010. Avoiding al location in life cycle assessment revisited. J. Ind. Ecol. 14, 192-195.

Wiedemann, SG, Ledgard, SF, Henry, BK, Ningtao Mao, MY, Russell SJ, 2015a. Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers. Int J. Life Cycle Assess. 20, 463-476.

Wiedemann, S, McGahan, E, Murphy, C, Yan, M, Henry, B, Thoma, G, Ledgard, S, 2015b. Environmental impacts and resource use of Australian beef and lamb exported to the USA determined using life cycle assessment. J. Clean. Prod. 94, 67-75.

Zonderland-Thomassen, MA, Lieffering, M, Ledgard, SF, 2014. Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: water scarcity and eutrophication impacts. J. Clean. Prod. 73, 253-262.

Valorizzazione ambientale e socio-economica del Caciocavallo Podolico Lucano

Elena Neri[1], Valeria Grippo[2], Michela Marchi[3], Silvia Ferrini[4], Federico M. Pulselli[5]

[1,3,5] Ecodynamics Group, DSFTA, Università di Siena, Italia
[1,5] INDACO$_2$ Srl spin-off, Università di Siena, Italia
[2] DEPS, Università di Siena, Italia
[4] DISPI, Università di Siena, Italia

Email: **elena.neri@indaco2.it**

Abstract

Il presente caso di studio ha voluto verificare se la proposta di promozione dell'allevamento allo stato brado di razza Podolica e della produzione di caciocavallo possa rappresentare un driver per lo sviluppo socio-economico della Regione Basilicata. La proposta riguarda la creazione di un marchio per il caciocavallo e la formazione di un consorzio tra gli allevatori dell'area. La metodologia LCA e vari strumenti dell'analisi economica sono stati utilizzati a supporto delle tesi di ricerca. I risultati di LCA hanno evidenziato una Carbon Footprint di 9.23 kg CO_2 eq/kg di caciocavallo (-12% degli impatti della media di letteratura). Le emissioni totali dell'allevamento sono compensate dall'assorbimento dei boschi presenti nell'area. L'analisi economica ha evidenziato la profittabilità delle aziende del consorzio. Questo potrebbe favorire nuova occupazione e stimolare la produttività regionale senza compromettere l'ambiente.

1. Introduzione

A causa della scarsità delle risorse e di un allarme generale rivolto al sistema economico nel quale viviamo, appare sempre più necessaria l'attuazione di politiche nazionali e locali volte a garantire uno sviluppo sostenibile che tenga conto non solo dei vantaggi economici ma anche degli effetti che esse possono produrre a livello ambientale e sociale. Generalmente i progetti di sviluppo economico mirano a raggiungere risultati positivi dal punto di vista economico e sociale, portando ad un aumento del PIL e dell'occupazione, ma allo stesso tempo sottovalutano le conseguenze ambientali negative. Questa perdita di capitale naturale è spesso considerata "accettabile" purché il benessere sociale migliori complessivamente. Il presente studio ha l'obiettivo di verificare se l'attività zootecnica dedicata alla razza Podolica, destinata a scomparire a causa della bassa produttività e allevata in un'area scarsamente abitata e improduttiva della Basilicata, sia in grado di garantire una performance vantaggiosa, non soltanto dal punto di vista socio-economico, ma anche da quello ambientale. In particolare, è stato analizzato il processo produttivo di un sottoprodotto di eccellenza dell'attività zootecnica, il caciocavallo Podolico, per dimostrare la sua potenzialità come driver di sviluppo sia dal punto di vista ambientale che economico. È stata, inoltre, ipotizzata la realizzazione di un consorzio per coordinare e promuovere la produzione di caciocavallo al fine di soddisfare i livelli di domanda. Il consorzio favorirà la coesione tra gli allevatori e consentirà di incrementare i volumi di produzione senza alterare la qualità del prodotto. L'analisi ambientale è stata effettuata tramite uno studio di Life Cycle

Assessment (LCA), come supporto all'analisi economica e sociale. Infine, l'allevamento Podolico è stato proposto come una delle soluzioni utili a stimolare l'occupazione giovanile della Regione Basilicata. Inoltre è stata dimostrata la fattibilità economica di questa attività, attraverso un'analisi di bilancio di una realtà produttiva esistente e un business plan per una nuova impresa di allevamento.

2. Materiali e metodi

2.1. Caso studio

Lo studio è stato applicato ad un allevamento di razza Podolica Lucana, in Basilicata, rappresentativo per modalità di gestione, numero di capi e tecnica di trasformazione dei prodotti. L'allevamento è costituito da 100 mucche, che pascolano allo stato brado per tutto l'anno, nei boschi della Montagna del Sirino. Nei mesi di dicembre e gennaio l'alimentazione è integrata con un mix di cereali e fieno prodotti in aziende vicine con metodo biologico.

Il bovino Podolico è molto rustico, si adatta facilmente ai terreni scoscesi, è particolarmente resistente a condizioni climatiche rigide e si nutre anche dove altre razze troverebbero difficoltà. In passato era impiegato come animale da lavoro e solo secondariamente considerato per le sue produzioni di carne e per il latte (www.fondazioneslowfood.com). La resa della mucca, infatti, è bassa rispetto agli altri bovini poiché produce latte solo in presenza del vitello. Di conseguenza la mungitura e la produzione del caciocavallo è possibile per soli 4 mesi all'anno, in primavera-estate, quando la mucca è al pascolo e il vitello ha minore necessità di latte. In media, circa il 70% del latte, prodotto negli ultimi mesi di allattamento, è prelevato per la produzione di caciocavallo, con mungitura a mano, mentre il restante 30% viene lasciato al vitello. La trasformazione avviene seguendo la tecnica tradizionale detta "a pasta filata", poiché la cagliata subisce una seconda cottura. La forma resta in salamoia per un giorno, dopodiché è asciugata e stagionata per circa 2 mesi. La resa in formaggio, a partire dal latte, è circa il 10%. Dal siero è poi ottenuta la ricotta. Il caciocavallo Podolico è Presìdio Slow Food.

2.2. LCA

Il processo produttivo del caciocavallo è stato suddiviso in tre fasi: #1 produzione dei mangimi; #2 allevamento, che include anche le fermentazioni enteriche (enteric fermentation, e.f.) e la gestione delle deiezioni (manure management, m.m.); #3 trasformazione del latte in formaggio e stagionatura. L'unità funzionale (U.F.) è 1 kg di caciocavallo Podolico. Per quanto riguarda la fase #1 e #2 si è proceduto con una prima allocazione di massa, attribuendo alla produzione di formaggio il 70% degli input (e delle emissioni da e.f. e m.m.) relativi ai 4 mesi di mungitura (i.e. paglia e diesel per la gestione dei ricoveri notturni), tutto il resto è stato attribuito all'accrescimento del vitello, funzione principale della mucca.

I valori così ottenuti sono stati riallocati, poiché dal latte è prodotto sia il caciocavallo che la ricotta, secondo un fattore di allocazione che tiene conto

della massa di proteine e grassi (Tabella 1) contenuti nei due coprodotti, come suggerito della PCR per yogurt, burro e formaggio (The International EPD System, 2014).

Tabella 1: Schema di allocazione per massa di proteine e grassi

	caciocavallo	**ricotta**
grassi (g/100g prodotto)	31.10	7.91
proteine (g/100g prodotto)	37.00	11.39
grassi+proteine (g/100g prodotto)	68.10	19.30
produzione relativa all'unità funzionale (kg/kg di prodotto)	1.00	0.50
massa prodotto/massa degli output del processo	0.67	0.33
formula	(0.67*68.1)/ ((0.67*68.1)+(0.33*19.3))	(0.33*19.3)/ ((0.67*68.1)+(0.33*19.3))
fattore di allocazione	**88%**	**12%**

I dati di inventario sono riferiti all'anno di produzione 2015 e derivano tutti da intervista diretta con l'allevatore. I confini del sistema sono del tipo "from cradle to gate", ovvero dalla produzione dei mangimi fino al formaggio finito pronto alla vendita. La LCA è stata effettuata con il software SimaPro 8.0.4 (Prè Consultants, 2014), selezionando il metodo IPCC 2013, 100 anni (IPCC, 2013). Le emissioni da e.f. e m.m. sono state calcolate attraverso la quantificazione dei fattori di emissione specifici a scala locale, basati sull'alimentazione degli animali e sulle tipologie di raccolta e gestione delle deiezioni. È stato applicato il metodo Tier 2, secondo le linee guida IPCC 2006 (IPCC, 2006), basandosi su un livello medio di precisione per la selezione dei parametri di calcolo. Dopo aver calcolato la Carbon Footprint relativa all'U.F., sono stati valutati gli impatti relativi all'intero allevamento, al fine di stimare gli impatti dell'intera area produttiva della Montagna del Sirino. Sono state quindi stimate le emissioni annuali per ciascun capo (considerando il 100% dei consumi), moltiplicandole per il numero di capi in azienda. Successivamente, assumendo che le 20 aziende dell'ipotetico consorzio abbiano caratteristiche simili a quella oggetto di studio, sono state calcolate le emissioni complessive di tutte le aziende presenti nell'area (totale 1200 capi). Dopodiché sono stati stimati gli assorbimenti degli ecosistemi vegetali (boschi misti di latifoglie e conifere) presenti nell'area di pascolo dell'azienda e del consorzio, applicando le equazioni proposte dalle linee guida IPCC (IPCC,2006). Il bilancio delle emissioni dell'area totale è stato calcolato sottraendo gli assorbimenti alla Carbon Footprint.

2.3. Analisi socio-economica

Il punto di partenza dell'analisi economica è stato la valutazione della produttività aziendale attraverso la redazione di un bilancio (Catturi, 1982) per l'allevamento oggetto di studio, riferito all'anno 2015. Non essendoci bilanci aziendali ai quali fare riferimento, è stato realizzato un prospetto delle voci di costo e di ricavo basandosi sulle informazioni fornite dall'allevatore. Le voci di costo variabili hanno riguardato principalmente i costi relativi alla gestione dell'allevamento, come quelli energetici, di materie prime, del personale impiegato, della quota di ammortamento dei macchinari e delle attrezzature, ipotizzando un piano di ammortamento a quote costanti. Le voci di ricavo hanno riguardato i ricavi dalla vendita del prodotto e gli incentivi che derivano dalle politiche comunitarie.

Dopo aver eseguito l'analisi della gestione dell'allevamento in esame, è stata effettuata una misurazione delle potenzialità di mercato, sia a livello nazionale che internazionale, del Caciocavallo Podolico Lucano, nel caso in cui fosse opportunamente valorizzato mediante l'individuazione di un marchio d'area specifico, "Prodotti di Montagna", riconoscibile a livello nazionale ed europeo. Inoltre, considerando che la produzione è di alta qualità ma limitata, è stata esaminata la possibilità di realizzare un consorzio per la valorizzazione e la tutela del prodotto a marchio e rispondere all'aumento della domanda conseguente alla valorizzazione del prodotto. Per misurare l'interesse e la disponibilità degli allevatori a pagare per la realizzazione del consorzio è stato realizzato un questionario sottoposto ad un campione di allevatori, (il 67% degli allevatori dell'area e il 13% degli allevamenti di razza Podolica). Il campione è stato selezionato sia per genere, sia per struttura gestionale, che per numero di capi allevati.

Infine, basandosi sui risultati dell'intervista e sulle caratteristiche della razza, è stato effettuato un business plan che valuta ex-ante l'efficienza finanziaria di un'attività che produce effetti nel medio-lungo periodo. Questo ha permesso di misurare la profittabilità di tale impresa e proporre l'allevamento Podolico come attività sostenibile, anche da un punto di vista sociale, per ridurre la disoccupazione giovanile regionale. L'orizzonte temporale scelto è di 21 anni ed il tasso di sconto è l'1%. Per valutare se questa attività è vantaggiosa dal punto di vista finanziario è stato calcolato il flusso di cassa netto e, trattandosi di benefici futuri, è stato necessario attualizzarli e misurare il Valore Attuale Netto (VAN) e il Tasso di Rendimento Interno (TIR).

3. Risultati e Discussione

3.1 Risultati LCA

I risultati evidenziano impatti pari a 9.23 kg CO_2-eq per 1 kg di caciocavallo Podolico Lucano stagionato. Il 95.30% è associato alla fase #2, il 4.70% alla fase #3 e 0% alla fase #1 (Fig. 1). In particolare, gli impatti relativi alla fase #2 sono dovuti al m.m. (67.10% sul valore totale), e.f. (26.70% sul valore totale) ed una minima parte al consumo di diesel e paglia per la gestione dei ricoveri notturni. L'input che incide maggiormente nella fase #3 è l'elettricità (4.60% sul valore totale). La fase #1 invece non ha impatti, in quanto il periodo di mungitura avviene in primavera-estate e le mucche si nutrono esclusivamente di erba, non seminata (la restante parte degli impatti, relativa alla produzione dei mangimi e fieno, è stata attribuita interamente all'accrescimento del vitello).

È importante sottolineare che le emissioni relative alla gestione dell'azienda (e.g. diesel, metano, elettricità) contribuiscono minimamente (6.2%) all'impatto totale, che è principalmente dovuto a m.m e e.f. (93.8%).

Nella maggior parte degli studi in letteratura emerge che le attività aziendali, seguite dalla produzione dei mangimi, sono i principali hotspots (Roma et al., 2015) dei sistemi di allevamento. Il confronto con la letteratura spesso risulta essere molto difficile, a causa delle diverse scelte di allocazione, dell'unità

funzionale e delle eterogenee tipologie di allevamenti e lavorazione del prodotto.

I valori variano da 8.5 a 12.4 kg CO_2-eq per 1 kg di formaggio (Kim et al., 2013; Gonzales Garcia et al. 2013; Van Middelaar et al. 2011; Kristensen et al., 2015). Il risultato ottenuto in questo studio si colloca tra i risultati più bassi presenti in letteratura (-12% dal valore medio di letteratura).

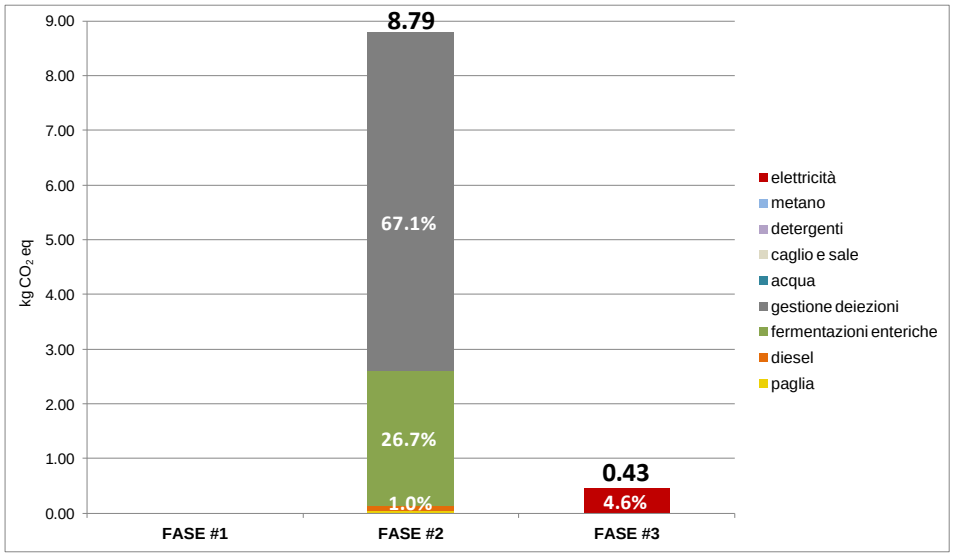


Figura 1: Impatti per fasi del processo produttivo del caciocavallo(kg CO_2-eq per FU=1 kg formaggio)

Infatti, i sistemi basati sul pascolo stagionale possono avere impatti minori grazie al consumo limitato di risorse e la produzione minore di emissioni rispetto ad allevamenti che utilizzano mangimi industriali e hanno brevi periodi di stoccaggio del letame (Roma et al., 2015). La maggior parte degli impatti spesso è dato dal contributo delle fermentazioni enteriche e dalle deiezioni (strettamente legate all'alimentazione dell'animale) che costituiscono circa il 95% del totale delle emissioni di gas a effetto serra (Yan et al., 2013). Il presente studio evidenzia che le emissioni associate alle deiezioni contribuiscono all'impatto totale 2.5 volte in più delle fermentazioni enteriche. Questo è dovuto, da un lato alla decomposizione aerobica delle deiezioni rilasciate nei pascoli (che producono alte quantità di CH_4 e N_2O, rispetto alle gestioni in stalla), dall'altro lato il sistema allo stato brado permette un'alimentazione degli animali costituita esclusivamente da erba (che genera meno fermentazioni enteriche).

L'unica best practice da suggerire, oltre all'installazione di sistemi di produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili, potrebbe essere di integrare la dieta degli animali con lieviti, al fine di ridurre, anche se in minima parte, il contributo delle emissioni biogeniche sugli impatti totali.

Lo step successivo ha riguardato l'analisi delle emissioni e degli assorbimenti relativi all'intero allevamento oggetto di studio e dell'intera area produttiva (che andrebbe a costituire il consorzio). I risultati sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2: Bilancio emissioni-assorbimenti dell'azienda caso studio e dell'ipotetico Consorzio

	allevamento caso studio	**consorzio**
n. capi	100	1200
ha superficie vegetata	176.40	849.07
emissioni allevamento (t CO_2 eq)	367.80	4413.63
Uptake (t CO_2 eq)	954.47	4427.18
Offset (tCO_2 eq)	**-586.67**	**-13.55**

Assumendo che i valori di "uptake" siano in kg CO_2-eq, l'offset dell'intera area di allevamento sarebbe -13.55 CO_2-eq. Le emissioni totali dell'ipotetico consorzio sarebbero dunque completamente compensate dagli assorbimenti.

3.2 Risultati socio-economici

L'analisi finanziaria è stata effettuata moltiplicando i valori relativi all'unità funzionale (1 kg caciocavallo) per il totale dei chili prodotti dall'azienda di riferimento, in un anno, come effettuato per l'LCA. Emerge che nel 2015 l'azienda oggetto di studio ha prodotto un utile di 23203 €, riferiti alla vendita di tutto il caciocavallo prodotto, come mostrato in Tabella 3.

Tabella 3: Sintesi dell'analisi economica dell'azienda caso studio (2015)

	euro
Ricavi dalle Vendite	118738
Incentivi	33600
Costi di Gestione	127610
Ammortamenti	1525
Risultato di Gestione	23203

I risultati ottenuti evidenziano che la performance aziendale è positiva (anche grazie ad incentivi) e che lo stato di salute dell'azienda è solido. Tuttavia, un indicatore economico in senso stretto, come l'utile registrato, non rispecchia a pieno la reale importanza di questa attività, in quanto non coglie importanti aspetti positivi connessi alla gestione che riguardano le ricadute sociali e ambientali. L'introduzione del marchio "Prodotti di Montagna" consentirebbe di individuare un segmento di mercato a livello nazionale e internazionale, collocandosi tra le eccellenze del Made in Italy, permettendo, quindi, all'azienda di ridurre la dipendenza dagli incentivi. I risultati delle interviste mostrano che l'85% degli allevatori afferma di voler far parte del consorzio, e la propria disponibilità a pagare (DAP) media è di 35.25€ annuali ciascuno. Facendo l'ipotesi conservativa che il consorzio comprenda i 20 allevatori intervistati, allo stato attuale si avrebbe una produzione complessiva di caciocavallo Podolico Lucano pari a 60480 kg, che rappresenta il volume di offerta del sistema.

Non ci sono dati ufficiali riguardo alla domanda di caciocavallo, poiché è venduto principalmente sul mercato locale e in alcuni punti vendita di Slow Food, dove il prezzo oscilla da 18-40 €/kg. Sulla base degli attuali prezzi di mercato, ipotizzando un prezzo medio di 30 €/kg (l'1.75% in più rispetto all'attuale prezzo di vendita medio) si avrebbe un incasso annuo di 1.814.400 €.

Sulla base dei risultati ottenuti da altri consorzi e tenendo conto della realtà lucana, potrebbe essere ipotizzato un incremento del 15% dei volumi di vendita in un periodo di 5 anni (pari circa a 69 tonnellate). Queste quantità sarebbero già sufficienti per operare sui mercati nazionali.

L'allevamento della razza Podolica può rappresentare un'attività trainante per l'occupazione locale (tasso di disoccupazione giovanile pari al 50% nel 2010; CRPA, 2010), poiché richiede competenze facilmente acquisibili, trattandosi di una mucca che vive allo stato brado. Gli investimenti iniziali prevedono le immobilizzazioni materiali, le mucche e il toro. I costi variabili comprendono i costi di gestione, delle materie prime necessari alla sopravvivenza della mandria e quelli connessi al pascolo. Nel primo anno (anno 0), l'ipotetica attività avrebbe un flusso di cassa negativo di circa 230488 €, ma già dall'anno 1 il differenziale tra costi e ricavi d'esercizio potrebbe essere positivo, aumentando progressivamente e consentendo all'imprenditore di recuperare l'investimento iniziale. In Tabella 4 sono riportati i risultati dell'analisi.

Tabella 4: Sintesi dei risultati di analisi ex-ante

periodo (anni)	21
capitale (euro)	255397
tasso di sconto (%)	1%
VAN (euro)	561846
TIR (%)	13%

È possibile notare come il VAN sia maggiore di zero e il TIR sia maggiore del tasso di sconto scelto, pertanto l'attività è vantaggiosa. Ai vantaggi finanziari, poi, devono essere aggiunti quelli ambientali, analizzati con l'LCA. Gli enti locali e le amministrazioni pubbliche potrebbero utilizzare tutti i terreni abbandonati, ormai divenuti demaniali, e venderli ad un prezzo più basso a giovani imprenditori, così da facilitare la nascita di nuovi allevamenti ed allo stesso tempo favorire il ripopolamento delle aree montuose. La realizzazione del consorzio, inoltre, faciliterebbe maggiormente i giovani produttori che iniziano la loro attività, consentendo di entrare in un segmento di mercato già individuato. Inoltre, il nuovo imprenditore, realizzando un prodotto con un marchio di area, potrebbe applicare un prezzo di vendita più alto e recuperare più velocemente il proprio investimento.

4. Conclusioni

Il presente studio ha avuto come obiettivo la proposta di una politica di sviluppo della Regione Basilicata, basata sull'incremento dell'attività di allevamento allo stato brado della razza Podolica, cercando di conciliare gli aspetti ambientali, economici e sociali.

Le analisi sono state focalizzate prima sul caciocavallo Podolico Lucano, prodotto da un'azienda rappresentativa, per poi analizzare l'intero allevamento e un ipotetico consorzio formato da 20 aziende con caratteristiche simili. La metodologia LCA è stata utilizzata come supporto all'analisi economica e sociale, i risultati possono quindi essere letti in modo complementare.

I risultati LCA hanno evidenziato una Carbon Footprint di 9.23 kg CO_2 eq/kg di formaggio, che corrisponde a -12% degli impatti della media di letteratura. I punti critici della filiera hanno riguardato le fermentazioni enteriche e la gestione delle deiezioni (95% del valore totale), mentre il contributo delle attività antropiche (e.g. consumi energetici) sono inferiori al 5%. Le emissioni generate dall'azienda, considerando tutto l'allevamento, e dall'ipotetico consorzio, sono totalmente compensate dall'assorbimento degli ecosistemi vegetali aziendali, in cui pascolano le mucche.

Per quanto riguarda la gestione economica, analizzando le voci di costo e di ricavo, è stato osservato che l'azienda studiata ha prodotto un utile di circa 23000€. La valorizzazione e la promozione del prodotto con un nuovo marchio "Prodotti di Montagna" e la realizzazione del consorzio potrebbe permettere uno sviluppo locale. Considerando il 70% dei produttori locali intervistati si valuta che il consorzio incasserebbe annualmente circa 1.8 milioni di euro, con una produttività di circa 69 t di caciocavallo all'anno. Infine, dai risultati di fattibilità economica relativa ad un'ipotetica nuova attività di allevamento di razza Podolica, emerge una profittabilità aziendale di circa 500.000€ per un allevamento in esercizio per circa 20 anni. Questo potrebbe favorire l'imprenditorialità giovanile dell'area e ridurre l'alta disoccupazione regionale.

In conclusione, lo studio evidenzia come sia possibile attuare una politica regionale virtuosa, che punta alla conservazione dell'ambiente e alla valorizzazione delle risorse naturali, riuscendo allo stesso tempo a produrre utile sia per il singolo che per l'intera Regione, favorendo anche l'occupazione.

5. Bibliografia

Catturi G., 1982. Le analisi di bilancio con particolare riferimento all'aspetto finanziario della gestione. Pubblicazioni dell'Istituto di Ragioneria dell'Universita' di Siena.

C.R.P.A., Centro Ricerche Produzione Animale, 2010. Costo Produzione Macellazione del Vitellone da Carne.

González-García, S., Castanheira, E., Dias, A. C., & Arroja, L., 2013. Environmental life cycle assessment of a dairy product: The yoghurt. International Journal of Life Cycle Assessment, 18, 796–811.

IPCC, 2006. 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IGES, Japan.

IPCC, 2013. Fifth Assessment Report. The Physical Science Basis.

Kim, D., Thoma, G., Nutter, D., Milani, F., Ulrich, R., & Norris, G. 2013. Life cycle assessment of cheese and whey production in the USA. The International Journal of Life Cycle Assessment, 18(5), 1019–1035.

Kristensen, Søegaard K., Eriksen J., Mogensen L., 2015. Carbon footprint of cheese produced on milk from Holstein and Jersey cows fed hay differing in herb content. J Clean Prod, 101, 229-237.

Momigliano S., Nuti F. G., 2001. La valutazione dei costi e dei benefici nell'analisi dell'impatto della regolazione, dipartimento della Funzione Pubblica, Ufficio per l'Innovazione delle Pubbliche Amministrazioni.

PRé Consultants, 2014. SimaPro 8. www.pre.nl/simapro/default. Accessed January 2016.

Roma, R., Corrado, S., De Boni, A., Bonaventura-Forleo, M., Fantin, V., Moretti, M., Palmieri, N., Vitali, A. and De Camillis, C., 2015. Life cycle assessment in the livestock and derived edible product sector, in: Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector: International Practices, Italian Experiences, Methodological Issues and Defining Practical Guidelines, Springer.

The International EPD System, 2014. PCR per yogurt, burro e formaggio. Gruppo di prodotti: UN CPC 2223, 2224 & 2225, 2013:18, versione 1.01.

Van Middelaar, C. E., Berentsen, P. B. M., Dolman, M. A., & de Boer, I. J. M.,2011. Eco-efficiency in the production chain of Dutch semi-hard cheese. Livestock Science, 139, 91–99

Yan M. J., Humprheys J., Holden N. M.,2013. The carbon footprint of pasture-based mill production: Can white clover make a difference? Journal of Dairy Science 96, 857–865.

LCA della produzione di colza in Iran

Bruno Notarnicola[1], Giuseppe Tassielli[1], Pietro A. Renzulli[1], Seyed Hashem Mousavi-Avval[2], Shahin Rafiee[2], Mohammad Sharifi[2], Soleiman Hosseinpour[2]

[1] Dipartimento Jonico in Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture, Università di Bari Aldo Moro.
[2] Department of Agricultural Machinery Engineering, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, Karaj, Iran

Email: **bruno.notarnicola@uniba.it**

Abstract

L'obiettivo del presente studio è di valutare il profilo ambientale della produzione della colza coltivata in Iran, attraverso la LCA, con particolare riferimento ai possibili diversi modi di gestione della paglia residuale. I dati primari sono stati raccolti da 150 aziende agricole operanti nella provincia di Mazandaran, il centro principale della produzione di colza in Iran. Il sistema analizzato considera la produzione della colza dalla "culla al cancello" dell'azienda produttrice e utilizza come unità funzionale la produzione di una tonnellata di colza. I risultati indicano che il GWP ammonta a 1181.6 kg CO_2eq/t e che gli indicatori inerenti alla acidificazione e eutrofizzazione ammontano a 23.3 kg SO_2eq/t e 18 kg PO_4^{3-}eq/t rispettivamente. Le emissioni dovute alla produzione e applicazione dei fertilizzanti e del diesel (utilizzato per le macchine agricole) contribuiscono in maniera significativa all'impatto ambientale del sistema analizzato. I risultati indicano anche che l'impatto ambientale è anche fortemente influenzato dal sistema utilizzato per la gestione della paglia residuale. Nello specifico, la rimozione della paglia dal campo risulta essere la pratica più sostenibile, mentre la combustione sul campo di tali residui comporta i maggiori impatti ambientali. Per il miglioramento del profilo ambientale del sistema analizzato è auspicabile una riduzione dell'utilizzo di fertilizzanti chimici a base di azoto, l'utilizzo di sistemi di coltivazione a rotazione, come ad esempio quello fagiolo-colza, e la dismissione della pratica inerente alla combustione sul campo la paglia residuale.

1. Introduzione

La colza (*Brassica napus L*.) è la seconda maggior coltura al mondo utilizzata per la produzione di olio. Nel 2013, in Iran sono stati raccolti circa 175.000 tonnellate di colza coltivata su 93.600 ettari (MJA 215). Tale coltivazione si svolge principalmente nelle province di Golestan e Mazandaran ed è finalizzata alla produzione di olio per uso alimentare.

Il settore alimentare rappresenta una notevole importanza nelle economie dei paesi e le attività correlate a tale settore, incluse quelle agricole, sono responsabili dell'utilizzo di risorse naturali e di emissioni di sostanze inquinanti nell'ambiente (Nemecek and Kägi, 2007; Roy et al., 2009; Notarnicola, 2011; Egilmez et al. 2014). L'impatto ambientale della produzione è da vari anni studiato attraverso l'applicazione dello strumento basato sull'analisi del ciclo del prodotto, noto come Life Cycle Assessment (LCA) (Notarnicola et al., 2012).

Esistono alcuni studi di LCA in letteratura riguardanti colture di semi finalizzate alla produzione di olio come ad esempio Iriarte et al. (2010), Mousavi-Avval et

al. (2011), Baquero et al. (2011), Miller and Kumar (2013), ma non esistono studi di LCA concernenti la produzione di colza in Iran.

L'obiettivo del presente studio è di valutare il profilo ambientale della produzione della colza coltivata in Iran, attraverso la LCA (ISO 2006), in maniera da identificare i punti critici del sistema e paragonare i possibili diversi modi di gestione della paglia residuale.

2. Metodo

Il sistema esaminato è illustrato in Figura 1. Esso considera la produzione della colza dalla "culla al cancello" dell'azienda produttrice e utilizza come unità funzionale la produzione di una tonnellata di colza. I dati principali sono stati raccolti attraverso interviste e questionari sottoposti a 150 aziende agricole della provincia di Mazandaran. Gli impatti associati alla produzione della colza e dei co-prodotti sono stati suddivisi attraverso l'allocazione economica. Il metodo impiegato per la valutazione degli impatti è quello del CML (baseline).

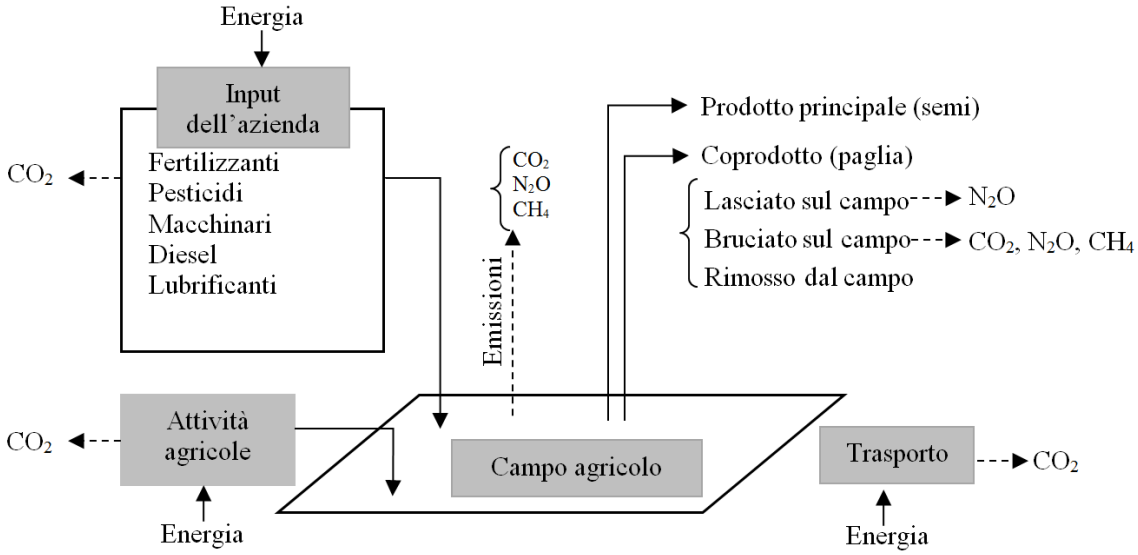


Figura 1: Il confine del sistema analizzato

Le emissioni dovute all'uso di fertilizzanti sono state modellate seguendo l'approccio IPCC (2006).

Nel presente studio, è stato assunto che tutti i pesticidi sono assorbiti dal terreno. I dati sulla composizione, in termini d'ingredienti attivi dei pesticidi, così come i dati sulle emissioni dovute al consumo di carburante dei macchinari agricoli, sono stati presi dal database EcoInvent (Frischknecht et al. 2007).

Gli impatti dovuti alle emissioni della combustione di biomassa residua sul campo sono calcolati con il modello di Wikström (2004).

3. Inventario

I risultati dell'inventario sono rappresentati in Tabella 1. Tali dati sono suddivisi secondo le tre pratiche di gestione della paglia residua, ovvero:

i) Combustione sul campo della paglia.
ii) Spargimento della paglia sul terreno del campo.
iii) Rimozione della paglia dal campo per la produzione di foraggio e conseguente uso del letame come fertilizzante.

Tabella 1: Inventario della produzione annua di colza riferita all'unità funzionale e ai tre metodi di gestione della paglia residua (fonte 150 aziende agricole)

A. Outputs	Unit	Average 150 farms (Unit t^{-1})	SD (Unit t^{-1})	CV (ratio)	Residues burning - 48 farms (Unit t^{-1})	Residues incorporated - 95 farms (Unit t^{-1})	Residues removed - 7 farms (Unit t^{-1})
1. Rapeseed yield	($kg\ t^{-1}$)	1000 (99.7%)	303.23	0.30	1000	1000	1000 (95.2%)
2. Residue management							
Residue removed	kg	47.77 (0.3%)	219.10	4.59	-	-	900.00 (4.8%)
Residue burned	kg	262.82	416.9	1.586	821.306	-	-
Residue incorporated	kg	589.41	496.5	0.842	-	930.65	-
3. Rapeseed yield	($kg\ ha^{-1}$)	2076.76	629.74	0.30	1895.17	2147.48	2362.14
B. Inputs							
1. Machinery	kg	6.41	1.53	0.24	6.25	6.54	5.69
2. Diesel fuel	kg	43.97	10.70	0.24	42.22	45.07	40.00
3. Lubricant	kg	0.70	0.17	0.25	0.68	0.71	0.65
4. Transportation	tkm	57.45	20.35	0.35	62.48	56.47	41.97
5. Rape Seed	kg	4.46	1.00	0.23	5.08	4.25	3.57
6. Fertilisers							
a. Urea (46-0-0)	kg	46.78	20.15	0.43	54.67	44.11	36.17
b. Super phosphate triple (0-48-0)	kg	19.49	9.29	0.48	19.87	19.84	13.06
c. Ammonium phosphate (18-48-0)	kg	1.05	4.25	4.04	1.23	0.94	1.45
d. Potassium sulfate (0-0-52-18)	kg	12.96	9.75	0.75	12.04	13.79	7.86
e. Ammonium sulphate (35-0-0-35)	kg	4.61	5.73	1.24	4.47	4.79	3.18
f. NPK fertiliser (15-15-15)	kg	0.26	1.35	5.16	0.30	0.26	0.02
g. Farmyard manure	kg	478.07	1277.18	2.67	445.21	440.58	1121.36
N	kg	52.03	22.56	0.43	59.89	49.51	39.91
P_2O_5	kg	20.77	10.20	0.49	21.37	21.02	14.51
K_2O	kg	13.24	9.78	0.74	12.37	14.06	7.89
S	kg	9.25	7.14	0.77	8.81	9.71	5.90
7. Chemical group (Pesticides)	kg						
a. Dinitroanilines (Treflan)		0.12	0.22	1.78	0.12	0.13	0.09
b. Phenoxy-compounds (Gallant super)		0.02	0.03	1.69	0.01	0.02	0.03
c. Pyridines (Leontral)		0.40	0.29	0.73	0.48	0.37	0.25
d. Organo-phosphorous compounds (diazinon)		0.45	0.57	1.26	0.23	0.53	0.69
e. Cyclic-N-compounds (Tilt)		0.05	0.09	1.87	0.05	0.05	0.08
8. Combustion of diesel fuel	MJ	2472.71	511.69	0.21	2374.34	2534.64	2249.67

C. On farm emissions							
1. Emissions to air	kg						
a. Emissions from fertilisers							
1. NH_3 from N		11.66	14.77	1.27	12.25	10.93	17.37
2. N_2O from N		1.45	1.27	0.88	1.58	1.37	1.80
3. CO_2 from urea		74.57	32.12	0.43	87.16	70.33	57.66
4. Indirect N_2O from C fertiliser		0.08	0.04	0.434	0.09	0.08	0.06
5. Indirect N_2O organic fertiliser		0.07	0.18	2.67	0.06	0.06	0.16
6. NO_x		0.34	0.31	0.91	0.36	0.32	0.42
b. CO_{2eq} from human labor	kg	24.56	15.99	0.65	26.63	23.73	23.40
c. Emissions of residue incorporating	kg						
1. N_2O		0.09	0.07	0.84	0.00	0.14	0.00
2. NO_x		0.02	0.02	0.84	0.00	0.03	0.00
d. Emissions from burning residue							
1. CH_4	kg	0.69	1.09	1.59	2.35	0.00	0.00
2. CO	kg	14.42	22.88	1.59	49.39	0.00	0.00
3. N_2O	kg	0.02	0.04	1.59	0.08	0.00	0.00
4. NO_x	kg	0.80	1.27	1.59	2.75	0.00	0.00
2. Emissions to water							
a. NO_3^- from N		98.35	86.15	0.88	106.78	92.71	121.55
b. Phosphorus		0.80	0.97	1.21	0.79	0.78	1.12
3. Emissions to soil							
Chemical name (Pesticides)	kg						
a. Trifluralin (Treflan)		0.12	0.22	1.78	0.12	0.13	0.09
b. Haloxyfop-R-methyl (Gallant super)		0.02	0.03	1.69	0.01	0.02	0.03
c. Clopyralid (Leontral)		0.40	0.29	0.73	0.48	0.37	0.25
d. Diazinon (diazinon)		0.45	0.57	1.26	0.23	0.53	0.69
e. Propiconazole (Tilt)		0.05	0.09	1.87	0.05	0.05	0.08
4. Total CO_2	kg	99.13	39.24	0.40	113.79	94.05	81.06
5. Total N_2O	kg	1.72	1.47	0.86	1.81	1.65	2.02
6. Total NO_x	kg	1.16	1.33	1.15	3.11	0.35	0.42

4. Risultati

I risultati in termini delle undici categorie d'impatto (consumo risorse abiotiche, consumo risorse fossili, effetto serra, riduzione dello strato di ozono, tossicità umana, eco-tossicità acqua-dolce, eco-tossicità acquatica marina, eco-tossicità terrestre, ossidazione fotochimica, acidificazione e eutrofizzazione) sono illustrati in Figura 2.

I risultati della caratterizzazione in base alla gestione della paglia residua sono illustrati in Tabella 2.

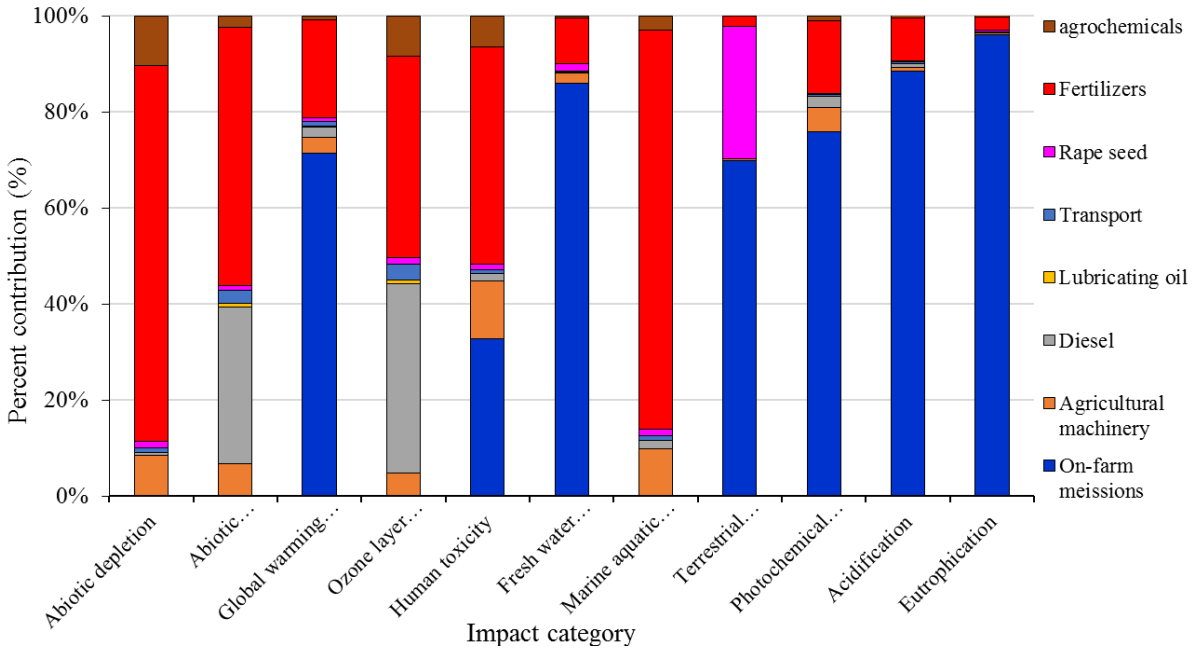


Figura 2: Caratterizzazione della coltivazione di colza in termini di impatti ambientali

Tabella 2: Caratterizzazione della coltivazione di colza in termini d'impatti ambientali per ciascun metodo di gestione della paglia residua

Impact category	Unit	Burned	Incorporated	Removed
1. Abiotic depletion	kg Sb eq	3.2E-03	3.2E-03	2.5E-03
2. Abiotic depletion (fossil fuels)	MJ	7352.1	6972.4	5913.5
3. Global warming (GWP100a)	kg CO_2 eq	1279.1	1144.1	1123.8
4. Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	2.8E-05	2.7E-05	2.4E-05
5. Human toxicity	kg 1,4-DB eq	205.5	234.1	208.3
6. Fresh water aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	401.3	784.8	923.4
7. Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	437974.0	422392.3	307107.2
8. Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	11.4	14.6	13.6
9. Photochemical oxidation	kg C_2H_4 eq	1.51	0.15	0.13
10. Acidification	kg SO_2 eq	25.2	21.8	30.1
11. Eutrophication	kg PO_4^{3-} eq	19.3	17.0	22.1

5. Discussione e Conclusioni

Dalla Figura 2 si evince che per il potenziale di eutrofizzazione, acidificazione, formazione di smog fotochimico, eco-tossicità terrestre ed effetto serra, il maggior contributo a queste categorie d'impatto è dovuto alle emissioni che avvengono sul campo; mentre per quanto concerne il consumo di risorse abiotiche e fossili, la diminuzione dello strato di ozono e l'eco-tossicità acquatica marina, la fase del ciclo di vita che contribuisce maggiormente a questi indicatori è quella della produzione di fertilizzanti. Il consumo di diesel nelle macchine agricole contribuisce in maniera significativa agli indicatori della diminuzione dello strato di ozono e del consumo di risorse fossili.

In termini di gestione della paglia residua, dalla Tabella 2, risulta che la pratica migliore (per quasi tutte le categorie di impatto) è quella che comprende la rimozione della paglia dal campo, il suo utilizzo come foraggio e l'utilizzo del rispettivo letame come fertilizzante. Bruciare la paglia residua sul campo produce i peggiori risultati per sei delle undici categorie di impatto. Mentre la pratica che comporta lo spargimento della paglia sul terreno produce dei risultati intermedi in termini di sostenibilità ambientale.

Tuttavia analizzando il profilo ambientale delle cinque migliori aziende agricole si evince che nessuna di loro rimuove la paglia residua dal campo. Emerge invece che tre di queste effettuano la rotazione della coltivazione della colza con quella del fagiolo. Come messo in evidenza da Cherubini et al. (2009) tale pratica aumenta la quantità di azoto atmosferico fissato nel terreno in forma di nitrato riducendo così il fabbisogno di fertilizzanti (Ashworth et al. 2015). Inoltre tali pratiche riducono la crescita di parassiti e piante infestanti.

Concludendo, al fine di migliorare pertanto il profilo ambientale della produzione di colza in Iran, oltre a incentivare la pratica della rimozione della paglia dal campo, evitando così pratiche inerenti alla combustione sul campo di tali residui, è anche auspicabile una riduzione dell'utilizzo di fertilizzanti chimici a base di azoto insieme all'utilizzo di sistemi di coltivazione a rotazione, come ad esempio quello fagiolo-colza.

6. Bibliografia

Ashworth, A.J., Taylor, A.M., Reed, D.L., Allen, F.L., Keyser, P.D., Tyler, D.D., 2015. Environmental impact assessment of regional switchgrass feedstock production comparing nitrogen input scenarios and legume-intercropping systems. Journal of Cleaner Production 87, 227-234.

Baquero, G., Esteban, B., Riba, J.-R., Rius, A., Puig, R., 2011. An evaluation of the life cycle cost of rapeseed oil as a straight vegetable oil fuel to replace petroleum diesel in agriculture. Biomass and Bioenergy 35, 3687-3697.

Cherubini F, Bird N.D. , Cowie A. , Jungmeier G., Schlamadinger B , Woess-Gallasch S (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. Resources, Conservation and Recycling 53 (2009) 434–447.

Egilmez G., Kucukvar M., Tatari O., Bhutta M.K.S. (2014). Supply chain sustainability assessment of the U.S. food manufacturing sectors: A life cycle-based frontier approach. Resources Conservation and Recycling, Volume 82, January 2014, Pages 8–20

Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Heck T., Hellweg S., Hischier R., Nemecek T., Rebitzer G. and Spielmann M. (2007). Overview and Methodology. ecoinvent report No. 1, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org.

IPCC, 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, (Eds.), Prepared by the national greenhouse gas inventories programme. Japan: IGES <http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>.

ISO, 2006 -b. International Organization for Standardization. ISO 14044. Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

Iriarte, A., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Journal of Cleaner Production 18, 336-345.

Miller, P., Kumar, A., 2013. Development of emission parameters and net energy ratio for renewable diesel from Canola and Camelina. Energy 58, 426-437.

MJA, 2015. Annual agricultural statistics. Ministry of Jihad-e-Agriculture of Iran. www.maj.ir.

Mousavi-Avval, S.H., Rafiee, S., Jafari, A., Mohammadi, A., 2011. Energy flow modeling and sensitivity analysis of inputs for canola production in Iran. Journal of Cleaner Production 19, 1464-1470.

Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent V2. 0 No 15a. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH. SimaPro PhD 7.

Notarnicola B., 2011. 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2010), 22-24 September 2010, Bari (Italy). The International Journal of Life Cycle Assessment, 16(2), 102-105.

Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P.A., 2012. Modeling the agri-food industry with life cycle assessment. Life cycle assessment handbook: A guide for environmentally sustainable products, 159-183. Wiley.

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. Journal of food engineering 90, 1-10.

Wikström, H., Adolfsson, R., Sweden, S., 2004. Field burning of crop residues. Swedish Environmental Emissions Data (SMED). SMED Report.

Environmental impact evaluation of dairy farms through life cycle assessment: a case study in Malta

Lavinia Proietti[1], Mariano Pauselli[2], Luisa Paolotti[3], George Attard[4]

[1] Neolaureata in Scienze Zootecniche, Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali e Facoltà di Veterinaria, Università degli Studi di Perugia

[2,3] Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali, Università degli Studi di Perugia

[4] Institute of Earth Systems, University of Malta

Email: lavinia_proietti@gmail.com

Abstract

In this study the potential environmental impact of 12 dairy farm systems in Malta was quantified using the Life Cycle Assessment (LCA) method. The analysis was conducted until the farm gate through the life cycle of dairy systems. In addition to investigate the impact for the main impact categories, the work measures the major greenhouse gas (GHG) emissions associated with dairy farming. Emissions are reported per kg of Fat and Protein corrected milk (FPCM) units at the farm gate. The twelve farms of the study are distinguished by farm size in term of number of reared animals. The animals taken into account represent 20 % of all the dairy cows reared in the Maltese islands. With analysis on this population the study wants to realize the degree of environmental sustainability of the Maltese dairy industries, given the small size of the islands and the lack of available land that the dairy cows need for their supplying.

1. The dairy sector development at the global and European scale

In 2010, EU-27 cow's milk production amounted to 149300 million tonnes, with an average yield per cow of 6457 kg. The restricted development of some countries and small herds cause the reduction in average milk production when compared with efficiency reached in the most Member States (Eurostat, 2012). Over the past 15 years there has been a changing in milk production characterised with a reduction of the collection of bulk liquid milk (Faostat, 2015). In general the production in developed countries is going down, while efficiency is rising. At the same time milk production in developing countries is increasing together with the number of animals.

1.1 The cattle industry and milk production in Maltese islands

The dairy herd in Malta represented 43 % of all cattle stock in 2014, accounting for 6502 cows seated in about 120 dairy farms (NSO, 2015).

1.2 Maltese Dairy Industry

Milk production is a cornerstone of agriculture activity according to the National Statistics Data. The sector represents the 73 % of the Gross Agricultural Production for animal products. The Maltese dairy sector supplies the Maltese population and tourists with a daily stock of a variety of high quality fresh milk

products. The sector generates an important amount of economic activity by furnishing an annual production of 41,000 tonnes of fresh milk to dairy processing plant (Malta, 2009). The milk factory processes, packs and distributes fresh liquid milk from the majority of Maltese farms. The milk is collected daily, it is pasteurised and sold for the local market. The milk factory is a cooperative that is included in the Milk producers' cooperative KPH (Koperattiva Produttori tal- Halib).

1.3 Major limitation of Maltese Dairy sector

Nowadays Malta has the highest concentration of dairy cows in Europe when compared with the small Agricultural Area (Eurostat, Agriculture, fishery and forestry statistics, main results 2010-2011, 2012). The small size of the Maltese Islands creates different challenges for the dairy sector. The major restrictions are the very exiguous arable land, the scarce rainfall and the limited access to water that obligate the sector to depend on imported grains and other feeds. The reliance entails the high sea transport costs given by the small volume of purchases and imports and as well the logistical constraints associated with Malta's geographical size and location.

1.4 Livestock food in the diet and its environmental impact

In recent decades, (1961 - 2013), world milk production from dairy cows rose by 51 % (Faostat, 2015). With developing countries increasing their share in global dairy production. The growth is due to the increasing number of milking herds rather than an increase in productivity per head. Indeed, in many developing countries, dairy productivity is constrained by the low efficiency of the system, i.e. poor quality of feed resources, health challenges and restricted access to markets and animals' low genetic potential for milk production.

Over the years, the per capita consumption of livestock products has increased in all regions of the world (FAO, 2011). The constant rising of world population is linked to the consequent increase of the food demand.

Unfortunately, the necessity to increase the global production of food contrasts with the availability of natural resources. For this reason, food security is connected to the capacity of the world as a whole to produce food. The potential land utilized for human and animal supply is contended between them. In this context, animal production has become an important contributor to the depletion of natural resources. In recent years, the interest in the scientific community towards the impact that the consumption of animal products can lead to has raised significantly.

Livestock contributes to GHG emissions mostly for N_2O and CH_4, respectively from soil emissions, manure management and enteric fermentation from cattle. In general livestock production has been subjected to great transformation mostly in developed regions, with a constant increment in production per animal and crop yield per hectare that lead to a less input for the same output (Kristensen, 2015). Moreover an accurate diet for herds that permits to use the crude protein quota without waste of nutrients can play an important role in

environmental issue. Many authors affirmed that a reduction in terms of green-house effects from livestock takes place in comparison with 60 years ago.

A detailed assessment of the global dairy sector has been published by the Food and Agriculture Organization in 2010 and assesses, through the LCA method, as the dairy sector was responsible for 4 % of global emissions including the impact of by-products (Gerber, 2010).

2. Aim of the study

The purpose of this study is the evaluation of the potential environmental impact of twelve dairy Holstein farms of Maltese Island through the analyses of the life cycle, using Life Cycle Assessment approach. The study begins from the production of raw materials (cultivation's operations) and their procurement, raw materials transportation, feed processing at the mill of Malta, animal feeding, farm management, milking cow and the milk storage until the collection of the milk. The process will end at farm gate, so next phases, such as milking processing, packaging, use and waste scenarios will not be considered.

With this example the study wants to realize how the Maltese dairy industries is environmentally compatible, given the small size of the islands and the lack of available land that the dairy cows need for their supplying. Thanks to the application of this method it is possible to understand the heaviest phases that mostly weigh on the life cycle to improve the sector. From a zootechnical point of view, the purpose can be to understand which phases mostly influence the production of milk. In this way it could be possible to promote a more friendly management of the herd in Malta.

3. Methods: Impact assessment methodologies: Ecoindicator99 and IPCC

For this study for the evaluation of environmental impact, Eco-Indicator99 method was applied and 11 impact categories were considered (Table 1).

For the evaluation of the emission in air of GHG, the IPCC method 2001 was applied on the base of the IPCC Third Assessment Report (IPCC, Climate Change 2001: The scientific basis, 2001). Results are expressed in terms of GWP for a 100 year time horizon. Simapro7.1 was the utilised software utilised to elaborate data (Product Ecology Consultants, 1990).

4. Case of study

A group of 12 Maltese dairy farms was analysed in a "cradle to farm gate" life cycle assessment (LCA). All of these farms are members of the Maltese cooperative dairy company (KPH) that collects the milk daily and also assembles animal feed that is used by the milk producers to feed their herds. Selection criteria were based on farm size: farms with less than 50 cows (Farms A1 and A2), from 50 to 100 (Farms B1, B2, B3, B4) and more than 100 cows (Farms C1, C2, C3, C4, C5 and C6) were selected and analysed.

Table 1: Impact categories - Ecoindicator99 method

Impact Categories	**Meaning**	**Units**
Human Health		**DALY** (Disability Adjusted Life Years)
1. Carcinogens	Arsenic, Benzene, Cadmium, Heavy metals etc.	
2. Respiratory organics	All kinds of organic emissions to air	
3. Respiratory inorganics	Emissions to air, mainly of SO_2 and NO	
4. Climate change	Emissions to air of hydrocarbons, carbon dioxide, methane etc.	
5. Radiation	All kinds of radioactive materials	
6. Ozone layer	All kinds of ozone-depleting substances (CFC, etc.)	
Ecosystem Quality		
7. Ecotoxicity	Emission to water, air and soil which cause toxic stress for the ecosystem	**PAF*m2yr** (Potentially Affected Fraction for square meter for year)
8. Acidification/Eutrophication.	Emissions to air and water, mainly of Nitrogen, Ammonia and Phosphorus	**PDF*m2yr** (Potentially Disappeared Fraction for square meter for year)
9. Land use	Occupation and transformation of land	
Resources Consumption		
10. Minerals	Aluminum, Iron, Lead, Copper, etc.	**MJ surplus**
11. Fossil fuels	Consumption of non-renewable resources	

All data collected are referred to 2014. Data concerning herd composition, herd parameters such as fertility rate, replacement and eventually mortality rate, farm land area and the eventually related crop production, ration composition, average milk yield and constituents, housing system, manure management and energy consumption were collected through a questionnaire by personal interviews to the farmers.

Farm buildings and machineries were not included in the assessment; medicines, detergents and trivial stable materials were kept out from the study. Origin of purchased items such as forages, concentrate feed, bedding materials were recorded. Regarding the concentrate feed, it is essential to underline that all the farms purchase these portion of the ration mainly from KPH's company, which arranges different commercial concentrates for each category of the herds as a complete mash in different forms, such as pellet, extruded or milled components. Differently, the forage portion of the ration is mainly bought from other Mediterranean countries directly by the farmer.

Forage such as alfa-alfa hay and ray grass come mostly from Sicily (Italy) and Spain, wheat-straw come in part from Malta and in part from Sicily. KPH's company bought directly the raw feed utilised in the commercial mash production, the raw material become from Europe except for soybean. The composition of each commercial concentrate was given by KPH company and the amount per animal were estimated on the basis of the concentrate fed and its composition with the help of CPM-Dairy Ration Analyser Beta V3 Software (Cornell-Penn-Miner, 2004).

Table 2: Main characteristic of the studied dairy farms

	Mean±SD	min	max
Herd			
Livestock Unit, n.	144.57±59.14	16.1	287.6
Lactating cows, n.	91.25±50.91	10	173
kg FPCM, cow^{-1} $year^{-1}$	8028±1254	5791	10423
Forage % annual DM intake	51.10±10.57	26.85	62.73
Forage % annual DM intake in lactating cows	50.29±12.42	28.86	74.8
Feed efficiency (kg FCPM kg DMI^{-1} cow^{-1}	1.22±0.17	0.98	1.57
Land and Farm			
Arable Land, ha	4.85±6.48	0.54	20
Stocking rate, LU^{-1} of arable land	96.30±95.07	6.62	247.3
Feed self-sufficiency (based on DM)	2.95±2.76	0.22	8.86
Milk quality			
Gr%	3.62±0.16	3.3	3.8
Pr%	3.23±0.13	3.1	3.5

To estimate emissions from dairy system, a farm model was developed in Excel ® including a model for herd structure and feed requirement for each category of animals, calculating the total feed intake by the herd in a year in order to estimate the land use required to obtain all the amount of raw materials. The farm model was built using the information derived from the questionnaire filled up during farm visits. The farm model includes the average potential herd consistency during the year, with the following categories: lactating cows, dry cows and replacements heifers.

Considering all of these parameters we have the distribution of the herd categories, obtaining the annual requirement (metric tons) of each diet ingredient per each herd category on the basis of the different diets used for each category. When obtained the annual feed requirement for each farm, the hectares needed to obtain the raw feed were then estimated, considering the average yield of South Italy for almost all the cultivations with the exception of soybean, for which was considered the average yield in South America. The main characteristics of the farms are reported in table and allotted in herd, land, farm and milk quality characteristics.

4.1 The system boundaries and functional unit

Each farm was analysed in a “cradle to farm gate” approach. The farmers deliver the milk individually every day to the cooperative where the milk is processed. The current study takes into account the following stages of the milk life cycle: the production and transport of feed and fertilisers, manure handling, farm operations, dairy processing and cooling; it stops before the delivery to the milking plant (Fig. 1).

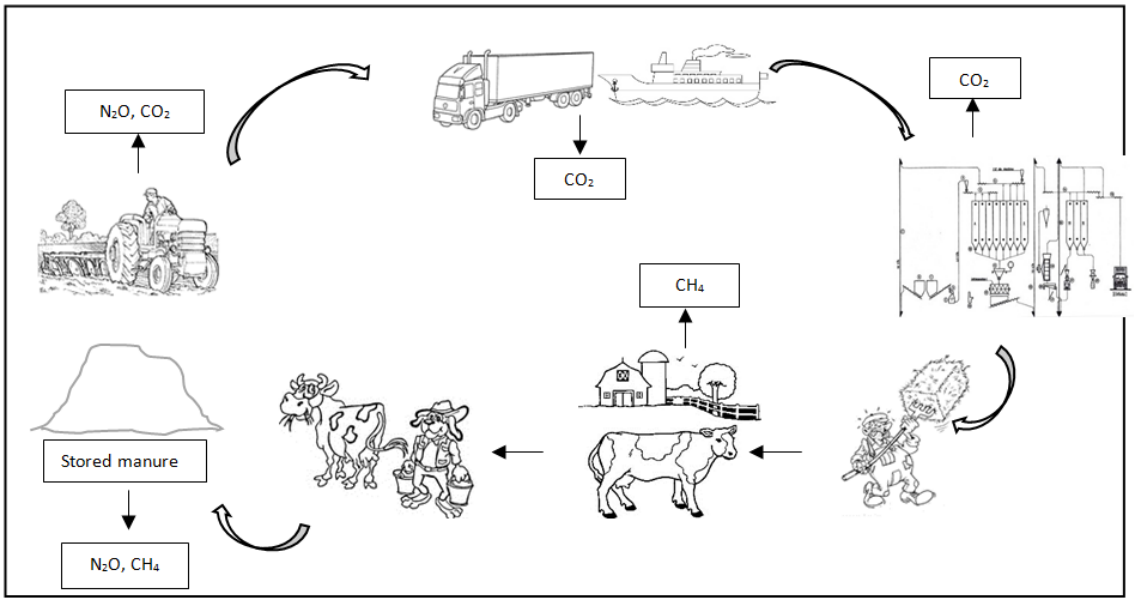


Figure 1: Schematic flow chart of the milk life cycle at farm gate

For every cultivation the entire production model was built from tillage to harvesting, considering all the inputs included into the process such as the amount of fertilizers and the outputs such as emissions to air, soil and water. The cultivation is one of the steps built into Simapro software, where all the processes were created including all the inputs and outputs required from the system, and all the transports (km*tons of material) of each phase were considered.

The functional unit considered for the LCA studies was 1 kg Fat and Protein Corrected Milk (FCPM) leaving the farm gate: FCPM (kg) = kg of milk x (0.337 + 0.116 x % fat + 0.060 x % protein) (Gerber P. V. T., 2010). Therefore, in relation to GHG emissions, these are expressed as CO_2-eq / kg of FCPM.

4.2 Inventory analysis

Three stages were implemented into Simapro software: Plant Production, Feed Production and Farm phase. For each phase the software asks for the inputs and the outputs.

Table 3: Inventory data

STAGES	INPUTS & OUTPUTS	
Plant Production	Agricultural operations, supply of fertilizers and herbicide, water requirements, harvesting, bailing and transports.	Yield per hectares.
Feed Production	Energy required to produce commercial concentrate and transports.	Feed consumption.
Farm phase	Diet, water requirement, fuel, energy used and transports.	Milk production.

For each cultivation the specific amount of fertilizer and its emissions into the land, calculated according to the Italian National handbook of factors emission (Gioia Bini, 2002), were considered. Concerning the transports, the output of every single crop was assumed to be transported by lorry if the point of origin was from the north of Europe to Sicily (Pozzallo); then the ship to Malta and the lorry from the harbour to the KPH's company mill or to the farm were accounted; differently, if the source of origin was East of Europe we considered ship from Greece to Malta and the same if the raw feed came from Spain.

Energy required to produce commercial concentrate at KPH's Company or to mix the different ration in the Total Mixed Ration wagon in the farm, were

estimated. So, the energy required (in terms of kWh) to obtain 1 tonnes of pellets is different respect the energy required to obtain a mixture of simple milled feed. Hence with the help of KPH's operators it was possible to estimate the energy required to produce the different commercial concentrates utilised by the dairy farmers expressed in kWh. After this step the transport of the commercial concentrate from KPH's Company to the farm was considered and was considered 20 km in average for each farm.

Farm phase represent the final step of the arrangement. All the components of the diet were considered: commercial and simple concentrates, forages, water requirements, fuel and energy used at farm for routine works and all the transports from the field to the herd and from the KPH's Company to the farm.

4.3 Type of data and impact assessment

In order to assess LCA, primary and secondary data were used. The primary data were assembled using direct interview to the farmer for the feed ingredients, the dairy rearing system, the consumption of energy and fuel consumed at farm level and at KPH's Company to produce commercial concentrate. The secondary data were used to calculate the transport emissions and carbon sequestration data and were mainly taken from the Ecoinvent database 2.2 (Ecoinvent, Ecoinvent Data V2.2, 2010).

5. Results

Emissions and resources that come from the inventory phase are arranged into different impact categories according to their potential impact on the environment. The results of Ecoindicator method show differences between farms mostly in three impact categories: Fossil fuels, Land use and Respiratory inorganics. It comes out that to farms with high content of fodder into diet are associated lower emission in comparison to farms with an high use of concentrate into the diet. This is linked to the energy used to produce concentrates and fossil fuel used for transports. Because "Feed production" stage results to be the phase with the highest weight in term of environmental impact. Among concentrates, soybean imported from Argentina is the main responsible. Soybean meal appears the main factor influencing Fossil Fuel as impact category, mainly utilised for soy cultivation, soy oil extraction, soybean meal drying and its shipping. Concerning GHG emissions calculated with IPCC 2001 method those varied from 1.14 to 3.00 kg CO_2-eq. kg of $FPCM^{-1}$ at farm gate. These values are in agreement to those observed by Weiss and Leip (2012) and carried out with CAPRI Model for EU27 countries. In the present study 60% of the GHG are attributable to purchased feed which represent the 50% of the DMI and in particular by commercial concentrate whose formulation is characterised by an amount of soybean meal which ranges from 13 to 45% representing the strongest environmental constrains in the purchased feed (Figure 2).

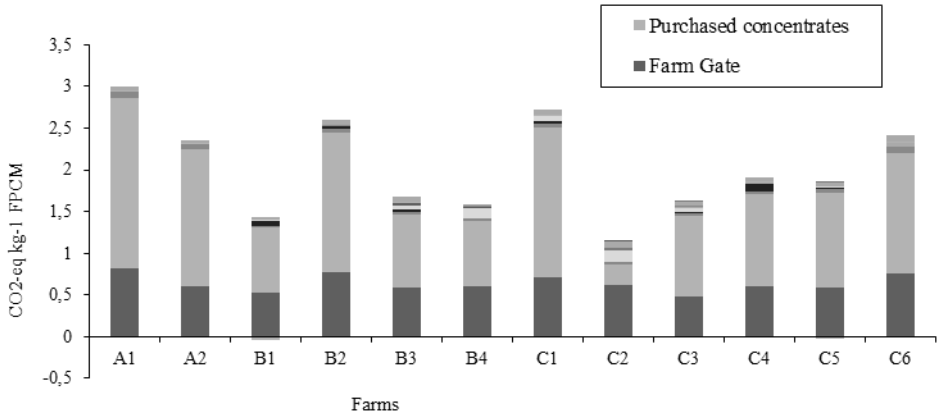


Figure 2: GHG emissions

Emission per kg of milk estimated i:n previous LCA studies for dairy production are showed in Table 4. Some of the results from precedent analyses are lower than the present study probably because of allocation technique or the choice of emissions factors as suggest Gerber, 2010.

Table 4: Emission per kg of milk estimated in previous LCA studies for dairy production

Reference	Country	Units
(Guerci, 2013)	Italy	1.11 – 1.91 CO_2-eq/ kg of ECM
"	Denmark	1.10 – 1.66 CO_2-eq/ kg of ECM
"	Germany	0.55 – 1.32 CO_2-eq/ kg of ECM
(Guerci, 2014)	Italian Alps	1.55- 1.72 kg CO_2-eq. / kg of FPCM
(Capper, 2009)	USA	1.35 kg CO_2- eq./kg of milk
(Thomassen, 2008)	Netherlands	1.5-1.6 CO_2-eq/kg of FPCM
(Basset-Mens, 2009)	New Zealand	0.65-0.75 CO_2-eq/kg of FPCM
(Cederberg, 2009)	Sweden	1 kg di CO2-eq/kg of ECM

6. Conclusions

This study deals only 12 farms which are representative of the dairy production systems in a particular area study as Malta although each of them based on similar production strategies, management efforts, as feeding strategies, present little but significant differences. Indeed purchased feed quantities varies among them with a consequently different environmental impact.

Emissions intensities of cow milk seems to be leaded by a mixture of effects: usually, as studied from other authors (Weiss F., 2012), high emissions are related to low milk yields, on the other hand, high milk yields are often related to the consumption of feed concentrates. If feed concentrates are imported from other countries, they are frequently accompanied by high emissions of CO_2, as

the case of Malta, in which CO_2 emissions in the share of GHG emissions are relevant compared with the others GHG emissions. So in an environmental sustainability contest it has become necessary to start thinking different way to feed animal and in particular concerning proteins, as the case of soybean; one reason is linked to the high energy implied to transform soybean into available feed and the second is linked to the transport. In Europe in general, livestock protein requirement should be changed in order to use local raw material to reduce imports from abroad.

7. References

Basset-Mens C., S. L. 2009. *Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New- Zealand*. Ecological Economics 68, 1615-1625.

Capper J.L., R. A. 2009. *The environmental assessment of dairy production: 1944 compared with 2007*. Journal of Animal Science 2009, 87, 2160-2167.

Cederberg C., U. S. 2009. *Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 ans 2005.* The Swedish Institute for Food and Biotechnology.

FAO. 2010*. Status of and Prospects for Smallholder Milk Production – A Global Perspective*.

FAO. 2011. *World Livestock 2011-Livestock in food security.* Rome: FAO.

Gerber P., V. T. 2010. *Greenhouse Gas Emissions from the dairy sector, a life cycle assessment.* Rome: FAO.

Gioia Bini, S. M. 2002. *Manuale dei fattori di emissioni nazionali*. Centro Tematico Nazionale Atmosfera Clima Emissioni.

Guerci, L. B. 2014. *Effect of summer grazing on carbon footprint of milk in Italian Alps: a sensitivity approach*. Journal of Cleaner Production *73*, 236-244.

Guerci, M. T. 2013. *Parameters affecting the environmental impact of a range od dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy*. Journal od Cleaner Production 54, 133-141.

IPCC. 2001. *Climate Change 2001: The scientific basis.*

ISO. 2006a. *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and framework.* Geneva, Switzerland: ISO 14040.

ISO. 2006b. *Environmental Management-Life Cycle Assessment- Requirements and Guidelines.* Geneve, Switzerland: ISO 14044.

Malta, G. o. 2009. *National Rural Development Strategy 2007-2013.* Malta: Government of Malta.

N. S. O. 2015. *Cattle census: December 2014.* Malta.

Product Ecology Consultants. 1990. *SimaPro LCA software.* Plotterweg, Netherlands.

Troels Kristensen, O. A. 2015. Production and environmental impact of dairy cattle production in Denmark 1900-2010. *Livestock Science*, 306-312.

Thomassen, M. A. 2008. *Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands*. Agricultural System 96, 95-107.

Weiss F., L. A. 2012. Greenhouse gas emission from EU livestock sector: a life cycle assessm.nt carried out with CAPRI model. *Agriculture ecosystem & environment*, 124-134.

Websites: FAOstat, 2015 available at: http://faostat3.fao.org/compare/E.

http://www.benna.com.mt/.

Product Environmental Footprint in agrifood sector: the case study of Parma ham

Matteo Simonetto, Andrea Loss, Andrea Fedele, Anna Mazzi, Antonio Scipioni

CESQA (Quality and Environmental Research Centre), University of Padova, Department of Industrial Engineering, Via Marzolo 9, 35131 Padova, Italy

Email: **scipioni@unipd.it**

Abstract

The environmental performance of the product Parma ham provided by an Italian company was evaluated according to the Commission Recommendation 2013/179/EU on the assessment and communication of life cycle environmental performance of products and organisations. The environmental footprint impact assessment, performed according to the requirements of the Annex II of the Commission Recommendation, allowed to identify the life cycle stage raw materials as the major driver for all the environmental footprint impact categories considered in the study (more than 80% of overall impacts) with the exception of the impact category ozone depletion (about 59% of overall impacts). Moreover, production was recognized as the second larger contributor among all the lifecycle stages, allowing together with raw materials to overload the threshold of 97% of impacts for each category considered.

1. Introduction

The increasing attention on environmental sustainability of food systems has led in recent years to the diffusion of several studies focused on the agrifood sector (Sousanna, 2014; Pellettier, 2015). Many initiatives, at national and international level, were implemented to reduce environmental impacts from food production (Notarnicola et al., 2012), underlining the importance to have consistent tools supporting decision-making in the identification of the environmental hotspots.

Among the different schemes available to perform a whole supply chain assessment, one recently introduced, based on the life cycle assessment methodology, is the European recommendation “on the use of the Product Environmental Footprint (PEF) and Organisation Environmental Footprint (OEF) methods” (EU, 2013). This scheme, aimed to provide harmonization among other already-existing life cycle based schemes, provide guidelines and principles for the communication of environmental performance of products and organizations. However, since the development of specific product category rules (PEFCRs) for the food sector based on this scheme are still ongoing (EU, 2016), this study was conducted according to the contents of Annex II of the Commission Recommendation. The upcoming release of more specific technical guidance for product groups (Minkov et al., 2015) surely will help practioners to better perform this kind of studies, clarifying some debated aspects of the actual PEF scheme, like comparability over flexibility and the lack of conformity with international standards (Finkbeiner, 2014; Lehmann et al., 2016).

The main goal of this study was to assess the potential environmental impacts, adopting a life cycle approach (from cradle to grave), of Protected Designation of Origin (PDO) (EEC, 1992) Parma ham, produced by a company in the northeast Italy, analysing how the considered impact categories are affected by the different lifecycle stages.

2. Materials and methods

2.1 Goal and scope definition

The unit of analysis adopted in this study was 1 kg of Parma ham with bone seasoned for almost 12 months, produced according to the PDO specifications, including slicing and packaging at retailer.

System boundaries were fixed according to the scheme of Figure 1, considering all input and output fluxes of breeding, slaughtering, processing and seasoning, distribution, consumption and final disposal.

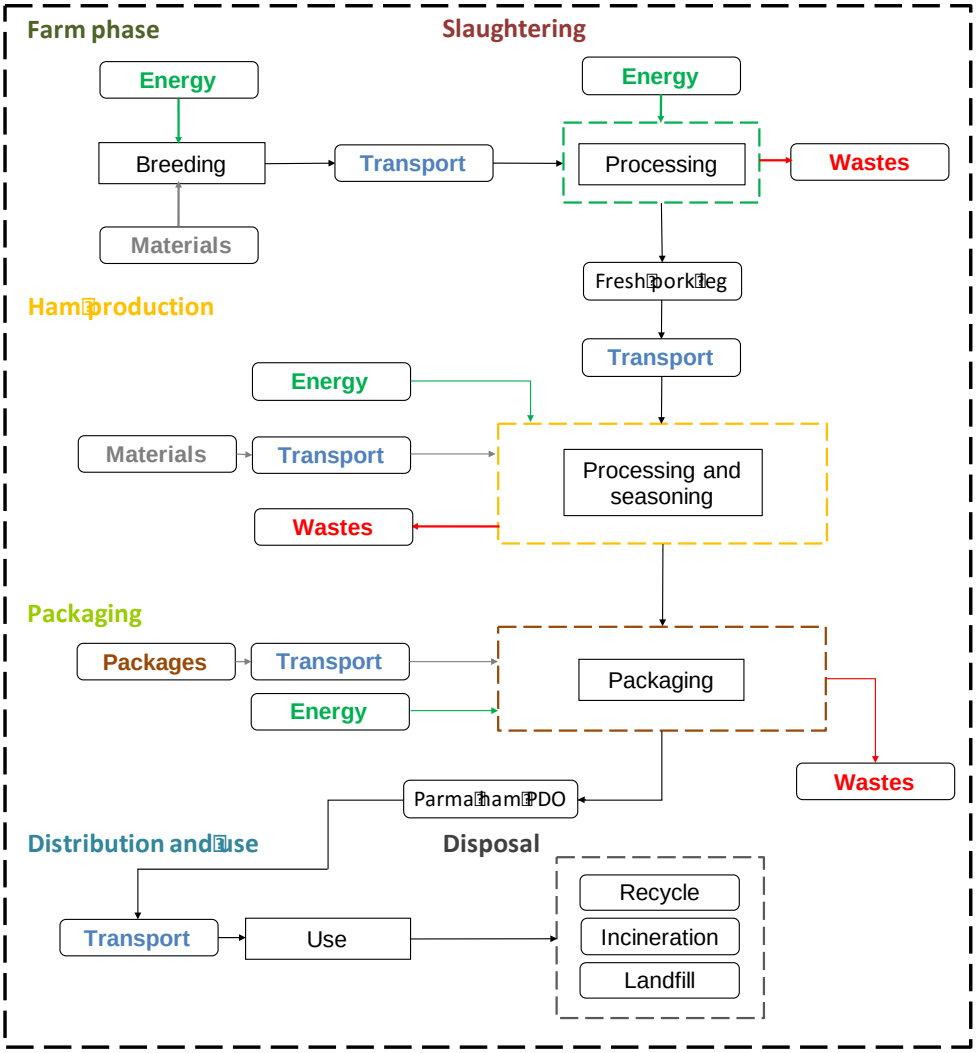


Figure 1: System boundaries of the product PDO Parma ham

2.2 Resource use and emission profile

Specific data on raw materials, chemicals for the treatment of water extracted from well, chemicals used during processing of fresh pork leg, chemicals for the wastewater treatment, refrigerant charges, packaging (primary, secondary and tertiary), water consumption, electric and thermal energy consumptions, wastes and distribution of the final product to the costumers were collected for the processing of the fresh pork leg at the production plant. Since data about raw materials, chemicals, energy and water consumption, as well as produced wastes, were available for the whole production plant, considering also that multiple products are produced in the same plant a mass allocation was done.

Generic data were adopted to model breeding and slaughtering phases, using dataset Ecoinvent v.3.1 and Agrifootprint v.1.0. The composition of each compound feed used to breed sows and pigs in the different growing phase were modified starting from the information provided by the adopted dataset and considering the requirements of the protected designation of origin specifications.

Considering that slaughtering process generates other co-products (i.e. food grade products, feed grade products and others) additionally to the fresh pork leg used to produce ham, the economic allocation principle was adopted. This is consistent with the fact that the main goal of the slaughter is generating fresh meat rather than other minority products resulting from the processing.

Moreover, according to the requirements of the PEF scheme, cut-off was avoided and a quality assessment scheme was adopted to perform a semi-quantitative assessment of overall data quality.

The assessment was performed through the formula provided by the PEF scheme and assigning a quality rating (from 1 - excellent quality level, to 5 - very poor quality level) to each of the quality criteria:

- Technological representativeness;
- Geographical representativeness;
- Time-related representativeness;
- Completeness;
- Precision/uncertainty;
- Methodological appropriateness and consistency.

2.3 Environmental footprint impact assessment

Emissions accounting was performed according to the PEF scheme, considering the environmental footprint (EF) impact categories listed in table 1 and required by the scheme itself. In order to perform the impact assessment according to the adopted categories, the following collection of methods were adopted:

- ILCD 2011 Midpoint+;
- IMPACT 2002+;
- IPCC 2013 GWP 100a;
- Europe ReCiPe Midpoint (Hierarchist);
- USEtox.

Table 1: Environmental footprint impact categories adopted

EF impact category	EF impact category indicator
Climate Change	kg CO2eq
Ozone Depletion	kg CFC-11eq
Ecotoxicity for aquatic fresh water	CTUe
Human Toxicity - Cancer effect	CTUh
Human Toxicity – Non cancer effects	CTUh
Particulate Matter/Respiratory Inorganics	kg PM2,5eq
Ionising Radiation – Human health effects	kg U235eq
Photochemical Ozone Formation	kg NMVOCeq
Acidification	mol H+eq
Eutrophication – Terrestrial	mol Neq
Eutrophication – Aquatic	kg Peq (freshwater), kg Neq (marine)
Resource Depletion – Water	m3
Resource Depletion – Mineral, fossil	kg Sbeq
Land Transformation	kg

A sensibility analysis was performed to asses how compound feeds may influence final results, modifying the mix of each compound feed and maintaining only the ingredients characterized by the average higher environmental footprint impact.

3. Results and discussion

The environmental footprint performance profile of the product analysed in this study, resulting from the selected EF impact categories and the models adopted to perform the assessment, is shown in Figure 2.

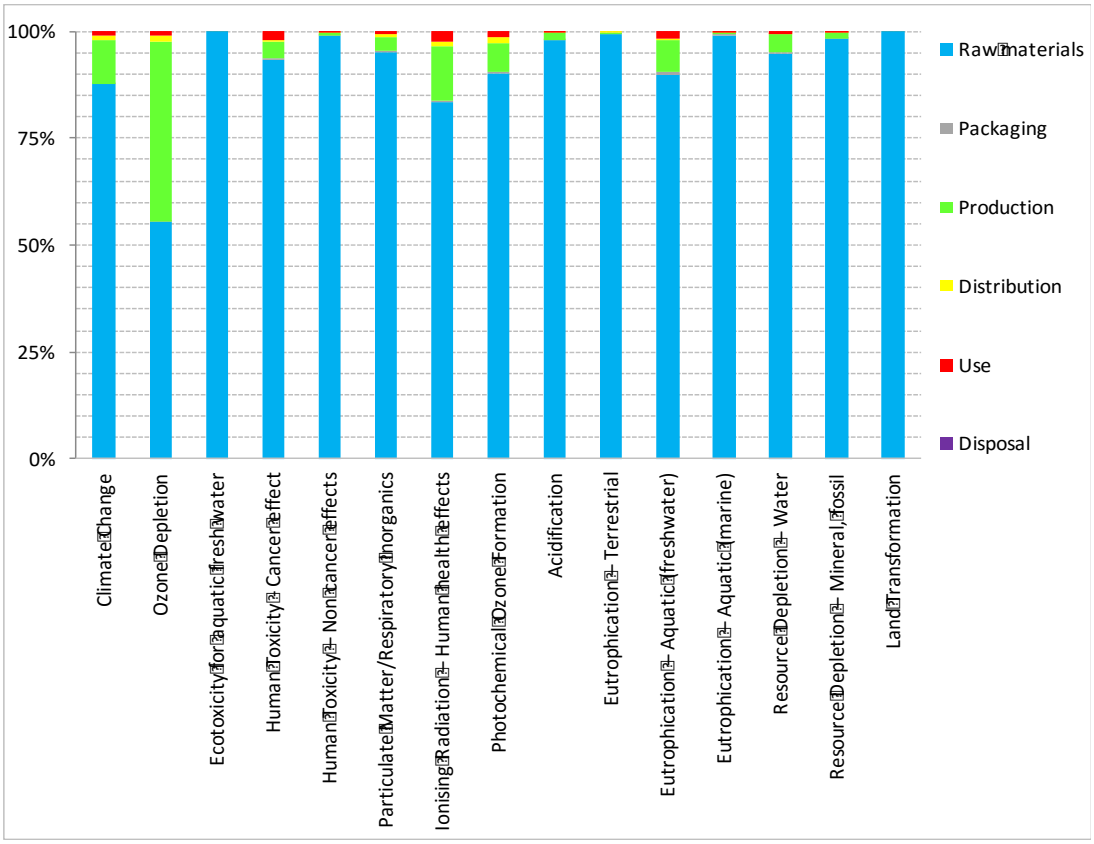


Figure 2: EF impact results in terms of percentage

Results, characterized according to the different lifecycle stages and referred to the unit of analysis considered in this study, show a significant incidence of the lifecycle stage raw materials on almost all the environmental footprint impact categories, with a contribution of more than 80% for each total impact value, except for the category ozone depletion characterized by an incidence of about 59%.

Considering the remaining lifecycle stages, the one characterized by the most significant incidence is production, with a contribution of about 9% to the category climate change, 38% to ozone depletion, 11% to ionising radiation and 6% to photochemical ozone formation and aquatic freshwater eutrophication.

Focusing on the lifecycle stage raw materials, whose results are shown in percentage terms in Figure 3, a deeper analysis reveals that compound feeds are responsible for more than 70% of the total impact of nearly all the environmental impact categories, except for the category climate change (66%), particulate matter (50%), acidification (28%) and terrestrial eutrophication (25%).

Furthermore, the second most significant contribution to the lifecycle stage raw materials is provided by the breeding phase, with a value of about 27% for the category climate change, 46% for particulate matter, 70% for acidification and 74% for terrestrial eutrophication.

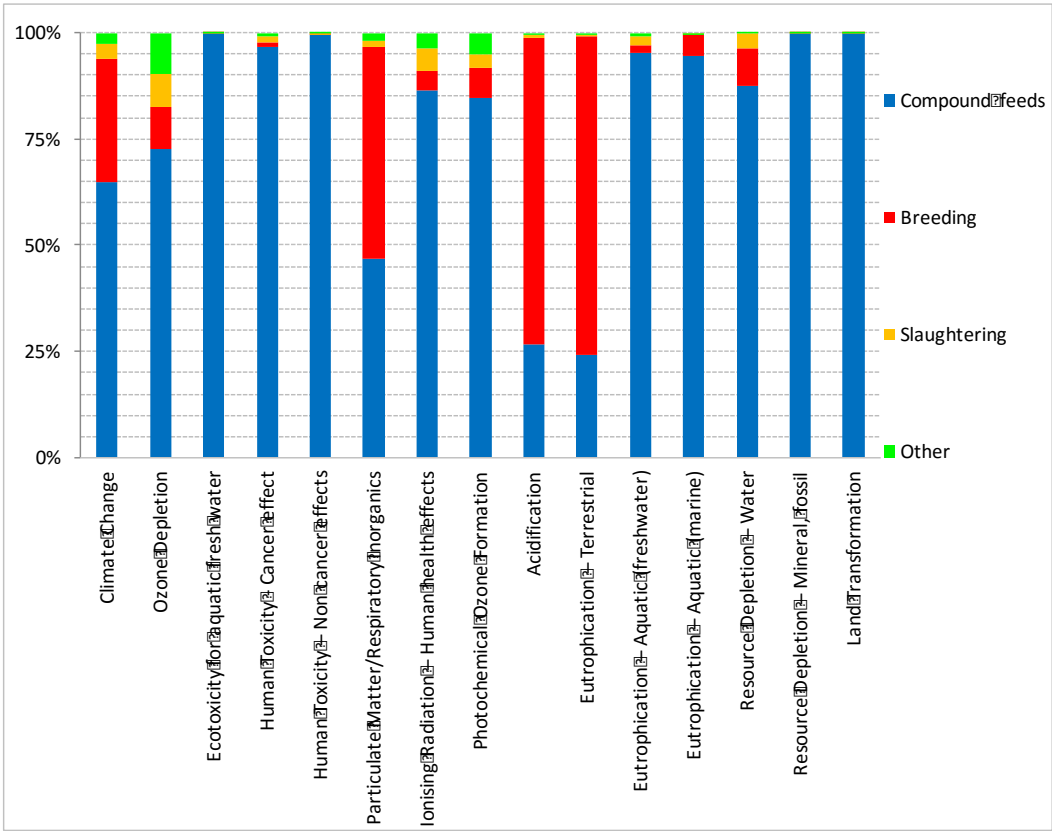


Figure 3: Focus on raw materials EF impact results in terms of percentage

Considering the data quality assessment, which is mandatory for the PEF study, the overall data quality level of datasets of this study was globally very good, according to the achived rating which was in the range between 1.6 and 2.0.

As required by the PEF scheme, which impose to processes accounting for at least 70% of contribution to each EF impact category to achieve at minimum the good quality level, results show that this requirement was respected since not only the lifecycle stages raw materials and production (responsible together for more than 97% of each EF impact category) reached both the good quality level, but also the other lifecycle stages responsible for the residual percentage of impacts.

Finally, according to the significant incidence of the compound feeds on the environmental footprint results, the sensibility analysis performed varying the amount of the ingredients of each feed mix shows high variations for all the environmental footprint categories (e.g. +25.7% climate change, +29% aquatic freshwater eutrophication, -77.9% land transformation).

4. Conclusions

Despite specific product environmental footprint category rules (PEFCRs) are still absent for the investigated sector, it was possible, according to the guidelines of the Annex II of the Commission Recommendation (EU, 2013), to perform the environmental footprint assessment of the product Parma ham PDO.

The obtained results demonstrate that the lifecycle stage raw materials have the most representative contribution to the overall environmental footprint impact, with more than 80% of all the considered EF impact category except for the ozone depletion, characterized by an incidence of about 59%. The second most important contribution, indeed, is represented by the lifecycle stage production, that allows together to the raw materials to overload the threshold of 97% of impacts for each category considered.

Finally, a focus on raw materials reveals that compound feeds highly affects environmental footprint results, highlighting the importance to increase efforts, particularly for this lifecycle stage, to have primary data characterized by the highest possible level of quality.

5. References

EEC, Council Regulation of 14 July 1992 on the protection of geographical indications and designations of origin for agricultural products and foodstuffs. 2081/92.

EU Commission, 2013. Commission 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.

EU, 2016. The Environmental Footprint Pilots, viewed 02 Apr 2016, http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_pilots.htm#pef.

Finkbeiner, M., 2014. Product environmental footprint - Breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? Int. J. Life Cycle Assess., 19, 266–271.

Lehmann, A., Bach, V., Finkbeiner, M., 2016. EU Product Environmental Footprint - Mid-Term Review of the Pilot Phase. Sustainability, 8, 92.

Minkov, N., Schneider, L., Lehmann, A., Finkbeiner, M., 2015. Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: Status quo and practical challenges. J. Clean. Prod., 94, 235–246.

Notarnicola, B., Hayashi, K., Curran, M.A., Huisingh, D., 2012. Progress in working towards a more sustainable Agri-food industry. J. Clean. Prod. 28, 1–8.

Pelletier, N.L., 2015. Life cycle thinking, measurement and management for food system sustainability. Environ. Sci. Techol., 49 (13), 7515–7519.

Soussana, J.-F., 2014. Research priorities for sustainable Agri-food systems and lifecycle assessment. J. Clean. Prod., 73, 19–23.

LCA of lignocellulosic biomass production in a Mediterranean environment: perennial Cardoon versus annual Sorghum

Amalia Zucaro[1], Annachiara Forte[1], Massimo Fagnano[2], Salvatore Faugno[2], Angelo Fierro[1]

[1] Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II, Italy
[2] Dipartimento di Agraria, Università di Napoli Federico II, Italy

Email: **amalia.zucaro@unina.it**

Abstract

A cradle-to-farm-gate LCA analysis was applied to annual (Fiber sorghum- FS) and perennial (Cardoon- CD) crops cultivated in hilly marginal lands in Campania Region (Southern Italy) for bio-refinery purposes. The study encompassed a detailed description of crop management and linked Direct Field Emissions (DFE). Impacts of CD were allocated on economic basis between stalks and seeds and were referred to the average yield along the first three cultivation years, properly sharing the agronomic not productive stages throughout the assumed lifetime (6 years). At similar average yield output, the reduced levels of mechanization and agronomic input for CD, led to a general lower impact respect to FS. However, the benefits in terms of acidification, eutrophication and particulate matter formation resulted more constrained, due to the key role of NH_3 DFE after the urea spring fertilization, performed yearly in both cultivations.

1. Introduction

There is an increasing interest in cropping systems (not in competition with food) capable to provide energy and materials as alternatives to fossil fuel-based energy carriers and chemicals. The exploitation of cultivated crops on degraded, abandoned and/or marginal lands for bioenergy or biomaterial production could represent a valid alternative for reducing conflicts among food, energy and environment (Solinas et al., 2015), although the sustainability of this biomass source is under ongoing evaluation.

Lignocellulosic biomass has been identified as a promising feedstock in a broader framework of integrated biorefinery systems (Cherubini and Jungmeier 2010). Among lignocellulosic species for bioenergy and biomaterials productions, a great potential is foreseen for annual fiber sorghum (FS) and perennial cardoon (CD). FS has been considered, due to its good yield potential achieved under drought conditions (Barbanti et al., 2006). CD is known for the multiple agronomic output: (i) lignocellulosic biomass for bio-energy chains and paper pulp (shoots), (ii) seeds for the production of protein and oil (both for edible and biodiesel purposes) and (iii) roots as source of inulin (Raccuia and Melill, 2010).

2. Methods

2.1 Goal and scope

A cradle-to-farm-gate life cycle assessment was applied to annual fiber sorghum (*Sorghum bicolor* L.) and perennial cardoon (*Cynara cardunculus* L.) in order to: (i) identify the production hotspots and (ii) compare the environmental performance of annual and perennial crops, in order to gain preliminary considerations about their suitability for further biorefinery purposes. Open field experiments were carried out under Mediterranean condition and low input management in a soil subjected to accelerated erosion (hilly marginal land) in Campania Region (Southern Italy). Primary input and output data were collected: (i) from 2012 to 2015 for CD and (ii) from 2014 to 2015 for FS. Afterwards they were analyzed according to the LCA ISO 14040-44/2006, by means of SimaPro 8.0.3 software coupled with the ReCiPe v. 1.10 midpoint hierarchic assessment method. Impact categories analyzed were: Climate Change (CC), Ozone Depletion (OD), Terrestrial Acidification (TA), Freshwater Eutrophication (FE), Marine Eutrophication (ME), Photochemical Oxidant Formation (POF), Particulate Matter Formation (PMF eq), Water Depletion (WD) and Fossil Depletion (FD).

For both crops, system boundary (Fig. 1) included all needed agricultural practices (from the site preparation until the harvest operation) and also Direct Field Emissions (DFE), as much as possible representative of site specific conditions.

The expected lifetime for CD was assumed of 6 years, based on the evidence of large yield fluctuation and decreasing pattern after the five-year period toward basal values (Gherbin et al., 2001; Grammelis et al., 2011). For an appropriate comparisons between annual and perennial crops, impacts of CD cultivation were properly modeled: (ii) referring to the averaged yield along the first three years of cultivation; (ii) sharing the not productive stages for site preparation and crop establishment throughout the whole assumed crop lifetime (6 years); (iii) allocating impacts on economic basis between the two co-products: 67% to lignocellulosic biomass and 33% to seeds (Fernández and Curt, 2004). As it relates to the last point, the root biomass was not considered in the allocating procedures due to the lack of : (i) primary data about the belowground biomass yield, and (ii) recognized market value for CD roots as source of inulin. The functional unit was set as 1 kg of dry biomass, as averaged value from the three-years and the two-years field trials for CD and FS, respectively.

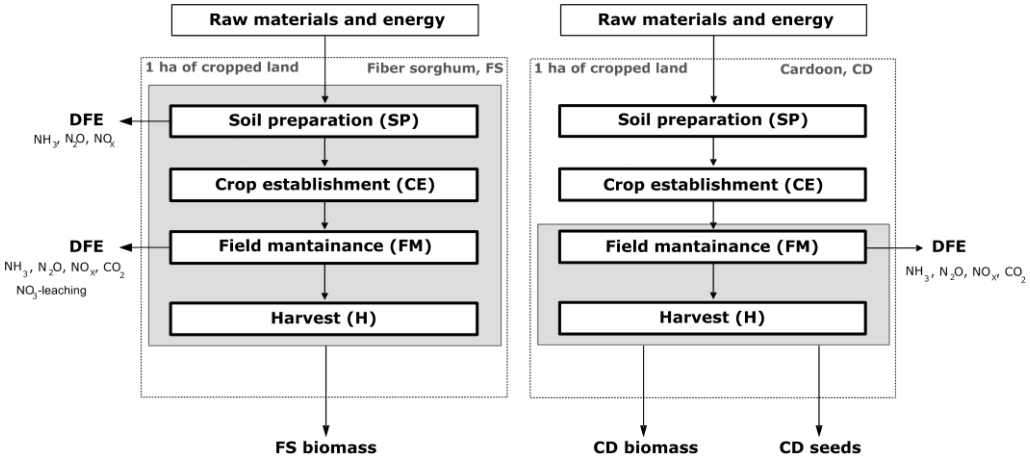


Figure 1: Cradle-to-gate system boundary (white dotted boxes) for FS and CD crops. Gray boxes include the annual practices for crop management, whereas white boxes indicate the not productive stages of CD, which were properly shared for the assumed crop lifetime (6 years)

2.2 Inventory

2.2.1 Lignocellulosic feedstock cultivation

The analysis was based on primary data for agronomic yields and inputs referred to machineries diesel consumption, typology and application rate of fertilizers, irrigation system and water amount (Table 1).

Inputs from technosphere related to extraction and treatment of raw materials, manufacturing process, transport, distribution, use and the final disposal, were secondary data derived from the EcoInvent product or process database (v. 2.2).

Related to the agricultural machineries, following the EcoInvent guidelines (Nemecek & Kägi, 2007), specific records were created from the EcoInvent database, on the basis of primary data about their typology, working hours, fuel consumption, material used and irrigation water applied.

DFE from N fertilizers (volatilized ammonia, biogenic dinitrogen monoxide, nitrogen oxides, leached nitrate, fossil carbon dioxide from N-urea) were calculated according to Forte et al. (2015) and EcoInvent guidelines (Nemecek & Shnetzer, 2011), through the use of primary data related to site-specific pedo-climatic characteristics and crop growth (Raccuia and Melilli, 2004).

The annual equivalent impact, calculated for CD, was the annual impact related to field maintenance (FM) and harvest operation (H), plus the contribution from soil preparation (SP) and crop establishment (CE) properly spread over the lifetime (Zucaro et al., 2015) (Fig.1).

Table 1: Input and output flows for fiber sorghum (FS) and cardoon (CD) cultivations

Agricultural phase	Input	Unit	CD	FS
Soil preparation:				
Ripping (40 cm)	Mouldboard plughing - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	21	-
Ploughing (40 cm)	Tillage, ploughing - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	-	21
Hoeing (15-25 cm)	Tillage, harrowing - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	24	24
Crop estabilishment:				
Sowing	Seeds	kg ha^{-1} y^{-1}	5	17
	Sowing - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	10	10
Rescue irrigation	Irrigation - water	m^3 ha^{-1} y^{-1}	-	560
	Irrigation system - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	-	26
Pre-plant fertilisation	Ammonium nitrate, as N	kg ha^{-1} y^{-1}	-	50
	Fertilizer spreading - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	-	5
Field maintenance				
Late fertilization	Urea, as N	kg ha^{-1} y^{-1}	100	100
	Fertilising spreading - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	5	5
Harvest				
Yard 1	Combine harvested - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	25	-
	Baling - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	18	-
	Loading bales - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	11	-
Yard 2	Selfpropelled choppe r- Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	-	69
	Chips transport - Diesel	L ha^{-1} y^{-1}	-	28
Output				
Lignocellulosic biomass (d.w.)*		ton ha^{-1} y^{-1}	16.7	18.5
Seeds**		ton ha^{-1} y^{-1}	2.5	-

*Averaged yield from (i) 3 years of CD cultivation: 18.7 t ha^{-1} (2013); 21 t ha^{-1} (2014) and 10 t ha^{-1} (2015); (ii) 2 years of FS cultivation: 21 t ha^{-1} (2014) and 16 t ha^{-1} (2015);**Averaged yield from 3 years of CD cultivation: 2.5 t ha^{-1} (2013); 3.3 t ha^{-1} (2014) and 1.6 t ha^{-1}(2015).

2.2.2 Sensitivity check and uncertainty analysis

A sensitivity check on allocation procedure (e.g. energy allocation) was performed. Also the Monte Carlo (MC) uncertainty analysis (function within SimaPro 8.0.3) was carried out on data input (diesel consumption) and output (FS and CD yields), as well as on the calculated DFE. The entire simulation was run 10000 times within a confidence interval of 95%.

Table 2: Uncertainty range for DFE and yields. Ranges for diesel consumption were also included, based on the slope variability (experimentally detected data, not shown)

Agricultural phase	Parametrs	Range of uncertenty			D[2]
		***BS*[1]**	***Min***	***Max***	
Pre-plant fertilisation Ammonium nitrate[a]	NH_3 volatilized	2%[b]	1%[c,d]	10%[c,d]	Uniform
	N_2O, biogenic	0.8%(FS)[e]	0.08%[f]	1%[c]	Triangular
Late fertilization Urea[a]	NH_3 volatilized	15%[b]	10.1%[c,d]	20%[c,d]	Uniform
	N_2O, biogenic	0.8%(FS)[e] 0.5%(CD)[e]	0.08%[f]	1%[c]	Triangular
	NO_3 leached (kg $ha^{-1}y^{-1}$)	0 (FS)[f]	0 (FS)[f]	128 (FS)[f]	Uniform
	CO_2 fossil (kg $ha^{-1}y^{-1}$)	1.57[b,c]	50% *BS*[b,c]	*BS*[b,c]	Uniform
Output (t $ha^{-1}y^{-1}$)	Biomass (FS)	18,5	16[g]	21[g]	Uniform
	Biomass (CD)	16,7	10[g]	21[g]	Uniform

[1]BS=Best guess; [2]D= distribution applied; [a]Ranges for NOx was derived according to range of N_2O DFE variability;[b]Nemeck and Shnetzer, 2011; [c]IPCC, 2006; [d]CORINAIR, 2006; [e]Calculated in this study from pertinent scientific literature (Forte et al., 2015); [f]According to the detected nitrogen balance (Raccuia and Melilli, 2004) the NO_3 leaching was assumed to be negligible for CD in all investigated years whilst for FS taking into account all field trial a potential NO_3-leaching was detected (higher value); [g]Detected in experimental field trials.

3. Results and discussion

As it relates to the CD (Fig.2), annual practices for FM (spring fertilization) and H shared most of the environmental load for all impact categories. Specifically CC, OD, TA, ME and PMF appeared driven by upstream and downstream emissions linked to the N-fertilization. CC was almost equally shared by CO_2 fossil emissions related to agricultural machinery operations and DFE following urea spreading. Out of these, 64% came from biogenic N_2O fluxes from bacterial activities; whilst the remaining was CO_2 fossil released from urea processing in soil. Bromotrifluoromethane and bromochlorodifluoromethane upstream emissions, linked to background input for urea production and spreading, determined the more marked impact of FM in terms of OD. The highest contributions from FM (about 90% as averaged value) were recorded for TA, ME and secondary PMF, almost exclusively linked to gaseous DFE of ammonia. FE, WD and FD resulted to be affected to same extent by FM and H, due to upstream emissions and consumptions patterns related to the production of background and foreground inputs (urea, diesel and agricultural machineries). Differently, H showed the highest environmental load for POF, as a consequence of nitrogen oxides emissions for both downstream (during agricultural machinery operations on field) and upstream (along the nylon string

supply chain) operations. The agronomic practices for SP and CE (performed only one time throughout the crop lifetime) amounted to a few percents of total impacts. Nonetheless, SP contributed to about 10% of total POF, due to the level of mechanization involved in the agricultural soil preparation.

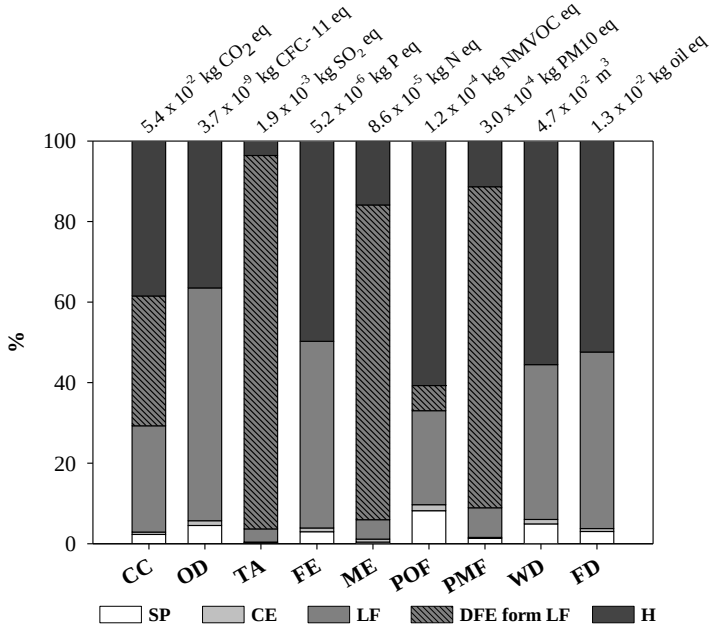


Figure 2: The relative contribution of seedbed preparation (SP), crop establishment (CE), late fertilization (LF) and harvest (H) to total burdens related to 1 kg of cardoon lignocellulosic dry biomass. Absolute values of total impacts in each category are reported at the top of columns

The results appeared in line with the key role highlighted for yearly N fertilization and harvest within other perennial lignocellulosic feedstock supply chain (Monti et al., 2009; Forte et al., 2015). Also the relevant share of GHG and NH_3 DFE to the total impacts is widely supported in the pertinent scientific literature, which show consistent downstream pollutant emission of reactive N in the context of biomass feedstock cultivation for bio-product supply chains (Renouf et al, 2010; Godard et al., 2013; Forte et al., 2015).

Moving towards the annual lignocellulosic feedstock (Fig.3), the contributions of SP and CE became relevant. According to the pattern of fuel consumption and agricultural machinery operations on the field (Table 1), they summed up to about 50% of total impacts in terms of CC, OD and FD. Their relevance appeared also more marked for FE, POF and WD, respectively due to: (i) upstream phosphate emissions linked to ammonium nitrate and agricultural machinery production, (ii) downstream and upstream NOx emissions, and (iii) the additional direct water input for the rescue irrigation at sowing. On the other hand, TA, ME and PMF remained driven by DFE of ammonia following the spring urea fertilization for FM.

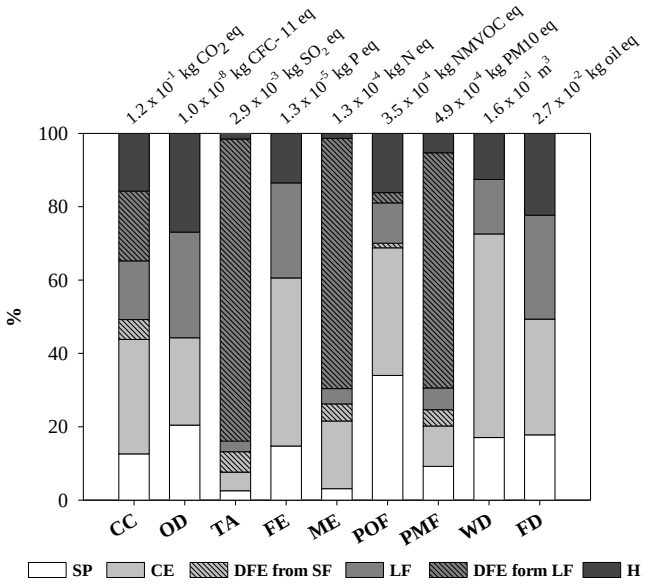


Figure 3: The relative contribution of site preparation (SP), crop establishment (CE), late fertilization (LF) and harvest (H) to total burdens related to 1 kg of sorghum lignocellulosic dry biomass. Absolute values of total impacts in each category are reported at the top of columns

In the investigated target categories,the pattern through which the specific impacts of FS were shared by the different agronomic practices, appeared in line with findings inherent sorghum feedstock cultivation on plain marginal land within the same regional context (Zucaro et al., 2015). However, the environmental load of CE resulted lower respect to the score reported by Zucaro et al. (2015), thanks to the absence of K-P fertilization at sowing.

At similar average lignocellulosic biomass yields (10% higher for sorghum as opposite to cardoon), significant discrepancies emerged between sorghum and cardoon feedstock supply in terms of environmental profile (Fig. 4).

The reduced levels of mechanization and agronomic input entailed by the perennial crop led to significant lower (by about 50%) CC, POF, WD and FD impacts, respect to the annual feedstock. Despite the marked lower mean values (by about 60%), in the case of OD and FE, differences appeared not significant. This was due to the wider variability ranges which were affected by background data uncertainty linked to agronomic practices and also by assumptions about foreground NO_3^- DFE, as far as ME for sorghum was concerned. Finally, the gained benefits in terms of TA, ME and PMF resulted more constrained, following the key role of ammonia DFE after the urea spring fertilization performed yearly in both cultivations, which also affected the uncertainty ranges. The higher environmental performance of the perennial feedstock, as opposite to the annual one, is supported by similar findings in the context of comparative analyses between sorghum and giant reed lignocellulosic biomass (Zucaro et al., 2015). According to the present study it could be ascribed to an higher energy efficiency under lower input and soil management (Monti et al., 2009; Fazio and Monti, 2011).

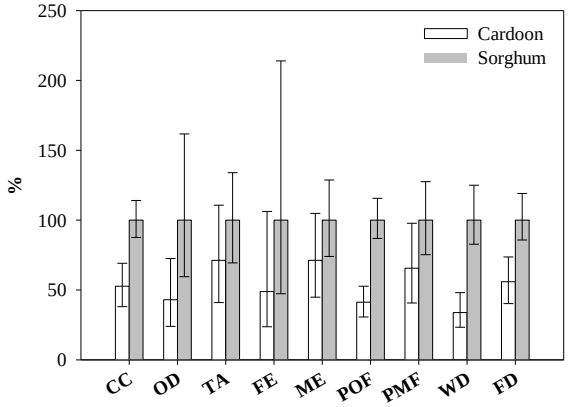


Figure 4: Comparison of impacts related to the cultivation of 1 kg of CD and FS lignocellulosic dry biomass. For both crops, the Figure shows mean values and 95%CI from MC Analysis

Usually, thanks to the reduced soil disturbance, the extensive root system and the organic C input to soil (through residues), perennial crops are recognized to entail relevant benefits in terms of increased soil organic carbon (SOC) content and reduced risk of soil erosion (Pimentel et al. 2012), which might lead to potential soil carbon storage (Forte et al., 2015).

However, preliminary estimates of soil C dynamic under the analysed cardoon cultivation, would suggest constant (even slightly decreasing) SOC values, likely due to: (i) the lower soil cover provided by cardoon (respect to other poliennal crops such as giant reed) and the consequent lower organic matter residues; (ii) the harvest in late summer, which leave the soil bare along the upcoming autumn rains. The outcome of the comparative analysis revealed to be sensitive to the selected approach to co-products at the farm gate. Indeed, respect to the default economic allocation, the environmental load of cardoon lignocellulosic biomass would be increased by: (i) 26%, in the case of energy allocation between stalks and oilseeds; (ii) 49%, in the case of 100% allocation to stalks. Similarly, impacts nearly doubled when moving from the maximum to the minimum detected shoots biomass yield.

4. Conclusions

The study pointed out the potential environmental benefits of the perennial cardoon lignocellulosic feedstock as opposite to the annual fiber sorghum biomass. However, the issues of impacts allocation and long term yield pattern for cardoon cultivation represented hotspots to be carefully addressed. Moreover, it would be beneficial to implement the N fertilizer management for a general improvement of the environmental sustainability profile of the crop phase. These figured out as preliminary considerations to be further revaluated in the framework of the specific use of lignocellulosic feedstock within the framework of the whole future bio-based industrial production chain (toward bio-material and/or bio-energy products).

Indeed, to avoid bias and strengthen results, the LCA evaluation should encompass also the lignocellulosic feedstock composition and energetic value which are key parameters affecting technical conversion efficiencies.

5. Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the project PON03PE_00107_1, 2014-2016 “BioPoliS”, funded in the frame of Operative National Programme Research and Competitiveness 2007–2013 D. D. Prot. N. 713/Ric. 29/10/2010.

6. References

Barbanti, L, Grandi, S, Vecchi, A, Venturi, G, 2006. Sweet and fibre sorghum (Sorghum bicolor (L.) Moench), energy crops in the frame of environmental protection from excessive nitrogen loads.Eur J Agron. 25, 30–39.

Bessou, C, Basset-Mens, C, Tran, T, Benoist, A, 2013. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. Int J LCA.18(2), 340-361.

Cherubini, F, Jungmeier, G, 2010. LCA of a biorefinery concept producing bioethanol, bioenergy, and chemicals from switchgrass. Int J Life Cycle Ass. 15, 53–66.

Fazio, S, Monti, A, 2011. Lifecycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops. Biomass Bioenerg. 35, 4868– 4878.

Fernández, J, Curt, MD, 2004. Low-Cost Biodiesel from Cynara Oil. In:Second world conference and exhibition on biomass for energy, industry and climate protection. Rome, Italy, May 2004.

Forte, A, Zucaro, A, Fagnano, M, Bastianoni, S, Basosi, R, Fierro, A, 2015. LCA of Arundo donax L. lignocellulosic feedstock production under Mediterranean conditions. Biomass and Bioen. 73, 32- 47

Gherbin, P, Monteleone, M, Tarantino, E, 2001. Five year evaluation on cardoon Cynara cardunculus L. var. altilis biomass production in a Mediterranean environment. Ital J Agr 5,11-9.

Godard, C, Boissy, J, Gabrielle, B, 2013. Life-cycle assessment of local feedstock supply scenarios to compare candidate biomass sources. Glob Change Biol Bioenergy 5,16-29.

Grammelis, P, Malliopoulou, A, Basinas, P, Danalatos. NG, 2008. Cultivation and characterization of Cynara cardunculus for solid biofuels production in the mediterranean region. Int J Mole Sci. 9 (7), 1241–1258.

IPCC, 2006, 'Intergovernmental Panel of Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas inventories', Published: IGES, Japan, vol. 4, chapter 11.

Monti, A, Fazio, S, Venturi G, 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. Eur J Agron. 31,77-84.

Nemecek, ,T, Kagi, T, 2007. Life cycle inventory of agricultural production systems. Dubendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Final Repreport EcoInvent v2.2 No: 15.

Nemecek, T, Shnetzer, J, 2011. Direct field emissions and elementary flows in LCIs of agricultural production systems. Updating of agricultural LCIs for EcoInvent data v3.0.

Pimentel, D, Cerasalea, D, Stanleya, RC, Perlmana, R, Newmanb, EM, Brenta, LC, Mullana, A, Changa, DTI, 2012. Annual vs. perennial grain production. Agr cosyst Environ 161:1-9.

Raccuia, SA, Melilli, MG, 2004. Genetic variation for assimilate accumulation and translocation in Cynara spp. Acta Horticulturae. 660, 241-248.

Raccuia, SA, Melilli, MG, 2010. Seasonal dynamics of biomass, inulin, and water-soluble sugars in roots of Cynara cardunculus L. Field Crops Research. 116,147–153.

Renouf, MA, Wegener, MK, Pagan, RJ, 2010. Life cycle assessment of Australian sugarcane production with a focus on sugarcane growing. Int J Life Cycle Ass 15, 927-37.

Solinas, S, Fazio, S, Seddaiu, G, Roggero, PP, Deligios, PA, Doro, L, Ledda, L, 2015. Environmental consequences of the conversion from traditional to energy cropping systems in a Mediterranean area. Europ. J. Agronomy. 70, 124–135.

Zucaro, A, Forte, A, Fagnano, M, Bastianoni, S, Basosi, R, Fierro, A, 2015. Comparative Attributional Life Cycle Assessment of Annual and Perennial Lignocellulosic Feedstocks Production Under Mediterranean Climate for Biorefinery Framework. Integr Environ Assess Manag. 11 (3), 397–403.

Prodotti e processi chimici



Life Cycle Assessment of lubricating grease (from-cradle-to-gate)

Silvia Bobba, Gian Andrea Blengini

DIATI, Politecnico di Torino, Corso Duca degli Abruzzi, 24, 10129 Torino, Italy

Email: **silvia.bobba@polito.it**

Abstract

In the framework of the EU-FP7 research project AddNANO, the environmental impacts and the resource consumption associated to the production of 1 kg of a lubricating grease were assessed through a from-cradle-to-gate Life Cycle Assessment (LCA). The collaboration with industrial partners facilitated the collection of primary data and helped avoid scale-up assumptions. Where necessary, patents were used for filling data gaps, as confidentiality of information affect the availability of inventory data among the international literature. The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results highlight the relevance of thickeners and additives despite their low quantity. Moreover, this paper points out the necessity of a stricter collaboration between the research and the industry sectors in order assure the representativeness of data. Finally, this LCA could represent a starting point for more in-depth analyses, which can address also other life-cycle phases of lubricating greases.

1. Introduction

With the purpose of tackling the environmental impact related to traditional lubricants, in the last decade the production of more “environmentally friendly” ones significantly engaged the lubrication technologists (AXEL, 2006; Bartz, 1998; Diphare et al., 2013; EPA, 2011; Feiferytė et al., 2015; Florea et al., 2004; Kreivaitis et al., 2014; Panchal et al., 2015; Sánchez et al., 2014, 2009). However, (EPA, 2011) highlighted the remarkable difference between environmental friendly lubricant (EFL) and environmental acceptable lubricant (EAL). The market expansion of EAL is supported, particularly in Europe, by several instruments. Among these instruments, there are the national and international labelling schemes, even though more efforts should be done for harmonizing the testing procedures and criteria of labelling schemes. The German Blue Angel label (for hydraulic fluids, lubricating oils, and greases) and the Swedish Standard (for hydraulic fluids and greases) are examples of national labelling schemes, while the Nordic Swan and the European Eco-label represent two examples of international labelling schemes. The first one encompasses Norway, Sweden, Finland, Iceland and Denmark, and it deals with hydraulic oil, two-stroke oil, grease, transmission oil and gear oil; the Eco-label, since 2005, includes hydraulic fluids, greases, and total loss lubricants (EPA, 2011). It is worthy that the definition of limiting criteria and test methods for assessing the environmental performances of lubricants is a challenging issue due to the complexity of their chemical properties and formulation; this is particular true for lubricating greases (AXEL, 2006). However, greases demand for industrial purposes is supposed to increase due to mechanization of manufacturing activities particularly in North America and Europe (PMR, 2015).

In order to assess the environmental impacts and the resource consumption associated to the production of lubricating grease, avoiding the impact shifting over the Life Cycle (LC), a Life Cycle Thinking (LCT) approach should be adopted, and a Life Cycle Assessment (LCA) should be carried out. In fact, LCA has been identified by the European Commission as "*the best framework for assessing the potential environmental impacts of products*", even if more consistent data and consensus for LCA methodologies are needed (EC, 2003).

However, among the international literature no specific studies about lubricating grease and their LC environmental performances were found in major databases. Moreover, also due to their low mass contribution compared to the overall component weight (e.g. vehicles, machineries), as well as to the lack of information about their synthesis processes (Kabir et al., 2012; Narita et al., 2006; Nemry et al., 2008), lube oils and greases are often assumed as not important in terms of environmental impact. In fact, it is remarked that background data in this area is largely missing also in the main LCA databases.

In this context, this paper illustrates a from-cradle-to-gate LCA of a lubricating grease implemented thanks to the collaboration of KRAFFT Company and in the framework of the EU-FP7 AddNANO project. The major contribution of this LCA is represented by the collected primary data, which means that no scale up assumptions were made. Moreover, this paper aims at underlying the relevance of establishing and/or reinforcing the collaboration between the research and the industrial sectors in order to facilitate the assessment of the environmental performances of products based on representative information, avoiding potential assumptions and simplifications. The assessment of the environmental burdens of the production process of a lubricating grease could represent the starting point of further analyses permitting to enlarge the environmental assessment also to other LC phases, but also to validate the effective negligibility of lubricating greases in terms of environmental impacts, despite their low contribution in weight in several applications. Specific impact on health of nanoparticles were considered, in parallel to LCA, in a specific task of the AddNANO project and are not presented nor discussed in this paper.

2. Methodological assumptions and procedures

In the framework of the EU-FP7 AddNANO project, focused on the addition of nano-particles (NPs) into lubricants, the overall goal of this LCA is to assess the environmental performances of a lubricating grease, as the necessary starting point for further environmental analyses. Moreover, the inventory of the study would represent a background dataset for future and more detailed studies which could confirm the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results.

According to the goal and scope of the project and the previous LCA studies, the chosen functional unit is 1 kg of lubricating grease and the system boundaries include the main manufacturing stages, such as the procurement of raw materials as input of the process, the manufacturing process and the packaging of the product (Fig.1).

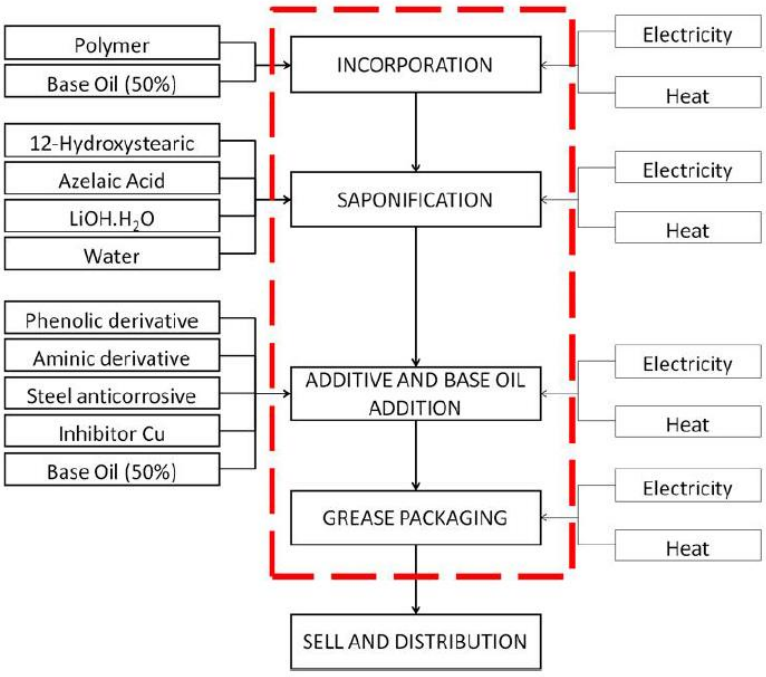


Figure 1: Schematic representation of the system boundaries of this grease LCA

AddNANO's project partners adopted CML as the principal impact assessment method, as it is considered as more robust by the industry, and ReCiPe2008 method (hierarchist perspective) to enlarge the analysis.For LC model, data were gathered in collaboration with KRAFFT Company, even if some literature data from patents (Alexander and Murray, 1988; Alexander, 1989; Gilani et al., 1972; Hishinuma et al., 2011; Liebenau and Litters, 2010; Mitacek and Graham, 1963; Murray and Pattenden, 1975; Pehler et al., 1985; Slack, 2001; Stober et al., 2010; Zaki, 2011) and industries reports (Dörr et al., 2006; Exxon Mobil Corporation, 2009; Nynas, 2009) have been used as background data. SimaPro7.3.3 and Ecoinvent v2.2 are the adopted software and the main database, respectively. When suitable correspondences with Ecoinvent were not available, approximations were made based on chemical analogies between the material of interest and materials of the same family available in Ecoinvent.

2.1. Life Cycle Inventory (LCI)

The main components of an average lubricating grease are oils, thickeners and additives. Depending on these components (quantity and quality) and on the production processes, the lubrication properties can change; this is particularly related to the thickener: dropping point, running temperature, mechanical stability, friction coefficient, re-lubrication interval and sealing properties can all be attributed to the thickener system (usually soap base or non-soap based) (Cowan, 2007; Nynas, 2009; Rudnick, 2009). An average lubricating grease is made up of a high percentage of liquid lubricant or base oil (70-95%), some thickeners (5-25%) and, depending on the grease destination, a little part of additives (0,5-10%) (Fig. 2).

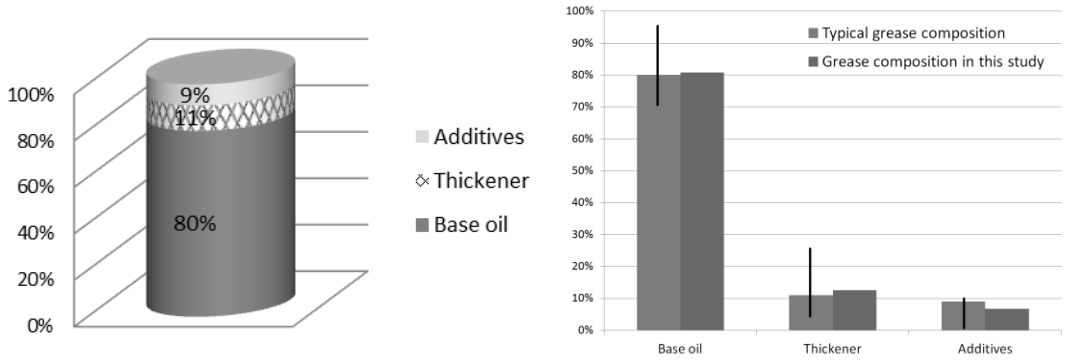


Figure 2: Typical grease composition according to Rudnick (2009) and comparison between the composition of a typical grease (from literature) and the composition considered into this LCA

According to the KRAFFT production process, Fig. 2 shows that the composition of the lubricating grease assessed in this paper is similar to some literature sources and patents consulted for performing the LCA analysis (Gilani et al., 1972; Rudnick, 2009; Zaki, 2011).

Base oils could be branded in three main categories: mineral, hydrocracked and synthetic (represented by poly-alpha-olefins -PAO-) (Raimondi et al., 2012) oils. According with KRAFFT production process, mineral oil was considered. About thickeners, metallic soaps were selected as they dominate more than 60% of the grease market, with particular reference to lithium soaps (Cowan, 2007; Rudnick, 2009). Finally, based on Kline & Company (2011) and KRAFFT information, antioxidants, anti-corrosive and polymers are the selected additives.

Lubricating greases can be produced using batch (kettle or contactor) or continuous processes; the first one was taken into consideration according to data provided by KRAFFT. The production process can be synthesized in three main steps: (1) saponification, (2) dehydration and properties optimization, (3) dispersion of components. Based on literature review, a typical process for synthesizing lithium soap grease consists in the mixture of 12-hydroxystearic acid (12-HSA), azelaic acid and dilute lithium hydroxide ($LiOH.H_2O$) with the base oil into a kettle that is stirred and heated up to 80-100°C to dissolve the fat. Then a solution of monohydrate lithium hydroxide is added to the stirred mixture in order to neutralize the acids. Due to some temperature changes, the formed soap fibres are dehydrate and water evaporates. Finally, additives are incorporated, the batch is milled and the remaining base oil is added to cool the grease and to achieve the required consistency.

Concerning the energy consumption, no primary data were available; thus, based on Rudnick (2009), data gaps were filled in.

Tab. 1 reports some typical lubricating grease compositions, while Tab. 2 depicts the inventory of this LCA and the correspondences with the Ecoinvent database.

Table 1: Lubricating grease compositions based on literature information (due to the confidentiality of the industrial information, inventory data a reported as percentage ranges)

COMPONENT	Mitacek and Graham, 1963			Gilani and Murray (1974)	Zaki, (2011)
	(Grease A)	(Grease B)	(Grease C)		
	WEIGHT PERCENTAGE [%]				
12-HSA	-	-	-	17.85	6.00
Additives	-	-	-	-	10.50
Azelaic acid	-	-	-	6.21	1.80
HD polyethylene concentrate	50.00	-	-	-	-
$LiOH.H_2O$	-	-	-	5.60	2.06
LD polyethylene concentrate	-	50.00	-	-	-
Oil	7.50	7.50	57.50	70.34	78.79
Soap concentrate	42.50	42.50	42.50	-	-
Water	-	-	-	-	0.85

Table 2: Lubricating grease composition adopted for this LCA

Function		Denomination	Quantity (wt%)	Proposed correspondence with Ecoinvent v2.2 database (or other sources)
Base oil		Mineral oil	70 - 90	Mineral oil (Raimondi et al., 2012)
Thickener		12-HSA	5 - 15	*Fatty acids, from vegetarian oil, at plant/RER S*
		Azelaic Acid	0 - 10	*Adipic acid, at plant/RER S*
		$LiOH.H_2O$	0 - 8	*Lithium hydroxide,at plant/GLO S*
Additives	Antioxidant	Phenolic derivative	0 - 2	*Phenol, at plant/RER S*
	Antioxidant	Aminic derivative	0 - 2	*Dimethylamine, at plant/RER S*
	Anticorrosive	Steel anticorrosive	0 - 4	*Fatty acids, from vegetarian oil, at plant/RER S*
	Anticorrosive	Inhibitor Cu corrosion	0 - 0.05	*Ethylenediamine, at plant/RER S*
	Polymer	Polypropilene	0 - 6	*Polyprolilene, at plant/RER S*

2.2 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

Tab. 3 and Tab. 4 show the LCIA results for the synthesis of 1 kg of lubricating grease. The performed contribution analysis pointed out that, even if mineral oil represents the most important contribution in mass (about 80% of the grease), its corresponding impact never exceeds 62% (Fig. 3 and Fig. 4). Higher values refer to the impact categories dominated by the energy consumption (Energy resources and Acidification). Indeed, the environmental burden of thickeners and additives cannot be considered as negligible. In fact, it represents a high percentage for all the CML impact categories (20% for the Energy resources up to 70% for the Eutrophication impact categories). Moreover, the energy consumption for the production of 1 kg of grease never exceeds 17% of the overall impact for all the assessed impact categories (the only exception is associated to FET impact category, for which it rises up to 33%). Note that information about energy consumption are based on assumptions and not on primary data. Thus, further efforts should be addressed in order to confirm the input data as well as the obtained LCIA results. Same considerations emerged focusing on the ReCiPe2008 method (Tab. 4).

Table 3: Environmental burdens of 1 kg of lubricating grease (CML method)

Impact category	Measure Unit	Total
Energy resources	MJ LHV	8.35E+01
Greenhouse	kg CO_2 eq	2.31E+00
Acidification	kg SO_2 eq	1.18E-02
Eutrophication	kg PO_4^{--} eq	3.36E-03
Human toxicity	kg 1.4-DB eq	3.65E-02

Table 4: Environmental burdens of 1 kg of lubricating grease (ReCiPe2008 method)

Impact category	Measure Unit	Total
Climate change (CC)	kg CO_2 eq	2.70E+00
Ozone depletion (OD)	kg CFC-11 eq	6.94E-07
Human toxicity (HT)	kg 1.4-DB eq	1.94E-01
Photochemical oxidat formation (POF)	kg NMVOC	7.77E-03
Particulate matter formation (PMF)	kg PM_{10} eq	3.59E-03
Ionising radiation (IR)	kg U_{235} eq	5.21E-01
Terrestrial acidification (TA)	kg SO_2 eq	1.13E-02
Freshwater eutrophication (FET)	kg P eq	5.00E-05
Marine eutrophication (ME)	kg N eq	6.29E-03
Terrestrial ecotoxicity (TET)	kg 1.4-DB eq	1.03E-02
Freshwater ecotoxicity (FET)	kg 1.4-DB eq	6.37E-03
Marine ecotoxicity (MET)	kg 1.4-DB eq	3.92E-03
Agricultural land occupation (ALO)	m^2a	5.29E+02
Urban land occupation (ULO)	m^2a	1.29E+01
Natural land transformation (NLT)	m^2	6.82E+00
Water depletion (WD)	m^3	3.54E+01
Metal depletion (MD)	kg Fe eq	6.17E-02
Fossil depletion (FD)	kg oil eq	1.69E+00

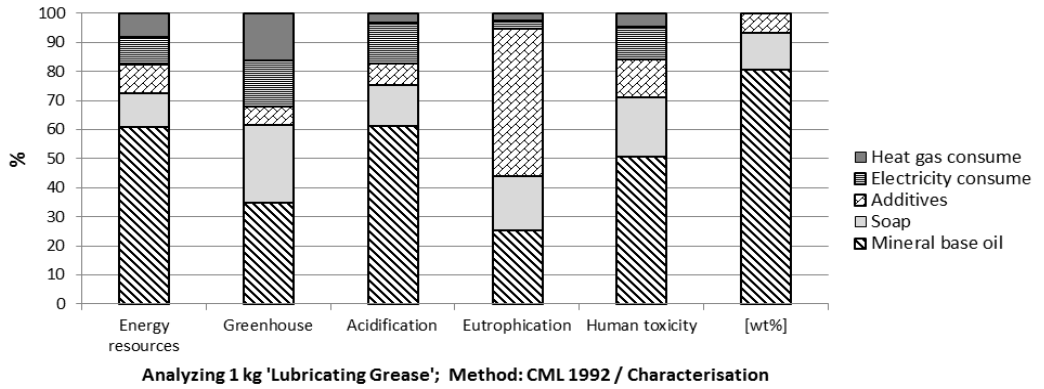


Figure 3: Percentage contribution of the environmental burdens of 1 kg of grease (CML)

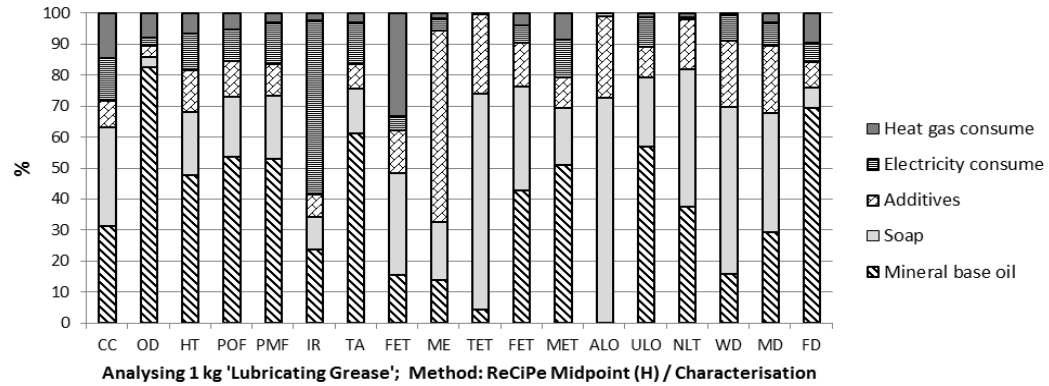


Figure 4: Percentage contribution of the environmental burdens of 1 kg of grease (Recipe2008)

3. Conclusions

Among the international literature, no studies could be retrieved that specifically address the LCA applied to lubricating grease. Thus, data about the life cycle of the production process of grease are often not available or considered as negligible due to their low quantities in many different applications.

Within the framework of the EU-FP7 AddNANO project, LCA was used for assessing the environmental performances of 1 kg of grease. Primary data were collected thanks to a strict collaboration with an industrial partner, which means that few assumptions and simplifications concerning the productions process were needed. When necessary, information available in literature, especially among patents, were used to fill in the inventory.

The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results proved that thickeners and additives shouldn't be considered as negligible for most of the CML and ReCiPe2008 impact categories: the contribution of additives and thickeners, all together, never goes below 21%. Moreover, the contribution analysis pointed out that further data collection efforts are needed to improve the quality and reliability of the input and output data, particularly about electricity consumption.

Additionally, results emphasise the importance of improving the data collection and the representativeness of data used in the LCA model. Mainly for this reason, a stricter collaboration with the industrial sector sounds to be essential in order to gather primary data and to address the analysis at the industrial scale.

Finally, this LCA of grease can be seen as the necessary background for further and more in-depth analyses about the environmental impact related to the life-cycle of lubricating greases (e.g. including the use phase and the end-of-life) as well as to evaluate potential technological innovation in the lubricant sector.

4. Bibliografia

Alexander, A.G., 1989. Load-carrying grease. US Patent 4,822,505.

Alexander, A.G., Murray, D.W., 1988. Grease composition. US Patent 4,749,502.

AXEL, 2006. Bio-greases: what everyone wants but nobody buys. White Paper04.

Bartz, W.J., 1998. Lubricants and the environment. Tribol. Int. 31, 35–47.

Cowan, S., 2007. Grease Industry Trends, viewed 01/03/2016, <http://www.machinerylubrication.com/Read/1072/grease-industry>.

Diphare, M.J., Pilusa, J., Muzenda, E., Mollagee, M., 2013. A Review of Waste Lubricating Grease Management, in: 2nd International Conference on Environment, Agriculture and Food Sciences (ICEAFS'2013), Kuala Lumpur (Malaysia), August 25-26.

Dörr, S., Moilanen, J., Ewald, W., 2006. Comparison of Base Oils and Correlated Grease Performance, in: Lubricants Russia, Moscow, Russia, November 22-23.

EC - European Commission, 2003. Integrated Product Policy - Building on Environmental Life-Cycle Thinking. COM(2003:302)

EPA – Environemntal Protection Agency, 2011. Lubricants. Washington, DC.

Feiferytė, A., Dvarionienė, J., Gumbytė, M., 2015. Assessment of properties and life cycle of biosynthetic oil. J. Clean. Prod. 95, 281–290.

Florea, O., Luca, M., Steliean, C., 2004. Ecological lubricating greases. Tribol. Ind. 26, 52–57.

Gilani, S.S.H., Murray, D.W., Salva, J.M., 1972. Two-stage preparation of high dropping point lithium soap grease. US Patent 3,681,242.

Hishinuma, T., Hashimoto, T., Nitta, T., 2011. Lubricating grease composition and method for producing the same. US Patent 0218128 A1.

Kabir, M.R., Rooke, B., Dassanayake, G.D.M., Fleck, B. a., 2012. Comparative life cycle energy, emission, and economic analysis of 100 kW nameplate wind power generation. Renew. Energy 37, 133-141.

KlineGroup, 2011. Global lubricant additives: market analysis and opportunity. Report #Y655A.

Kreivaitis, R., Padgurskas, J., Gumbytė, M., Kupčinskas, A., 2014. An assessment of beeswax as a thickener for environmentally friendly lubricating grease production. Lubr. Sci. 27, 347-358.

Liebenau, A., Litters, T., 2010. Calcium/Lithium Complex Greases and Encapsulated Constant Velocity Joint Containing the Grease and Method for their Production. US Patent 0048436 A1.

Mitacek, B., Graham, J.P., 1963. Lubricants. US Patent 3,112,270.

Mobil Industrial Lubricants, 2009. Grease - Its Components and Characteristics. Available at: <www.mobilindustrial.com>.

Murray, D.W., Pattenden, W.C., 1975. Modified lithium soap grease. US Patent 3929651.

Narita, H., Kawamura, H., Norihisa, T., 2006. Development of Prediction System for Environmental Burden for Machine Tool Operation. JSME International Journal, 49, 1188–1195.

Nemry, F., Leduc, G., Mongelli, I., Uihlein, A., 2008. Environmental Improvement of Passenger Cars (IMPRO-car). Available at < http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/jrc_report.pdf>.

Nynas, 2009. Naphthenic specialty oils for grease. Handbook. Sweden.

Panchal, T., Chauhan, D., Thomas, M., Patel, J., 2015. Bio based grease A value added product from renewable resources. Ind. Crops Prod. 63, 48–52.

Pehler, R.C.C., Whiteman, J.R., Witte, A.C., 1985. Lithium soap grease additive. US Patent 4,536,308.

PMR - Persistence Market Research, 2015. Global market study on industrial greases, viewed 01/03/2016, <http://www.persistencemarketresearch.com/market-research/industrial-greases-market.asp>.

Raimondi, A., Girotti, G., Blengini, G.A., Fino, D., 2012. LCA of petroleum-based lubricants: state of art and inclusion of additives. Int. J. Life Cycle Assess. 17, 987–996.

Rudnick, L.R., 2009. Lubricant additives. Chemistry and applications. Second Edition. Boca Raton, Florida.

Sánchez, R., Franco, J.M., Delgado, M.A., Valencia, C., Gallegos, C., 2009. Development of new green lubricating grease formulations based on cellulosic derivatives and castor oil. Green Chem. 11, 686-693.

Sánchez, R., Valencia, C., Franco, J.M., 2014. Rheological and Tribological Characterization of a New Acylated Chitosan–Based Biodegradable Lubricating Grease: A Comparative Study with Traditional Lithium and Calcium Greases. Tribol. Trans. 57, 445–454.

Slack, D., 2001. Grease composition containing PAO, alkylaromatic synthetic fluid and white oil for industrial bearings. US Patent 6,239,085 B1.

Stober, S.T., Nadasdi, T.T., Doner, J.P., Graham, J.K., Sundstrom, N.C., Grives, P.R., Carfolite, B.A., Van Auken, J.F., Spagnoli, J.E., 2010. Method and equipment for making a complex lithium grease. US Patent 7,829,512 B2.

Zaki, N.N., 2011. Lubricating greases and processes for their production. USPatent 0190177A1.

LCA within the chemical industry: holistic way to assess sustainability of the green chemistry principles

Daniele Cespi[1], Fabrizio Passarini[1,2], Ivano Vassura[1,2], Esmeralda Neri,[1] Fabrizio Cavani[1,2]

[1]Department of Industrial Chemistry "Toso Montanari" ALMA Mater Studiorum - University of Bologna, Viale del Risorgimento 4, 40136, Bologna, Italy
[2]Centro Interdipardimentale di Ricerca Industriale - Energia e Ambiente, Via Angherà 22, 47900 Rimini (RN), Italy

Email: **fabrizio.passarini@unibo.it**

Abstract

The nexus between LCA and chemical processes deserves to be investigated in depth in order to meet the targets promoted by the sustainable development. The chemical industry looks for sustainability, since it represents a sector with several critical issues. Therefore, a general overview about the methodology applied to chemical syntheses is disclosed by the use of three different case studies of the bulk industry and the pharmaceutical sector.

1. Introduction

LCA is a well-recognized tool to assess sustainability within the chemical industry, sector that needs improvements in terms of energy requirement and hazardous waste minimization (Cespi et al., 2016). The release of 12 principles of Green Chemistry (Anastas and Warner, 1998) led scientific communities and private sector to re-think the way in which several productions were intended: material and energy minimization, reduction of hazardousness, renewable instead of fossil, etc. However, sustainability behind the application of these qualitative principles has to be verified using the LCA holistic perspective, able to assess criticalities and potential benefits among the entire production chain. In this manuscript, we present our research activity concerning the application of the attributional approach to several chemical productions. All the examples selected represent case studies with high relevance on industrial scale, and they were already subject of previous peer-review publications. Therefore, in this paper a general overview about the methodology applied to the chemical sector will presented showing potentialities, limitations and future development.

2. Methodology

A general and simplified framework of the methodology for the chemical sector is depicted in Figure 1. Like any other LCA study, the first step is the identification of the boundaries and functional unit to run the analysis. Chosing the right functional unit depends on the research purpose. Although it is usual to select a mass or volume stream to refer all the systems flows, sometimes an economic output could be identified as a reference index (useful for internal reports or economic and environmental feasibility studies). On the contrary, the selection of the system boundaries is usually limited to a couple of different

approaches: *i*) the *gate-to-gate*, when no implication about the upstream process are taken into consideration, and *ii*) the *cradle-to-gate*, in which the extraction of different raw materials, auxiliaries and utilities is included. Usually, the former approach is used by companies to evaluate the manufacturing performance, without considering each stage outside the plant boundaries. It helps enterprises to identify the main critical issues in their chain and to enhance the performance of the entire system (e.g. increasing the energy efficiency). On the other hand, a cradle-to-gate approach is always recommended when the research is tended to evaluate the real sustainability of two or more alternative routes: a simplified LCA could be adopted to verify the environmental footprint as a consequence of the application of one or more Green Chemistry principles. However, in general, when chemical production is under investigation is difficult to imagine the system boundaries extension to the *end-of-life* stage; two are the main reasons: *1*) chemicals, in particular bulk chemicals, are usually used as intermediate and auxiliary substances and it looks difficult to predict their end-of-life; *2*) the main differences are on the upstream stages and not on the downstream processes which perform their transformation into final product. In addition, the investigation of alternative end-of-life scenarios is usually part of different kind of studies more oriented to understand the recovery, which, in general, does not depend on different sources (e.g. fossil vs bio-based).

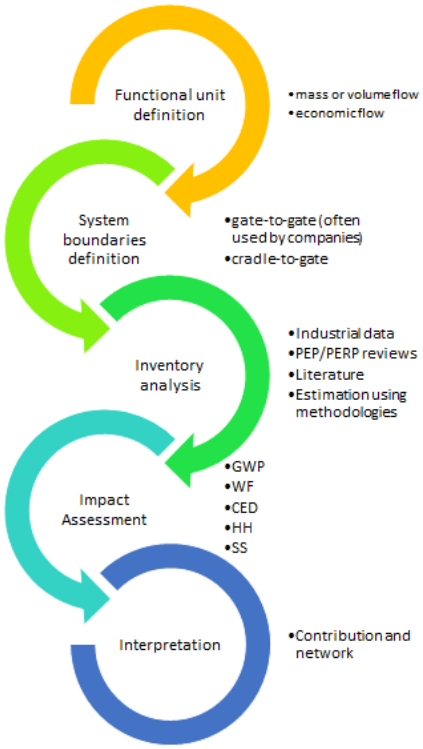


Figure 1: General framework for the LCA methodology applied to chemical sector

Completed the goal and scope definition, the data collection stage gets started. Although usually considered the more time-consuming stage of the whole LCA, it depends from the boundaries, chemical complexity and libraries availability.

In general, primary data from experimental analysis or industrial plant are recommended: higher the quality of information used in the inventory stage, closer the results to the real environmental footprint. Nevertheless, databases are fundamental to complete the studies, in particular when the upstream processes are included (e.g. raw material extraction). However, complexity behind the syntheses often implies that existing libraries are not able to satisfy the data requirement per each stage. Therefore, dedicated methodologies are necessary to fill the data gap combining several tools. Literature suggests several approaches: *i*) a standardized methodology based on assumption and average information (Hischier et al., 2006), *ii*) an approach able to simulate part of the chemical reactions (Szïjjarto et al., 2008; Van der Vorst et al., 2009) and *iii*) a tool which combines literature information and a free software to fill the gap of data (Cespi et al., 2015b). Methodology developed by Hischier et al. is in general used by the developers of Ecoinvent database (Ecoinvent center, 2015) to improve the library with new class of chemicals on which no primary data are available. On the other hand approaches proposed by Szïjjarto et al. and Van der Vorst et al. are very interesting, however detailed information about the chemical reactions are necessary to run the simulation (Wernet et al., 2012) and often this data are not available at this stage. Last approach combines a simplified mass balance, deriving from literature and the Hischier et al. methodology, with an estimation of the energy requirements. This last step is obtained using the Finechem tool, model based on artificial neural networks which is able to evaluate correlation between molecular structures and some key production and emissions parameters (Wernet et al., 2008, 2009, 2012), such as the Global Warming Potential (GWP) and the Cumulative Energy Demand (CED). Even if all approaches are affected by errors, they should be considered to avoid the exclusion of some environmental information.

However, in some cases literature is very useful to complete the inventories thanks to the relevance of the details reported. For example, the PEP (HIS) and PERP (Nexant) reviews collect accurate industrial data filled by companies, with only one drawback: the high price, a hard barrier for public research.

Moreover, literature (Cespi et al., 2016) proposed a set of sustainability indicators to investigate the chemical sector: even if suggested for the bio-based industry, they can be used to assess each type of chemical production. Among these, the GWP (or carbon footprint) is useful to identify potential impacts on climate change. It is defined as “the measure of the total amount of carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4) emissions of a defined population, system or activity, considering all relevant sources, sinks and storage within the spatial and temporal boundary of the population, system or activity of interest and calculated as carbon dioxide equivalent (CO_2 eq.)” (Wright et al., 2011) and it is well-recognized by the scientific community and private sector as a good indicator of the environmental performances.

Another interesting single issue indicator is the water footprint (WF), introduced for the first time in 2002 by Hoekstra and Hung, which denotes the direct and

indirect water withdrawals in all its forms: green (rain), blue (groundwater) and grey (used to diluite pollution).

The CED is also useful to identify the depletion of the resources (renewables and fossil) implied in the manufacturing chain. An accepted definition of the CED, given by the VDI (VDI, 1997), is “the entire demand, valued as primary energy, which arises in connection with the production, use and disposal of an economic good”. For this reason, is considered a valuable screening indicator of the overall environmental load (Huijbregts et al., 2006; Wernet et al., 2011). Together with the CED, the so-called single-score indicator (SS) is able to collect a wide range of different impact categories (sometimes eighteen) under the same cumulative value (usually expressed in point) showing the total burden of one route if compared with others.

Like the majority of the LCA studies, intercomparison is fundamental to show benefits and drawbacks of the innovation: the alternative route should be counterposed to the traditional pathway(s), used in general as benchmark of the environmental performances. In addition to the results from LCA, a cost analysis is also helpful. However, economic values are hard to catch: great variability and high price of the publications (no report is available free of charge). Nevertheless, literature already suggests different indexes to be used with few data (Patel et al., 2012; Cespi et al., 2016).

3. Case studies and discussion

Below three case studies, already published, are discussed briefly to show the potentialities of the LCA methodology within the chemical industry when a cradle-to-gate approach is considered.

3.1 Catalyst efficiency

Economy still represent the major variable able to affect the industrial development and to drive the future investments. The production of acrylonitrile represents one of the most recognized example. As well known, acrylonitrile is an important bulk chemical mainly used in the synthesis of ABS rubbers (acrylonitrile-butadiene-styrene) with an estimated annual production around 6Mt (Cespi et al., 2014). Nowadays, it is produced by the SOHIO process which involves the propylene ammoxidation. Nevertheless, the price of the olefin represents the 70% of the overall cost, therefore companies are looking for the substitution with a more economic feedstock.

The study of new catalyst structure to treat propane in the ammoxidation plants got started: in 2012 the PTT Asahi Kasei Chemical Co. Ltd. started up the first propane-based acrylonitrile facility in Thailand (Cespi et al., 2014).

Moreover, together with the economic advantages, further possible environmental benefits could be reached by the use of propane directly obtained by oil distillation. On the other hand, propylene is two-step process which implies the catalytic cracking of naphtha, after the fractional distillation. However, catalyst efficiency starting from alkane is lower than the traditional SOHIO route (81% vs 59%), which implies higher amount of feedstock inlet the

reactor. In addition, the alternative route implies higher ammonia requirements to run the ammoxidation and it reaches a lower feedstock conversion (90% vs 98% in the case of propylene). Assuming that unreacted ammonia is recovered as ammonium sulfate (Chauvel and Lefebvre, 1989) and the propane recycling is not an affordable solution due to lower alkane price (Brazdil, 2006), the alternative route seems still far to be considered favourable in comparison of the consolidated SOHIO process. **Figure 2** depicts these drawbacks in term of GWP, showing that the use of propylene in the acrylonitrile chain is still more competitive, reaching GWP results lower than the 20% if compared with the propane-based route.

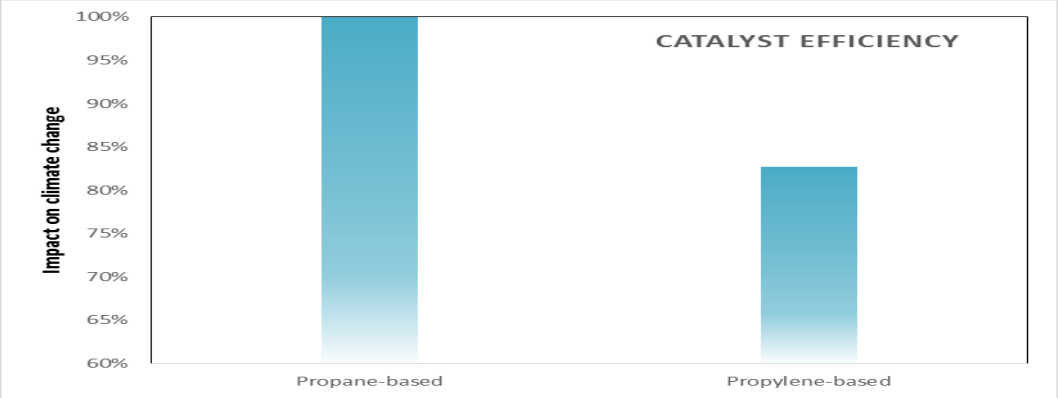


Figure 2: Importance of the catalyst efficiency within the chemical industry expressed in terms of climate change impact reduction, adapted from literature (Cespi et al. 2014)

3.2 Different supply chain

The 7th principle of Green Chemistry suggests the replacement of fossil feedstocks with renewable chemical source (Anastas and Warner, 1998). The application of the LCA methodology to the bio-based sector was already the subject of recent publications (Cespi et al., 2015a, 2016) finalized to the evaluation of the real sustainability associated with the use of biomass as a source of chemicals. Butadiene is one of the major worldwide commodities, because of its implication in the rubber manufacturing. Therefore, the exploitation of new routes from biomass is of great importance. Bio-ethanol is used as a renewable feedstock, thanks to its abundance and the possibility to be used as a drop-in chemical in the Lebedev process (Cespi et al., 2016). However, bio-ethanol is still obtained by dedicated biomass, such as sugarcane (Brazil) and corn (United States), which lead to a sensible difference in terms of impacts. When the consumption of renewable resources is taken into account (**Figure 3**), the sugarcane cultivation achieves the worst results as a consequence of the gradual destruction of the natural Brazilian forest. In this case the use of US corn-based ethanol is suggested. However, as already discussed in the paper (Cespi et al., 2016), several indicators should take part to the analysis to better understand all the potential implications of all the routes (e.g. climate change, water depletion etc.).



Figure 3: Contribution of different supply chain in the manufacturing of bio-butadiene, expressed in terms of renewable resources consumption adapted from literature (Cespi et al. 2016)

3.3 Drug commercialization

So far, few examples of the bulk industry were presented. However, the life cycle approach could be used as a screening indicator of the pharmaceutical sector, also in combination with the so-called green process metrics (Lapkin and Constable, 2009).

In particular, the application of the Green Chemistry principles within the whole drug development (from discovery up to the commercialization) and the consequential reduction on loads were studied by literature (Cespi et al., 2015b). As already disclosed by the paper, impact on human health (HH) was considered as suitable indicator of sustainability. Figure 4 shows a reduction around 60% of the HH index thanks to the adoption of green practices, such as the solvents reduction of 99.7% (Cespi et al., 2015b).

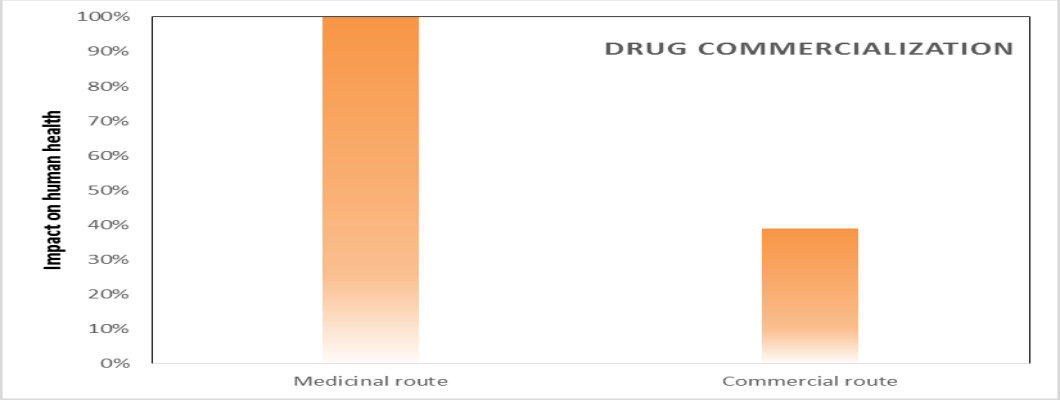


Figure 4: Importance of the LCA methodology as a screening tool in the pharmaceutical sector adapted from literature (Cespi et al., 2015b)

4. Conclusions

In this manuscript, the application of an attributional LCA was presented as a successful methodology able to predict environmental implications associated to the production of chemicals. Few examples were discussed to highlight the methodology versatility: bulk chemistry, bio-based industry and pharmaceutical sector. As alrady stated in the introduction, they represent already published case studies. Therefore, more details concerning the inventories and the impact assessment stage (which includes several environmental indicators including single score) are well described in the papers. In general, it is interesting to notice that the LCA approach could be used to both support early design decisions or plan future investments.

Therefore, in our opinion, its application during the feasibility evaluations (R&D stage) is always recommended to assess the main criticalities and evaluate viable solutions. However, in order to achieve more accurate results, an integration with the social and economic spheres and a more consequential approach are suggested.

5. References

P. T. Anastas and J. C. Warner, Green Chemistry: Theory and Practice, Oxford University Press, Oxford, 1998.

Brazdil, J.F., 2006. Strategies for the selective catalytic oxidation of alkanes. Top. Catal. 38, 289-294.

Cespi, D., Passarini, F., Neri, E., Vassura, I., Ciacci, L., Cavani, F., 2014. Life Cycle Assessment comparison of two ways for acrylonitrile production: the SOHIO process and an alternative route using propane. J. Clean. Prod., 69, 17–25.

Cespi, D., Passarini, F., Mastragostino, G., Vassura, I., Larocca, S., Iaconi, A., Chieregato, A., Dubois, J.-L., Cavani, F., 2015. Glycerol as feedstock in the synthesis of chemicals: a life cycle analysis for acrolein production. *Green Chem.*, 17, 343 - 355.

Cespi, D., Beach, E., Swarr, T., Passarini, F., Vassura, I., Dunn, P., Anastas, P., 2015. Life cycle inventory improvement in the pharmaceutical sector: assessment of the sustainability combining PMI and LCA tools. Green Chem., 17, 3390-3400.

Cespi, D., Passarini, F., Vassura, I., Cavani, F., 2016. Butadiene from biomass, a life cycle perspective to address sustainability in the chemical industry. Green Chem., 18, 1625-1838.

Chauvel, A., Lefebvre, G., 1989. Petrochemical Processes. In: Major Oxygenated, Chlorinated and Nitrated Derivatives, vol. 2. Institut français du pétrole publications Edition Technip, France, ISBN 9782710805618.

Ecoinvent Centre (formerly Swiss Centre for Life Cycle Inventories) (2015) Ecoinvent 3.1 Database.

HIS – Process Economics Program (PEP), http://chemical.ihs.com/PEP/yearbook.htm, (accessed April 2016).

Hischier, R., Hellweg, S., Capello, C., Primas, A., 2005. Establishing Life Cycle Inventories of Chemicals Based on Differing Data Availability. Int. J. LCA, 10, 59–67.

Hoekstra, A.Y., Hung, P.Q., 2002. Virtual Water Trade: A Quantification of Virtual Water Flows between Nations in Relation to International Crop Trade. Value of Water Research Report Series No. 11. UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.

Huijbregts, M. A. J., Rombouts, L. J. A., Hellweg, S., Frischknecht, R., JAN Hendriks, A., Van De Meent, D., Ragas, A. M. J., Reijnders, L., Struijs, J., 2006. Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products? Environ. Sci. Technol., 40, 641–648.

A. Lapkin and D. J. C. Constable (Ed.), Green Chemistry Metrics: Measuring and Moni toring Sustainable Processes, Wiley and Sons, Blackwell Publishing Ltd. ISBN: 978-1-405-15968-5, 2009.

Nexant – Process Economics and Research Planning (PERP), http://thinking.nexant.com/program/process-evaluationresearch-planning, (accessed April 2016).

Patel, A. D., Meesters, K., den Uil, H., de Jong, E., Blok, K., Patel, M. K., 2012. Sustainability assessment of novel chemical processes at early stage: application to biobased processes. Energy Environ. Sci., 5, 8430-8444.

Szïjjarto, A., Papadokonstantakis, S., Fischer, U., Hungerbühler, K., 2008. Unit Operations and Processes. Ind. Eng. Chem. Res., 47, 7323–7334.

Van der Vorst, G., Dewulf, J., Aelterman, W., De Witte, B., Van Langenhove, H., 2009. Assessment of the Integral Resource Consumption of Individual Chemical Production Processes in a Multipurpose Pharmaceutical Production Plant: A Complex Task. Ind. Eng. Chem. Res., 48, 5344– 5350.

VDI – Verein Deutscher Ingenieure, VDI-richtlinie 4600: Cumulative energy demand, terms, defiitions, methods of calculation, Düsseldorf, Germany, 1997.

Wernet, G., Hellweg, S., Fischer, U., Papadokonstantakis, S., Hungerbühler, K., 2008. Molecular-Structure-Based Models of Chemical Inventories using Neural Networks. Environ. Sci. Technol., 42, 6717–6722.

Wernet, G., Papadokonstantakis, S., Hellweg, S., Hungerbühler, K., 2009. Bridging data gaps in environmental assessments: Modeling impacts of fine and basic chemical production. Green Chem., 2009, 11, 1826–1831.

Wernet, G., Mutel, C., Hellweg, S., Hungerbühler, K., 2011. The Environmental Importance of Energy Use in Chemical Production. J. Ind. Ecol., 15, 96–107.

Wernet, G., Hellweg,S., Hungerbühler,K., 2012. A tiered approach to estimate inventory data and impacts of chemical products and mixtures.I nt. J. Life Cycle Assess., 17, 720–728.

Wright, L., Kemp, S., Williams, I., 2011. “Carbon footprinting”: towards a universally accepted definition. Carbon Manag., 2, 61–72.

Supply Chain Optimization: implementazione della metodologia OEF/PEF alla filiera produttiva della Poliammide 6,6 per ottimizzare i processi e ridurre gli impatti lungo il ciclo di vita

Marta Ferreri[1], Irma Cavallotti[1], Stefano Alini[2], Pasquale Accorinti[2], Arturo Andreoni[3]
Riccardo Guerini[3], Filippo Servalli[4]

[1] ICA - Società di ingegneria Chimica per l'Ambiente S.r.l.
[2] Radici Chimica S.p.A.
[3] Radici Fil S.p.A.
[4] Radici Partecipazioni

Email: **marta.ferreri@studioica.it**

Abstract

La metodologia relativa alla «Organisation Environmental Footprint» (OEF) e alla «Product Environmental Footprint» (PEF) è un importante driver di competitività aziendale, nel contesto della crescente domanda di prodotti ad elevata qualificazione ambientale sui mercati nazionali ed internazionali. RadiciGroup ha riconosciuto la validità di tale approccio applicandolo, per primo in Europa, alla propria filiera produttiva. La metodologia PEF/OEF ha consentito di misurare oggettivamente i risultati degli investimenti realizzati per ridurre gli impatti ambientali associati alla sintesi di Poliammide 6,6 (Radipol®) presso lo stabilimento di RadiciChimica. I benefici ambientali conseguiti, sono stati validati dall'apprezzabile miglioramento degli indicatori ambientali associati ai prodotti confezionati a partire da tale materia prima, tra i quali i filati Radifloor® grezzi e elaborati, realizzati da Radici Fil.

1. Introduzione

Uno degli obiettivi prioritari che la Commissione Europea si è posta, nella tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse, è un incremento della produttività e della crescita economica, dissociato sia dal consumo di risorse sia dagli impatti ambientali. Alla base vi è la progressiva consapevolezza che lo sviluppo sia strettamente collegato al concatenarsi della dimensione ambientale, economica e sociale (European Commission, 2001). Tradizionalmente il design della filiera produttiva era unicamente basato su fattori economici, oggi una maggiore coscienza ambientale e la crescente domanda di prodotti ad elevata qualificazione ambientale sui mercati nazionali ed internazionali, rende tale aspetto uno dei fattori chiave del *supply chain management* (Alini e Cavallotti, 2015).

Una metodologia che tenga conto dell'intero ciclo di vita è la risposta tecnica a questa necessità. Gli impatti ambientali, gli effetti sulla salute, i rischi legati a risorse e società sono stimati dall'approccio LCA, includendo tutte le fasi che vanno dall'acquisizione delle materie prime alla loro trasformazione, distribuzione, utilizzo ed ai processi di fine vita. Guardare l'intero ciclo di vita di un prodotto o di un'organizzazione consente di identificare le aree di miglioramento che possono, potenzialmente, aumentare la competitività di

un’azienda e ridurne i costi. E’ uno strumento in grado di supportare le decisioni nel breve e le strategie nel lungo periodo e di aiutare a individuare margini di efficienza economica, che potrebbero essere associati all’ottimizzazione delle performance ambientali. Basate su tale approccio, le metodologie relative alla «Organization Environmental Footprint» (OEF) e alla «Product Environmental Footprint» (PEF) nascono quindi per stabilire un approccio metodologico comune, per gli Stati membri e i settori privati, nel valutare, dichiarare e commercializzare le performances ambientali di prodotti, servizi e compagnie, basato sulla valutazione degli impatti ambientali lungo tutto il ciclo di vita («Environmental Footprint») (European Commission, 2013).

RadiciGroup è un’importante realtà industriale italiana strutturata a livello globale con attività diversificate nell’ambito della Chimica, delle Materie Plastiche e delle Fibre Sintetiche. Il Gruppo fa della sostenibilità uno strumento di business, innovazione e cultura aziendale. L’attenzione particolare del Gruppo al tema della sostenibilità si è concretizzata nel programma “Operation Twenty4” con cui RadiciGroup dal 2010 si è impegnato a ridurre del 20% le emissioni di gas ad effetto serra, del 20% i consumi energetici, e ad aumentare del 20% l’energia prodotta da fonti rinnovabili e del 20% il materiale riciclato. Ormai da qualche anno la metodologia LCA è diventata all’interno di RadiciGroup uno strumento per misurare oggettivamente i risultati degli investimenti realizzati per ridurre o migliorare gli impatti ambientali generati dalle attività produttive. Anticipando i risultati dei progetti pilota PEF, selezionati dall’Unione Europea, RadiciGroup ha sperimentato, per la prima volta in Europa, l’applicazione alla propria filiera produttiva della nuova metodologia di calcolo dell’impronta ambientale di prodotto (PEF) e di organizzazione (OEF).

2. Environmental Footprint – Case studies

2.1. Poliammide 6,6 Radipol® - Radici Chimica S.p.A.

Il polo chimico Radici Chimica S.p.A. è stato il primo sistema oggetto della misurazione d’impatto ambientale tramite la metodologia di calcolo dell’impronta ambientale di prodotto (PEF) e di organizzazione (OEF). Obiettivo dello studio è stato quello di ottenere un’indicazione precisa dell’impatto ambientale legato alle attività produttive dello stabilimento nel settore intermedi PA66, sfruttando una metodologia armonizzata a livello europeo che garantisse risultati coerenti, comparabili riproducibili e funzionali. Il set di dati relativo all’anno 2011 è stato utilizzato come riferimento (baseline) per individuare i benefici ambientali conseguiti tramite gli interventi impiantistici realizzati nel periodo 2012 e 2013, volti a ridurre gli impatti legati alle emissioni in atmosfera. Lo studio è stato aggiornato con i dati relativi all’anno 2014, dopo l’avvio dei nuovi sistemi di abbattimento, per evidenziare i miglioramenti conseguiti.

In Figura 1 sono schematizzati i confini di sistema considerati nello studio OEF di organizzazione di Radici Chimica e sono stati evidenziati i confini dei diversi sottosistemi per i quali è stata calcolata l’impronta ambientale di prodotto (PEF). Come si può osservare sono stati modellati sia tutti gli impatti diretti legati alla produzione dei prodotti sia quelli associati ai processi di up-stream.

Sono stati pertanto inclusi nello studio tutti i consumi di materie prime ed energia legati alle fasi di produzione, alle operazioni di manutenzione degli impianti, alle utilities e ai servizi, incluso il trattamento dei reflui. Sono stati inoltre considerati il trasporto delle materie prime e dell'energia presso l'azienda, tutte le emissioni dirette ed indirette generate dalle attività produttive, la produzione di rifiuti e il loro successivo smaltimento. Il sistema produttivo della Poliammide 6,6 è stato scorporato in quattro sottosistemi, rispettivamente associati ai diversi intermedi che concorrono alla sintesi del polimero. I sottosistemi individuati sono stati il *Sottosistema HNO_3* (reparto di produzione di acido nitrico), il *Sottosistema AAD* (reparto acido adipico tecnico, reparto acido adipico puro e reparto di purificazione della Miscela Acidi Bicarbossilici), il *Sottosistema EMD* (reforming del metano, reparto esametilendiammina tecnica e reparto esametilendiammina pura) e il *Sottosistema PA66* (reparto sale 66 e reparto di polimerizzazione). In Figura sono stati evidenziati sia gli input e gli output specifici di ogni sottosistema sia le relazioni che li connettono. Tale suddivisione ha consentito di effettuare dei singoli "ecobilanci" (analisi LCIA di sottosistema) che hanno contribuito a generare l'analisi LCIA del sistema globale. Tale approccio ha consentito di modellare ed identificare gli impatti ambientali associati ad ogni singolo reparto produttivo, evidenziando con maggiore precisione le possibili aree di miglioramento.

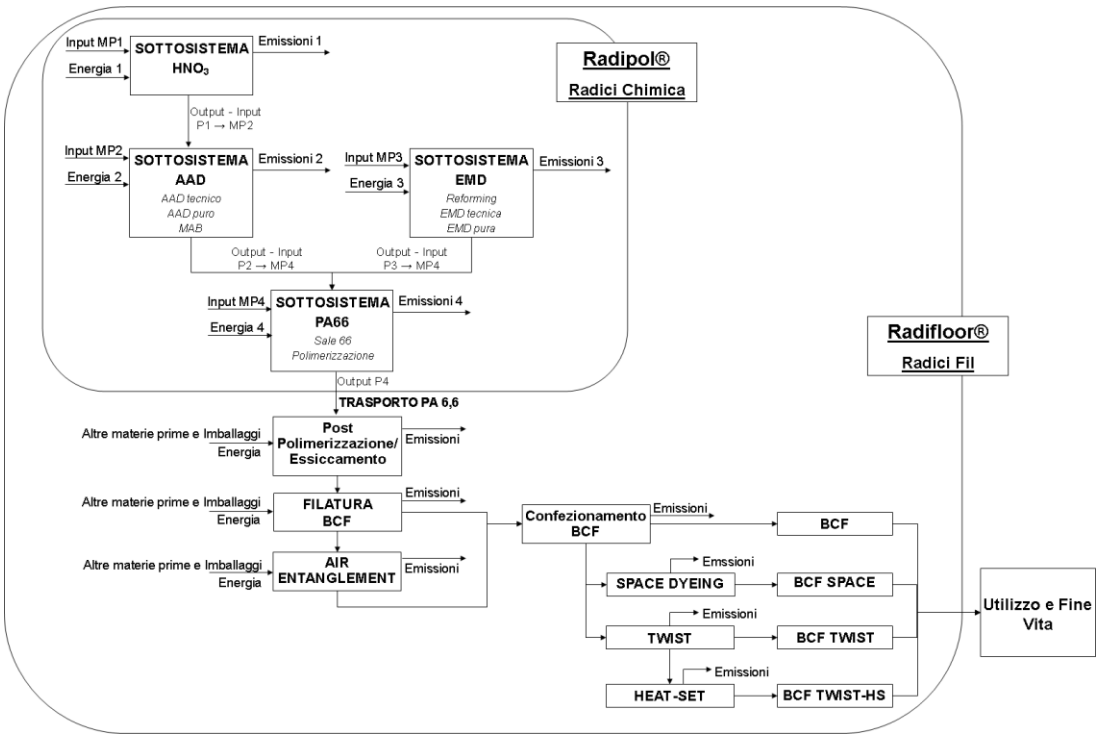


Figura 1: Confini di Sistema degli studi di Radici Chimica S.p.A. ed di Radici Fil S.p.A.

Lo studio è stato sviluppato in modo conforme alla Raccomandazione 2013/179/CE. Dopo aver definito l'ambito e i confini dello studio, è stata elaborata una dettagliata analisi d'inventario, raccogliendo dati primari per tutti i processi direttamente controllati da Radici (compresi quelli di produzione di energia) e per i processi maggiormente rilevanti localizzati a monte. Sono state inoltre utilizzate le versioni più aggiornate delle banche dati quale ulteriore strumento di supporto. E' stata stimata la qualità dei dati e l'incidenza, sia dei dati primari/secondari sia della qualità dei dati, sul valore complessivo di ciascuna categoria d'impatto. E' stata effettuata un'analisi quantitativa dell'incertezza dei risultati (Analisi Montecarlo) che ha evidenziato alcune criticità, associate in modo particolare alle categorie d'impatto finora poco/non considerate nello sviluppo di studi LCA. I risultati dell'analisi sono stati interpretati al fine di individuare gli interventi economicamente efficienti volti a ridurre gli impatti. Il valore di ciascun indicatore è stato ripartito tra le diverse fasi produttive, in modo da evidenziare il contributo diretto dell'azienda e quello legato a processi esterni. Lo studio ha dimostrato che l'azienda contribuisce in modo rilevante alle categorie d'impatto "Cambiamento climatico" ed "Impoverimento della risorsa idrica", con valori in linea con il settore produttivo di appartenenza. La sintesi di chemicals quali acido nitrico ed adipico comporta infatti un'emissione di protossido d'azoto (N_2O), riconosciuto tra i principali gas ad effetto serra, ed un'elevata richiesta di acqua di raffreddamento per il controllo delle reazioni esotermiche, che va ad influire sui consumi idrici di stabilimento. In Figura 2 sono rappresentati i risultati dello studio OEF riferiti al potenziale di cambiamento climatico su cento anni (GWP_{100}) suddivisi tra i diversi reparti di stabilimento.

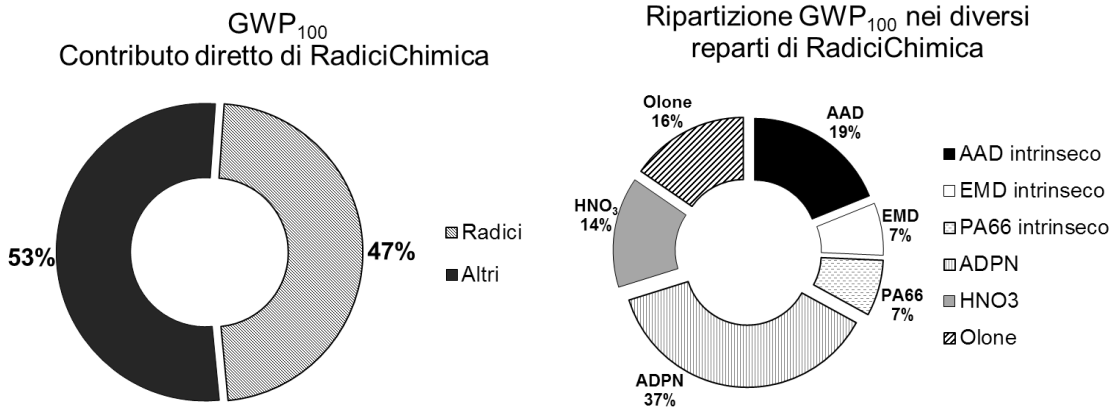


Figura 2: Risultati OEF Radici Chimica S.p.A.: anno 2011 - GWP100

Lo studio OEF/PEF è stato elaborato nell'ottica di ottimizzare i processi produttivi lungo il ciclo di vita di un prodotto mediante la riduzione degli impatti ambientali associati alle potenziali aree di miglioramento. Nell'ambito di questo specifico obiettivo, avendo rilevato il contributo significativo dell'azienda al "Cambiamento climatico", si è deciso di procedere con i seguenti interventi:

1) Sostituzione del sistema di abbattimento DeNOx (efficace sui soli NO_x) per il trattamento delle emissioni derivanti dal processo di produzione dell'acido nitrico, con un nuovo sistema catalitico EnviNOx, in grado di abbattere oltre agli NO_x anche il protossido di azoto N_2O (Cavallotti et al., 2012).

2) Interventi migliorativi di natura gestionale e impiantistica a livello di processo di produzione dell'acido adipico, volti a migliorare l'affidabilità del sistema di abbattimento EnviNOx.

La Figura 3 rappresenta i progressi raggiunti dall'azienda dal punto di vista ambientale, dopo l'implementazione degli interventi. I dati riferiti alla categoria d'impatto *Cambiamenti Climatici* evidenziano un significativo miglioramento associato alle produzioni di acido nitrico e adipico che determina un miglioramento anche sulle emissioni associate alla produzione di PA 6,6.

La Figura 4 evidenzia come gli interventi impiantistici effettuati abbiano consentito allo stabilimento di Radici Chimica di recuperare il gap rispetto al benchmark pubblicato da PlasticEurope (2014). Si è potuta riscontrare una riduzione anche delle categorie d'impatto "*Emissione di particolato*", "*Acidificazione*", "*Eutrofizzazione*", "*Potenziale di creazione di ozono fotochimico*" e "*Impoverimento delle risorse fossili e minerali*" rappresentata in Figura 5. Per quanto riguarda gli altri indicatori si specifica che non si rileva una significativa variazione, eccetto che per le categorie "*Radiazioni ionizzanti HH*"(+18%), "*Radiazioni ionizzanti E*"(+12%) e "*Riduzione dello strato di ozono*"(+ 8%), caratterizzate tuttavia da un elevato valore di incertezza. L'impegno nella gestione responsabile del prodotto tramite la sperimentazione della metodologia OEF/PEF è stato riconosciuto da Federchimica che ha assegnato a RadiciGroup il premio Product Stewardship 2014.

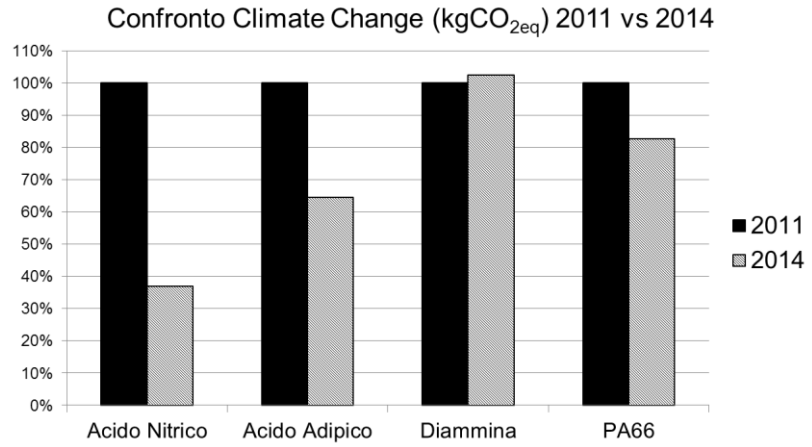


Figura 3: Confronto Climate Change 2011-2014 dei prodotti di Radici Chimica S.p.A.

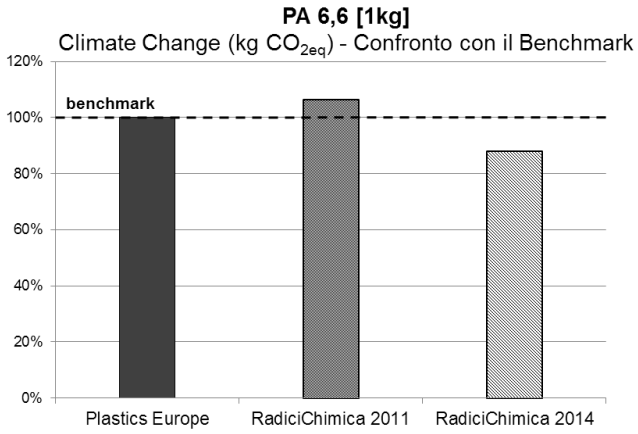


Figura 4: Confronto con il benchmark – Poliammide 6,6

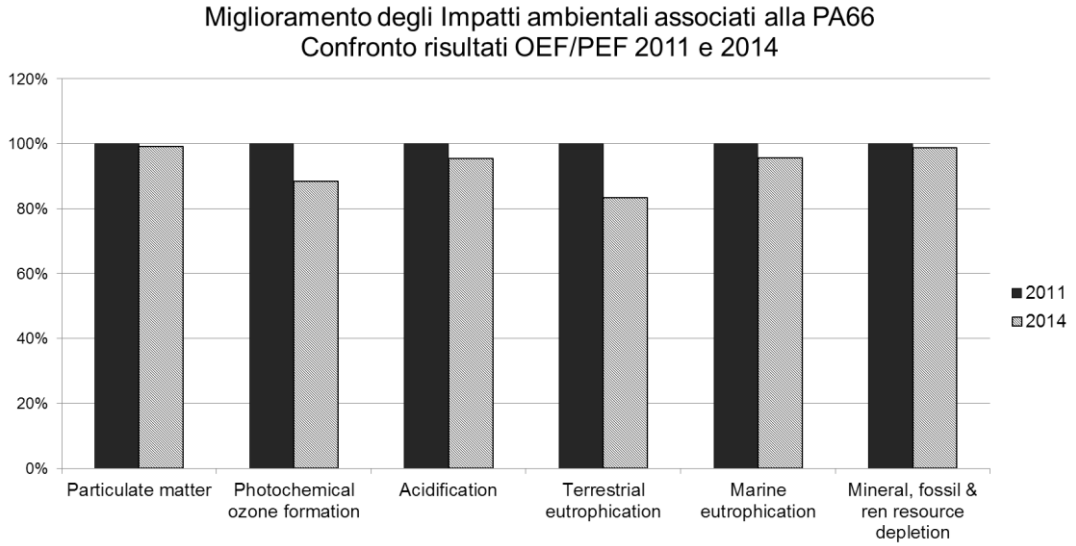


Figura 5: Miglioramento degli indicatori di impatto ambientale relativi al 2014 rispetto a quelli 2011, associati alla produzione di Poliammide 6,6

2.2. Filati Radifloor® - RadiciFil S.p.A

La metodologia OEF/PEF si pone l'obiettivo di essere uno strumento robusto e condiviso per la comunicazione dei risultati delle performance ambientali favorendo le risposte alle richieste dei clienti e dei consumatori, la commercializzazione, le valutazioni comparative, l'etichettatura ecologica e la promozione dell'eco-progettazione nelle catene di approvvigionamento. Tale aspetto presenta delle criticità associate alla tipologia di mercato di Radici Chimica S.p.A, che è prettamente rivolto ad intermedi e che non raggiunge direttamente il cliente finale.

La PEF si presenta tuttavia anche come un valido strumento di supply chain optimization. Nell'ambito dei propri progetti di sostenibilità, RadiciGroup ha potuto validare i benefici ambientali conseguiti lungo il ciclo di vita della Poliammide 6,6 nell'ambito del rinnovo della certificazione EPD dei propri filati Radifloor® (BCF) elaborati presso lo stabilimento di RadiciFil a Casnigo (BG) (International EPD® System, 2016). Anche in questo caso l'obiettivo principale è stato quello di ottenere un'indicazione precisa dell'impatto ambientale associato all'intero ciclo di vita dei prodotti, in modo tale da valutare le aree di miglioramento interne allo stabilimento.

Sono stati analizzati i manufatti finali (Radifloor® BCF PA66 (3C), BCF PA66 (3C) T-HS e Refined Yarn (3H)) a base di Poliammide 6,6 sintetizzata presso lo stabilimento di RadiciChimica. Il sistema oggetto dello studio è schematizzato in Figura 1. Come si può osservare, include le materie prime in ingresso (principalmente il polimero PA66) comprensive del trasporto dal fornitore allo stabilimento, tutte le emissioni dirette ed indirette, l'energia, le utilities, i rifiuti generati e il loro successivo trattamento, associati alla produzione del filato BCF PA66 (3C) e alle eventuali ulteriori lavorazioni effettuate per ottenere i filati elaborati Refined Yarn (3H) e BCF PA66 (3C) T-HS (*Air Entanglement* e *Twisting&Heatsetting*). Per nessuno dei tre prodotti sono state considerate le fasi di trasporto presso i clienti, l'utilizzo e il fine vita, pertanto lo studio si definisce *cradle-to-gate*. I diversi cicli produttivi nei quali i filati vengono inseriti come materia prima, rendono infatti poco significativa un'analisi estesa alle fasi a valle dei cancelli dell'azienda.

I risultati di impatto ambientale relativi alla produzione di filato nel 2015 hanno evidenziato un significativo miglioramento rispetto ai risultati ottenuti per il 2013. Nella fase d'interpretazione dei risultati si è potuto evidenziare un significativo miglioramento tra gli impatti ambientali associati alla produzione dei filati relativi al 2013 e quelli relativi al 2015. La riduzione degli indicatori "*Cambiamenti Climatici*", "*Acidificazione*", "*Eutrofizzazione*" e "*Potenziale di creazione di ozono fotochimico*" è in linea con quanto riscontrato nell'ambito dello studio PEF riguardante la Poliammide 6,6 di input.

A titolo esemplificativo è stato riportato in Figura 6 il miglioramento percentuale dell'indicatore GWP_{100} riferito all'unità funzionale prescelta (1 kg di filato).

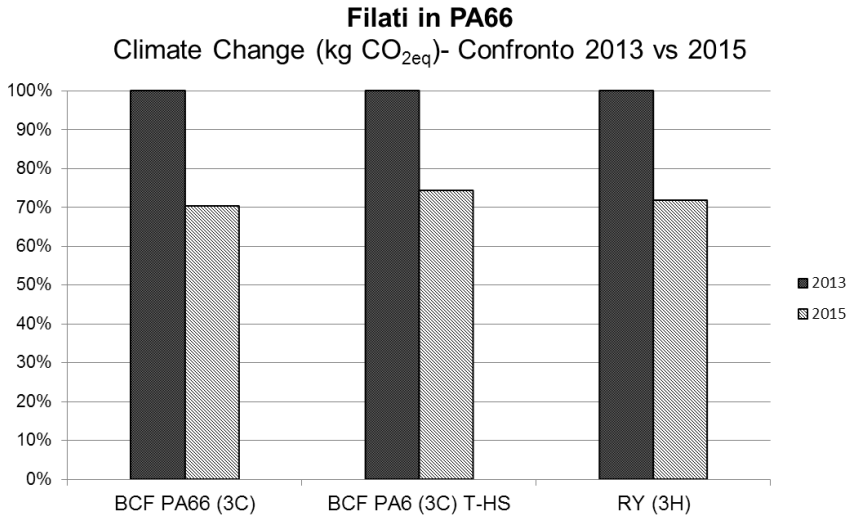


Figura 6: Confronto Climate Change GWP_{100} 2013-2015 dei prodotti di RadiciFil

3. Conclusioni

L'utilizzo della metodologia PEF ha consentito di quantificare gli impatti associati a tutte le matrici ambientali, dimostrando effetti positivi sia sul polimero che il filato, in particolare sulle categorie *""Cambiamento Climatico", "Emissione di particolato", "Acidificazione", "Eutrofizzazione", "Potenziale di creazione di ozono fotochimico" e "Impoverimento delle risorse fossili e minerali".*

L'ottimizzazione ambientale conseguita dai filati Radifloor® grazie agli importanti interventi di mitigazione dell'inquinamento sulla filiera produttiva del polimero di partenza Radipol®, mette in rilievo l'utilità della metodologia dell'Environmental Footprint come strumento di supply chain optimization ed il ruolo fondamentale che tale approccio ha nel tracciare una mappa del profilo ambientale del prodotto.

4. Bibliografia

Alini, S., Cavallotti I., 2015. Performance, innovazione, sostenibilità: i principali drivers di competitività aziendale. La Chimica e l'Industria WEB- ISSN 2283-5458- 2015, 2(10), Novembre.

Cavallotti, I., Bollati, E., Martinelli, M., Alini, S., Gabrielli, N., Gazzini, P., Guida, L., Santinato, A., "Analisi degli effetti incrociati per un nuovo sistema di abbattimento di ossidi di azoto"- ECOMONDO 2012

Commissione europea - Centro comune di ricerca - Istituto per l'ambiente e la sostenibilità (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione europea, Lussemburgo.

Commissione europea 2011: COM(2011) 571 definitivo: Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle regioni. Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse

Communication from the Commission to the European Parliament and the Council: Building the Single Market for Green Products - Facilitating better information on the environmental performance of products and organisations - April 2013

EU Commission, 2002. Corporate Social Responsibility: A business contribution to sustainable development. COM (2002). 347.

European Commission, 2001. Communication "A sustainable Europe for a better world: A European strategy for Sustainable Development" COM(2001) 264 final.

European Commission, 2013, Raccomandazione della Commissione del 9 aprile 2013 relativa a relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (2013/179/UE), Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 124/1,04.05.2013.

European Union, 2008, Direttiva 2008/28/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio dell'11 marzo 2008 che modifica la direttiva 2005/32/CE relativa all'istituzione di un quadro per l'elaborazione di specifiche per la progettazione ecocompatibile dei prodotti che consumano energia, nonché la direttiva 92/42/CEE del Consiglio e le direttive del Parlamento europeo e del Consiglio 96/57/CE e 2000/55/CE, per quanto riguarda le competenze di esecuzione conferite alla Commissione, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 81/48,20.3.2008.

Galatola, M., 2015 Ambiente e Sicurezza N°12 pag.112-115; Commissione europea (2011): Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse - COM(2011) 571.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007). IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007.

International EPD® System, 2016 EPD RADIFLOOR (PA6 and PA6,6) Bulk Continuous Filament and Refined Yarns – S-p-00454 - 2016-03-14.

ISO 14040:2006. International Standard – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Organizzazione internazionale di normalizzazione. Ginevra, Svizzera.

ISO 14044:2006. International Standard – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Organizzazione internazionale di normalizzazione. Ginevra, Svizzera.

ISO, 1998. ISO/IEC 15504:1998(E) Information technology - Process assessment. 1st Edition 1999.

PlasticsEurope, 2014. Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers Polyamide 6.6 (PA6.6); PlasticsEurope; February 2014.

Life Cycle Assessment of different polyester binders for the production of sustainable polyurethane coatings

Maria Nelly Garcia Gonzalez, Stefano Turri, Marinella Levi

Department of Chemistry, Materials and Chemical Engineering "Giulio Natta",
Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32,
20133 Milano, Italy

Email: **marianelly.garcia@polimi.it**

Abstract

Polyurethanes are used in numerous applications in society, for instance, as coating in the furniture and automotive industries. A re-design of a polyurethane is studied by designing polyester binder by selection of at least four monomers from biorefinery, the re-design of formulations based on the evaluation of the total impact of CO2 emissions and the total non-renewable energy consumption (NREU) by the Life Cycle Assessment (LCA) study, from cradle to gate, and finally the synthesis of this polyester by polycondensation. This study compares the design of the polyester binder bio-based between two conventional polyesters and synthesized concurrently. Overall, the results suggest that the use of bio-based monomers showed a significant reduction of the total CO_2 emissions by around 75% less and around 35% less of the total non-renewable energy consumption from an environmental perspective.

1. Introduction

Polyurethanes (PUs) are, without any doubt, one of the most versatile protective coating materials and used nowadays in many manufacturing sectors such as in automotive, wood/furniture, and heavy duty industry (Pfister et al., 2011) (Szycher,1999). PU coatings are normally obtained by a stoichiometrically balanced mixture of polyols and polyisocyanates (Zhang et al., 2014) (Figure 1). Among the polyols, mostly low molecular weight polyesters are used, while both aliphatic and aromatic diisocyanates are available with different reactivity, outdoor durability, and cost. Currently, a large part of raw monomers for PU production is still based on petroleum sources. Therefore, there is a growing interest in the development of monomers and macromers from renewable resources such as carbohydrates, vegetable oils, and microalgae among others (Pfister et al., 2011).

"Green" raw materials may reduce the environmental impacts compared with petroleum based counterparts. These are quantified by the Life Cycle Assessment (LCA) technique whose aim is to determine the environmental impacts of products and processes throughout the entire life cycle, and its conclusion may be used for new approaches.

In this work the case of a general bicomponent polyurethane coating system is considered. It is based on a hydroxyl-terminated polyester binder and an

isocyanate-based crosslinker. Bicomponent PUs are particularly advantageous due to the fact that they allow application at moderate temperatures therefore saving energy. The research is focused to the re-design of the polyster binder. Polyesters for coatings are normally complex copolymer systems made of at least 4-5 different monomers. There is a certain availability of polyester “green” precursors from biorefineries (Vilela et al., 2013) while a polyisocianate partially based on renewable carbon has been recently launched in the market (Bayer, 2015).

The re-design of the polyester binder formulation is here based on the evaluation of the total impact of CO_2 emissions and the total non-renewable energy consumption (NREU) by the Life Cycle Assessment (LCA) method, following a cradle to gate approach, and some polyester prototypes were synthesized by polycondensation and preliminarily tested in PU coating technology.

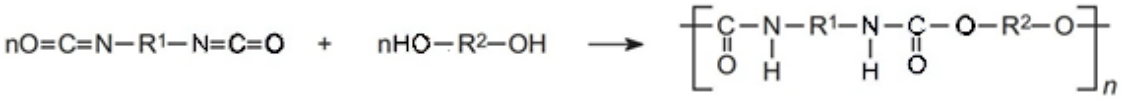


Figure 1: Reaction of a diisocianate with a diol to form a polyurethane

2. Methodological developments

The comparative analysis of the different polyesters was done following the LCA methodology. This study covers the impact categories of NREU and climate change. Its characterization factors were taken from Impact methods “Cumulative Energy Demand” (v1.09) and “Greenhouse Gas Protocol” (v1.01), respectively. The data were incorporated into SimaPro LCA software and the SimaPro database were used as source of background and foreground data. The system boundary was set to cradle-to-factory gate, comprising resource extraction and the production of raw monomers / macromers (before it was transported to the consumer). The LCA study wasn’t extended to the production process of the polyester binder, because polycondensation was assumed to be essentially the same for all polyesters independently from their composition.

2.1. Monomer selection and production processes

Suitable monomers were selected according to their functional role in the binder design, and according to the primary data availability in the SimaPro database. They belonged to the aromatic diacids (namely phthalic anhydride Pht), needed to increase coating glass transition temperature Tg, aliphatic diacids (adipic acid AA and succinic acid SA) used to increase coating flexibility and outdoor durability, aliphatic diols (1,4-butanediol 1,4-BDO, 1.2-propanediol 1,2-PD and 1,3-propanediol 1,3-PDO) as chain extenders to increase polymer molecular weight, and polyols (glycerine) needed to give residual –OH functions to the

final polyester binder, and then allowing the crosslinking reaction with isocyanates.

The selected monomers derived from different industrial processes. In the case of fossil based glycerine, it was produced by reaction of epichlorohydrin with a 10% sodium hydroxide aqueous solution (Ecoinvent, 2015). The bio-based glycerine came from the esterification of Palm Oil (Ecoinvent, 2015). Phthalic anhydride was produced by catalytic oxidation of ortho-xylene (Ecoinvent, 2015). Adipic acid was obtained by nitric acid oxidation of cyclohexanone mixture (Ecoinvent, 2015). The hydrogenation process of butynediol from acetylene gave 1.4-butanediol (Ecoinvent, 2015). The reaction of propylene oxide and water gave 1.2-propanediol (Ecoinvent, 2015). Bio-based 1,3-propanediol was obtained through the fermentation process of corn (DT&L, 2009). Finally, succinic acid was obtained by a direct crystallization process based on dextrose from corn (Cok et al., 2013).

2.2. Polyester compositions

Figure 2 shows the three 4-monomers polyester alternatives considered in the present work. Polyesters 1 and 2 were designed considering all monomers from fossil fuel resources, where their difference is the change from 1,4-butanediol monomer to 1,2-propanediol monomer. For the polyester 3, the composition was mainly based on monomers from renewable resources with the exception of the phthalic anhydride monomer (a bio-based alternative to aromatic acids doesn't exist so far apart from 2,5-furandicarboxylic acid which shows however little industrial availability (Gubbels et al., 2012). With regard to aliphatic acids, adipic acid has not a direct sustainable alternative so far, therefore the succinic acid was introduced as a renewable monomer. As their molecular structures are also different, it is supposed to observe different properties in the final material, like in Tg, surface hydrophobicity, an outdoor durability.

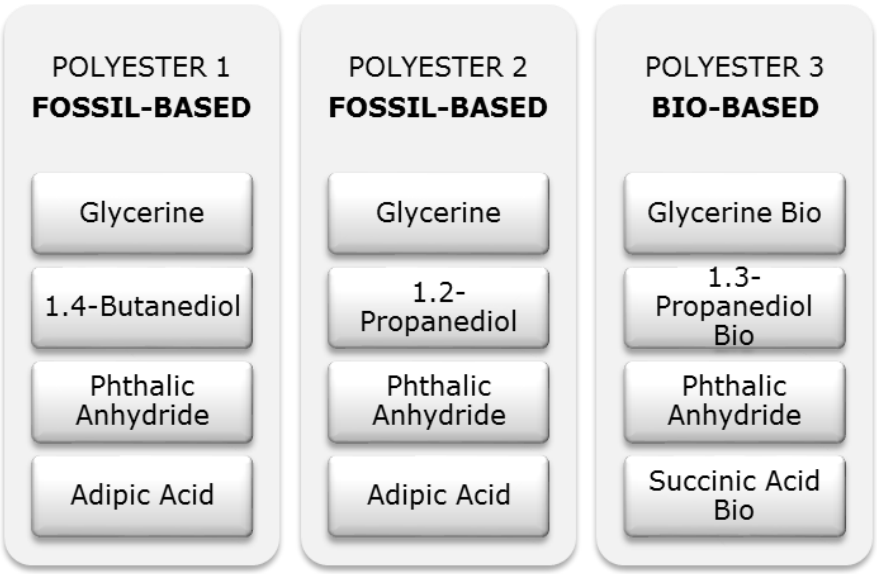


Figure 2: The three polyester alternatives

Different model polyester compositions were considered based on indication available in the literature or given by industrial partners. The compositions of the polyesters are reported in following Table 1 reaching 100%.

Table 1: Polyester compositions

Monomers	%
Glycerol	6-8
1,4-BDO/1,2PD/1,3PDO	33-38
Phthalic anhydride	35-39
AA/SA	18-22

The three model polyester binders were also synthesized on lab-scale, fully characterized and tested in standard bicomponent PU formulations. All the systems considered gave crosslinked and transparent polymer films confirming to be suitable as binders for PU coatings. A detailed characterization of the materials is in course but it is outside the scope of the present work.

3. Results and discussion

Contributions from different monomers of polyesters 1-3 in terms of non-renewable energy consumption and greenhouse gas total emissions of CO_2 were evaluated for the functional unit of 1.0 kg polyester.

Fig. 3 is an overview of the total impact of CO_2 emissions and non-renewable energy consumption for the three polyesters studied. The use of bio-based monomers in polyester 3 reduced significantly the total CO_2 emissions by around -75%, and around -35% for the total non-renewable energy consumption.

Fig. 4 and 5 show which monomers impact more in terms of CO_2 emissions and non-renewable energy consumption respectively. As a matter of fact, a marked decrease of total CO_2 emissions and non-renewable energy consumption was observed by the substitution of the fossil aliphatic diacid with one obtained from renewable sources (SA instead of AA). This reduction of the total CO_2 emissions were around -96%, and the decrease of non-renewable energy consumption was around -74%.

Moreover, bio-based glycerine (from palm oil) showed a minor effect on the total CO_2 emissions by around -67% and non-renewable energy consumption by around -68% with respect to glycerol from epichlorohydrin. As for aromatic diacids, phthalic anhydride had a low impact on the total non-renewable energy consumption, and especially a minimum impact on the total CO_2 emissions among all polyesters.

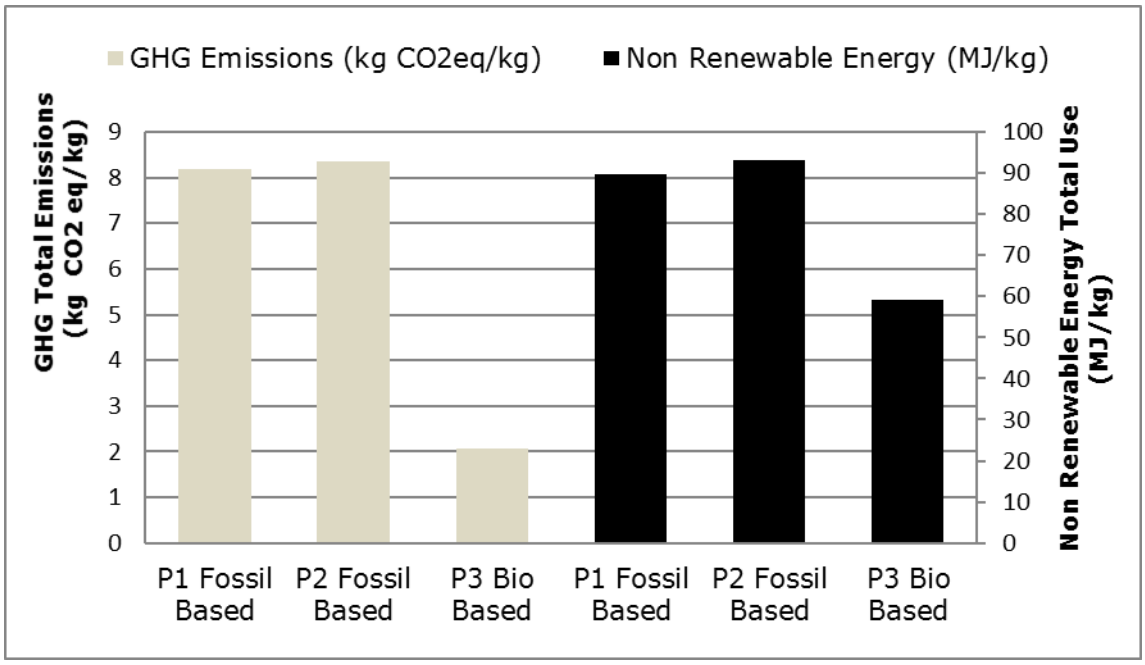


Figure 3: Total impact of CO_2 emissions and non-renewable energy consumption for the three polyesters studied

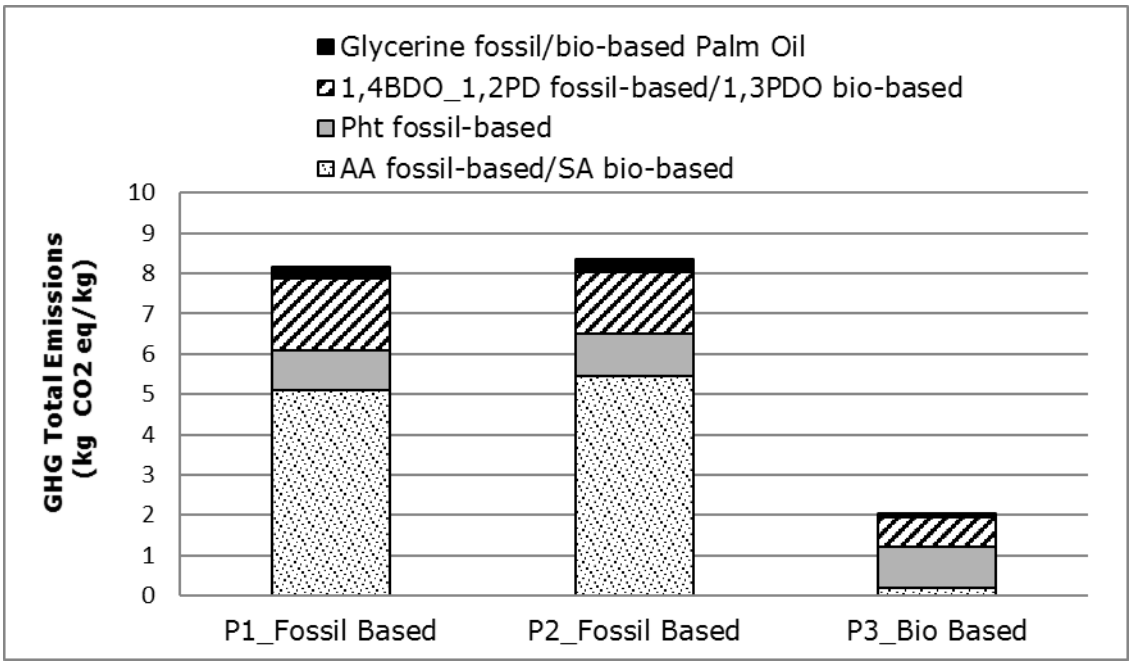


Figure 4: Total impact of CO_2 emissions for each monomer in all polyesters

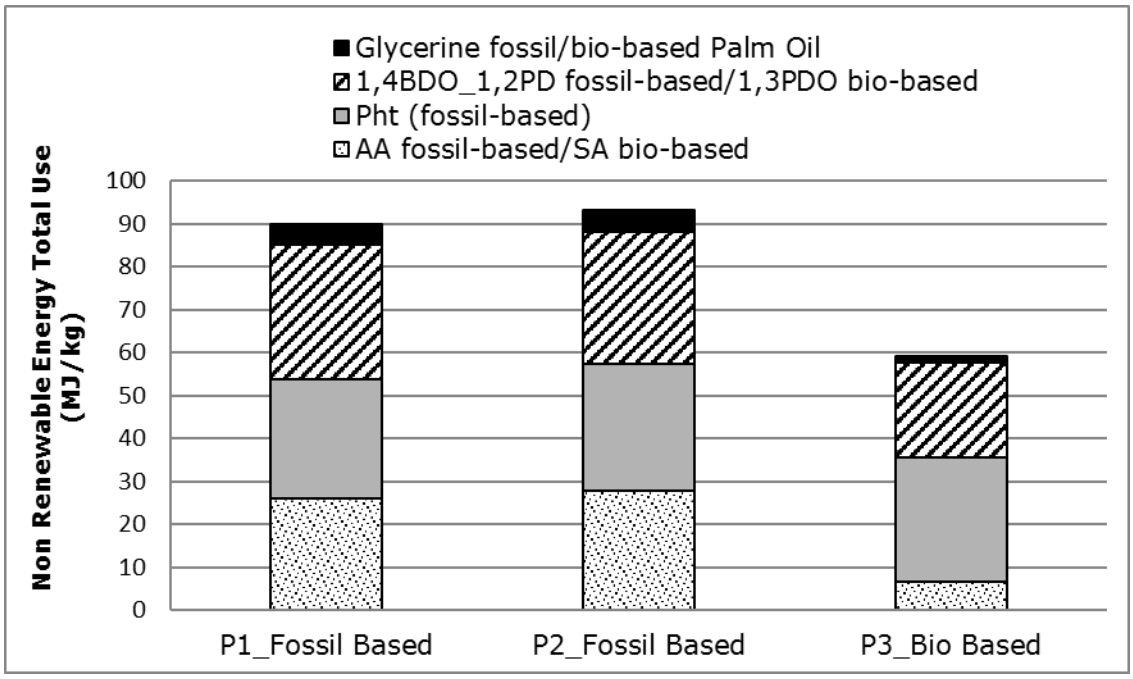


Figure 5: Total non-renewable energy consumption for each monomer in all polyesters

It can be noticed that even though the phthalic anhydride content is higher than adipic acid, the total CO_2 emissions due to the aromatic monomer is much lower (-80%). Finally, it was observed that the passing from fossil-based 1,4-BDO to fossil-based 1,2-PD produced a slightly lower impact of CO_2 emissions (-15%) but almost the same total non-renewable energy consumption. However, it can be noticed that the change of fossil-based aliphatic diols to chemically similar bio-based aliphatic diols such as 1,3-PDO caused a remarkable lower impact for CO_2 emissions and non-renewable energy consumption, namely 1,3-PDO is featured with around -28% with respect to 1,4-BDO/1,2-PD on non-renewable energy consumption, and - 53% than 1,4-BDO/1,2-PD as far as CO_2 emissions are concerned.

4. Conclusive remarks

LCA methodology was applied to the evaluation of environmental impacts related to the production of polyester binders for coatings. It resulted that polyesters with a content of raw materials from renewable sources as high as 60% can be designed and realized starting with monomers already having a wide commercial availability. The partially “green” binders reduce significantly the total CO_2 emissions by around -75% and the total non-renewable energy consumption by -35%. Further improvements of environmental benefits are related to the effective availability of sustainable alternatives for the replacement of aromatic diacids like phtalic acid.

5. Bibliography

BAYER, 2015. New milestones in polyurethanes. Bayer Material Science at the European Coatings Show 2015 in Nuremberg, Thursday - January 15, 2015, <http://www.press.bayer.com/baynews/baynews.nsf/id/9SSDPM-New-milestones-in-polyurethanes>

Cok B, Tsiropoulos I, Roes A. L, Patel M. K, 2014. Succinic acid production derived from carbohydrates: An energy and greenhouse gas assessment of a platform chemical toward a bio-based economy. Biofuels Bioprod. Biorefining. 8, 16−29.

Company Dupont Tale&Lyle bio Products (DT&L), 2009.

Ecoinvent database version 3, 2015.

Gandini A, 2008. Polymers from Renewable Resources: A Challenge for the Future of Macromolecular Materials. Macromolecules. 41, 9491-9504.

Gubbels E, Jasinska-Walc L, Koning C. E, 2013. Synthesis and Characterization of Novel Renewable Polyesters Based on 2,5-Furandicarboxylic Acid and 2,3-Butanediol. Journal of Polymer Science, Part a: Polymer Chemistry. 51, 890–898.

Pfister D.P, Xia Y, Larock RC, 2011. Recent advances in vegetable oil-based polyurethanes. ChemSusChem. 4(6), 703-17.

Szycher M, 1999. Szycher's Handbook of Polyurethanes, CRC Press: Boca Raton.

Vilela C, Sousa A. F, Fonseca A. C, Serra A. C, Coelho F. J, Freire C. S. R. and Silvestre A. J. D, 2013. The quest for sustainable polyesters- Insights into the future. Polym. Chem. 5, 3119–3141.

Zhang. C, Ding. R, Kessler M. R, 2014. Reduction of Epoxidized Vegetable Oils: A Novel Method to Prepare Bio-Based Polyols for Polyurethanes. Macromol. Rapid Commun. 35, 1068−1074.

A life-cycle assessment of poly-hydroxybutyrate extraction from microbial biomass using dimethylcarbonate

Serena Righi[1], Filippo Baioli[2], Chiara Samorì[1], Paola Galletti[1], Carlo Stramigioli[3], Alessandro Tugnoli[3], Peter Fantke[4]

[1]CIRI Energia e Ambiente, U.O. Biomasse, Alma Mater Studiorum - University of Bologna, via S. Alberto 163, 48123 Ravenna, Italy
[2]CIRSA Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Alma Mater Studiorum - University of Bologna, via dell'Agricoltura 5, 48123 Ravenna, Italy
[3]LISES - Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali (DICAM), Alma Mater Studiorum - University of Bologna, via Terracini 28, 40131 Bologna, Italy
[4]Department of Management Engineering, Technical University of Denmark, 2800 Kgs. Lyngby, Denmark

Email: **serena.righi2@unibo.it**

Abstract

Plastic materials have wide commercial applicability. However, they are made from non-renewable resources and are characterised by resistance to degradation. Poly-hydroxyalkanoates (PHAs) provides one example of a polymer biodegradable, biocompatible and produced from renewable raw materials. With respect to other bioplastics the share of PHAs in the market is very limited because of their commercial costs. To develop more cost effective processes for PHAs production, a multilevel approach is usually undertaken combining innovative, cheaper and more effective cultivation with safe and cheap extraction and purification methodologies. This study assesses the potential environmental impacts related to a production processes based on the novel protocol to extract PHAs comparing them to the impacts of extraction process based on the use of halogenated hydrocarbons.

1. Introduction

Plastic materials from fossil sources have an important and pervasive role in our everyday life. However, the same characteristics of durability and resistance to degradation which account for their commercial and applicative success cause most of these synthetic polymers to withstand the ocean and terrestrial ecosystems for years to decades or longer, affecting organisms at multiple trophic levels (Ojeda, 2013). The replacement of petroleum-based non-biodegradable plastics with alternative biomaterials with comparable properties and that degrade after being discarded has become an industrial, social and environmental priority. The current global production capacity of bioplastics, including both biodegradable and bio-based plastics, is about 2 Mt and a significant growth of the bioplastic market is expected in the next few years (European Bioplastic, 2015).

Biopolymers rank highly in terms of green design but they can exhibit relatively large environmental impacts and, if all production steps are taken into consideration, the final environmental balance can be even worse than that of

conventional polymers obtained from petroleum (Tabone et al., 2010). Instead, polyhydroxyalkanoates (PHAs) produced from waste biomass have an excellent environmental ranking. PHAs are linear polyesters produced in nature by bacteria through aerobic fermentation of many carbon sources such as polysaccharides or lipids, to store carbon and energy. More than 150 different monomers can be combined within this family to give materials with properties similar to polypropylene and polyethylene but with the advantage of being completely biodegradable, biocompatible and produced from renewable raw materials. Thanks to this peculiar combination of suitable physical and mechanical properties and biodegradable abilities, PHAs could be used in packaging but also in biomedical applications as biodegradable carriers for drug release, disposable items, surgical pins, wound dressings. With respect to other bioplastics (e.g. PLA or starch-based polymers Mater-Bi®) already produced on a large manufacturing scale, the share of PHAs in the bioplastic market is very limited because PHAs are currently significantly more expensive than standard petrochemical plastics and even more costly than the most widespread commercially available bioplastics (Samorì et al., 2015).

To develop more cost effective processes for PHAs production, a multilevel approach is usually undertaken combining innovative, cheaper and more effective cultivation with safe and cheap extraction and purification methodologies allowing lower investments and operating costs for the global process, together with increasing the overall greenness of the PHA production. In general, the extraction of PHA can be accomplished through two strategies: i) solvent extraction, or ii) digestion of the non-PHAs cellular matrix. The first approach is mainly based on the use of chlorinated solvents (e.g. chloroform), able to dissolve the polymer in high quantity, affording, at the same time, the highest levels of PHAs purity. The second approach is based on the dissolution of cellular membranes by using alkaline/acidic solutions, sodium hypochlorite or surfactants, in order to release PHAs from cells. These methodologies do not usually give high level of purity, can affect the quality of the polymer and increase the recovery costs causing problems in wastewater treatment and re-use.

This study aims to assess the potential environmental impacts related to a production processes based on the novel protocol proposed by Samorì et al. (2015) to extract PHAs of single strain and mixed microbial consortia, comparing them to the impacts of extraction process described by Senior et al. (1982) and based on the use of halogenated hydrocarbons. Up to now, the novel protocols have been developed only on laboratory scale and this preliminary analysis of potential environmental impacts of industrial scale production can provide useful information to better orient the development and scale-up phases. The study applies an attributional Life Cycle Assessment (LCA) adopting a ‘gate-to-gate’ perspective.

2. Materials and Methods

2.1. Extraction processes through DMC

The protocol of Samorì et al. (2015) is designed for the extraction of polyhydroxybutyrate (PHB) and various copolymers (e.g. poly(hydroxybutyrate-valerate, PHBV) from single strain and mixed microbial consortia with a high content (from 50 to 70 wt%) of polymer. The method is based on the solubilisation of PHA with dimethyl carbonate (DMC). The procedure can be applied directly to concentrated microbial slurries or to dry biomass, affording very high polymer recovery (>85%) and excellent purity (>95%). DMC is an acyclic alkyl carbonate and it has become increasingly important in the chemical industry mainly because of its versatility as reagent and solvent, and its relatively low toxicity for human health and for the environment (Delledonne et al., 2001).

The direct extraction from microbial slurry requires a biomass concentration of 50 g L^{-1}. Such concentration is achieved by centrifuging and concentrating the microbial culture after the accumulation phase. The slurries are extracted with DMC for 1 h at 90 °C. After that, the water phase and the residual biomass are centrifuged and separated, and the extracted polymer is recovered after (i) filtration and evaporation of the solvent or (ii) precipitation with ethanol (EtOH). The polymer recovery is 85%.

The extraction from dried biomass requires a biomass to solvent ratio of 2.5% (w/v). The biomass and the solvent are centrifuged and kept at 90° C for 4 h. The residual biomass is then centrifuged and the polymer is recovered after (i) filtering and evaporating the solvent or (ii) the addition of EtOH and precipitation. In this case, the polymer recovery is 88%.

2.2. . Extraction process through halogenated hydrocarbons

Chlorinated solvents are the best performing organic solvents for solubilizing and recovering PHAs from microbial cells. This evidence brings us to choose an extraction with halogenated hydrocarbons as comparison process. Among the patented processes, we have chosen the one detailed in the US Patent 4324907 (Senior et al., 1982) for three reasons: 1) high recovery (95%); 2) data comprehensiveness; 3) similarity to DMC extraction process. In the patented process, an aqueous suspension of cells is spray dried, refluxed with acetone at 56 °C to extracted lipids and pigment and then deprived of the solvent by filtration. The residual cells are then refluxed with 1,2-dichloroethane at 83 °C for solubilizing polyhydroxybutyrate (PHB). Finally, the PHB is precipitated by adding a methanol/water mixture and filtered. The purity is very high (98%). Similar results are obtained using methanol instead of acetone as the lipid extraction solvent and dichloromethane or chloroform as the PHB extraction solvent.

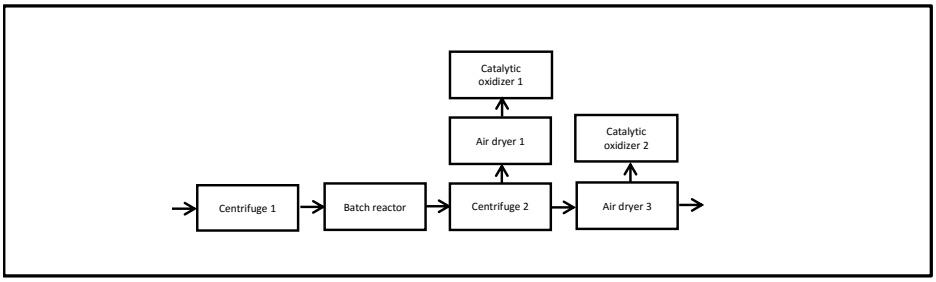
2.3. Modelling and scale-up of the extraction processes

Industrial scale production of PHAs with DMC is not yet established, resulting in lack of direct input/output data for the LCI. Therefore, the extraction processes at industrial scale have been simulated by a preliminary design of the envisaged process plant. This was based on the principia of good engineering practice in scale-up and process design (Sinnott, 1993; Bisio and Kabel, 1985; Zlokarnik, 2002). While it is recognized that the actual scale-up would require extensive research efforts, this simplified approach is considered adequate for the purpose of explorative LCA studies (Righi et al., 2011; Righi et al., 2016). The material and energy balances for the envisaged process flow diagram were quantified with the support of a Chemical Process Simulation (CPS) software (Aspen HYSYS® by Aspentech), and the main equipment units were preliminary sized on the basis of relevant scientific and technical references (Table 1). The extraction processes are composed by a series of equipment units: 1) centrifuges; 2) batch reaction vessels; 3) air dryers; 4) catalytic oxidizer; 5) pervaporation systems (only in the scenarios where the polymer is recovered with the addition of EtOH). The equipments are different in dimensions and arrangement in base on the different scenarios (see Fig. 1).

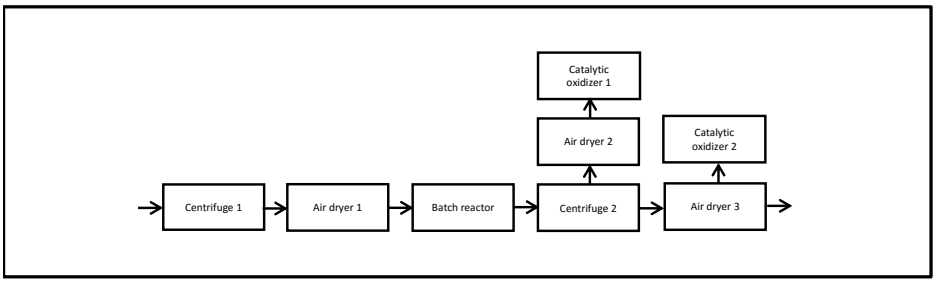
Table 1: main parameters and data sources used to model the extraction processes

Equipment	**Data**	**Data sources**
Centrifuges	Specific power	Perry et al., 1984
	Volumetric capacity	Perry et al., 1984
	Operating time	Harding et al., 2007
Batch reaction vessels	Specific power	Morfino, 2009
	Volume	Morfino, 2009
Air dryers	Energy consumption	Baker and McKenzie, 2005
	Purge flow	Aspen HYSYS®
	Heat loss	Aspen HYSYS®
Catalytic oxidizer	Emission factors	EEA, 2013
Pervaporation systems	General information	Kujawski et al, 2000
	General information	Neel, 1991

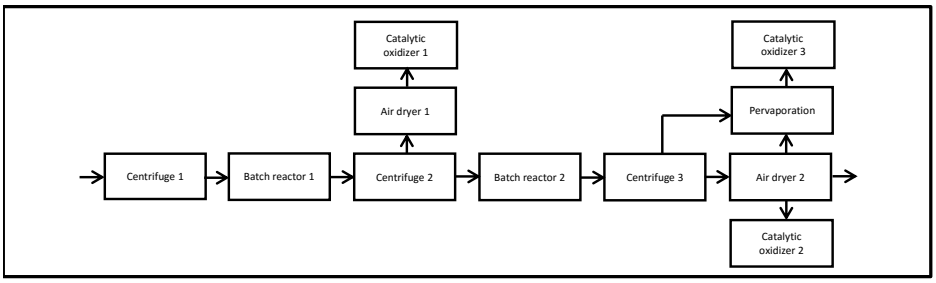
Scenario 1



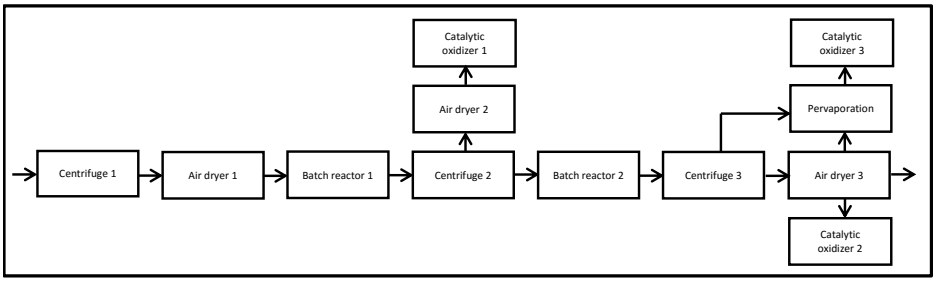
Scenario 2



Scenario 3



Scenario 4



Scenario 5

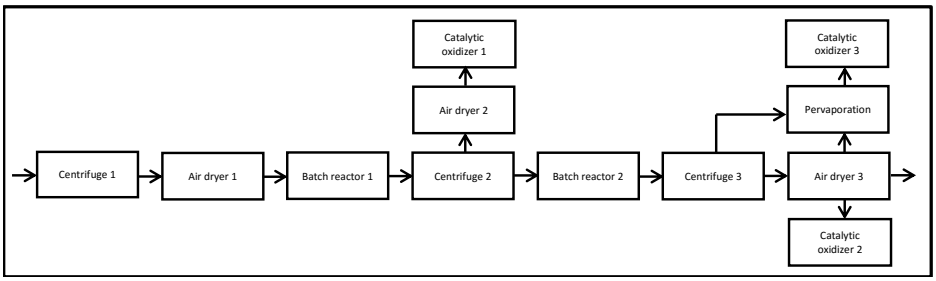


Figure 1: main equipment unit arrangement of each scenario

2.4. LCA method

The goal of this study is to evaluate the environmental performances of the novel protocol proposed by Samorì et al. (2015) for the extraction of PHAs with DMC from microbial cells and compare them with the environmental impacts due to an alternative process using chlorinated solvents. A 'gate-to-gate' approach is used, and only the extraction process has been considered since the cultivation phase is supposed the same for all the extraction processes. The system boundaries of the study include the following processes: 1) chemicals production; 2) thermal and electric energy production; 3) extraction process and PHB production; 4) waste management. Note that the microbial cells cultivation is not included in the system boundaries. The functional unit is defined as 1 kg of PHB ready for the bioplastic product manufacturing.

Two different ways for extracting PHAs with DMC have been analysed: a) extraction from dried biomass and b) extraction from microbial slurry. For each of the two extraction ways, two sub-scenarios have been evaluated, which differ in the polymer recovery strategy: 1) after filtration and evaporation of the solvent; or 2) after the addition of EtOH and precipitation. Each of the four resulting scenarios has been compared to the '1,2-dichloroethane scenario' which supplies the same quantity of PHB applying the patent of Senior et al. (1982). Table 2 shows the main features of each scenario.

The following cut-off rules and assumptions have been adopted: 1) electric consumption of pumps carrying the biomass to the reactor, water consumption of cooling pumps, electric consumption of catalytic oxidizer; 2) only the operational phase has been considered, excluding equipment construction, maintenance and dismantling; 3) all electricity comes from the Italian national grid power; 4) the purge factor of air dryers has been fixed to 0.1; 5) an annual production of about 500 t/y of PHB has been considered (assumption necessary to estimate the hourly air emissions); 6) 100% pure PHB production; 7) DMC has been classified as a Class V of Annex I to Part Five of Legislative Decree 152/2006 (classification of air pollutants based on health hazard); 8) DMC and 1,2-dichloroethene air emissions are below the materiality threshold (4000 g/h and 25 g/h, respectively); 8) NO_x emission factor for catalytic oxidizer has been considered equal to those one occurring in thermal treatment processes of biodegradable waste; 9) emission factors of hazardous waste have been used to estimate the emission due to the catalytic oxidizer applied to extraction process through 1,2-dichloroethene; 10) the solid waste resulting from the DMC extraction is treated in a waste-to-energy plant for non-hazardous waste (see explanation below).

Table 2: main features of the five scenarios analyzed in the paper

Code	Solvent	Biomass state	Separation
1 Slurry-Evap	DMC	microbial slurry	DMC evaporation
2 Dry-Evap	DMC	dry biomass	DMC evaporation
3 Slurry-Precip	DMC	microbial slurry	precipitation with EtOH
4 Dry-Precip	DMC	dry biomass	precipitation with EtOH
5 DCE	1,2-dichloroethane	dry biomass	Precipitation with MeOH/water

Primary data have been used for the processes taking place in our laboratories, databases have been used for background processes and estimates have been used for emissions or processes not taking place in the current plant, such as catalytic scrubbing. LCA was conducted utilizing GaBi 6 software. The databases used for obtaining background data were Gabi Professional Database (Thinkstep, 2015) and Ecoinvent Database (Ecoinvent Centre, 2012). All main background processes used in this study are shown in Table 3.

With regards to life cycle impact assessment (LCIA), the following impact categories has been chosen: climate change (GWP 100), photochemical ozone formation (POP) and ecotoxicity (freshwater) (FETP). The methods recommended by ILCD Handbook (EC-JRC, 2011, 2012) have been used.

Since freshwater characterization factor (CF) of DMC is not available on GaBi 6 software, it has been calculated following the approach of USETox model (www.usetox.org). The calculations require two types of data: physical and chemical properties, bioconcentration data and ecotoxicological information. All physical and chemical data derived from EPI Suite^{TM} (US EPA, 2016) while the ecotoxicological data derived from ECHA database (European Chemicals Agency, 2010).

The solid waste resulting from the extraction of PHB from the biomass was analysed and it resulted a non-hazardous waste since no cancerogenic or mutagenic or hazardous substances have been detected (data not published). Its lower heating value (LHV) results 16500 J/g, comparable to LHV of wood and paper, therefore the treatment in a waste-to-energy plant has been hypothesized.

Table 3: main background processes used in this study

Process name	**Data source**	**Geographic location**
Electricity grid mix	PE International[§]	IT
Process steam from natural gas 95%	PE International[§]	IT
Trichloromethane, at plant	Ecoinvent	RER
Dichloromethane, at plant	Ecoinvent	RER
Ethylene dichloride, at plant	Ecoinvent	RER
Ethanol from ethylene, at plant	Ecoinvent	RER
Methanol, at plant	Ecoinvent	GLO
Acetone	PE International[§]	IT
Water (desalinated, deionized)	PE International[§]	DE
DMC, at plant	Righi et al, 2016	DE
Waste incineration of biodegradable waste fraction in municipal solid waste (MSW), ELCD/CEWEP	PE International[§]	EU-27

[§] PE International is now Thinkstep

3. Results and discussion

Environmental performances of production processes based on the novel protocol considering two alternative ways of extraction of PHB (from microbial slurry and from dried biomass) and taking into account two different ways of polymer recovery are presented in Fig. 2. The four scenarios are compared to the reference scenario 'DCE'. The relative contributions to environmental performance by life cycle stage for each scenario are also shown in the Figure.

All extraction processes through DMC show environmental performances better than 'DCE' scenario for all three impact categories. GHG emissions due to extract process through DCE are about six times higher than scenarios representing the extraction via DMC. Similarly, the contribution to ecotoxicity of 'DCE' scenario is from 2 to 8 times higher than those ones of novel protocol and photochemical ozone formation score of reference scenario is from 2 to 3 higher than novel protocol scenarios. Nonetheless, it is important to highlight that the chemical pathway of DMC production (in this case-study via oxy-carbonylation process) has a fundamental role for the obtained results.

To the best of our knowledge, this is the second report to give a set of LCA results for PHB production, the first one was by Harding et al. (2007). Both works report GHG emissions expressed as CO_2-equivalent and the values per FU are well comparable (about 1 kg versus 2 kg, respectively) considering that Harding et al. (2007) included also the cultivation phase. The other impact categories are not comparable since the characterization methods used are different.

As far as a comparison among the four scenarios related to the novel protocol is concerned, it is possible to observe that extraction applied to dry biomass is always preferable to the one from slurry. Such a result is dependent on two main factors: 1) the recovery obtained through extraction from dried biomass is higher (88%) than the one obtained with the extraction from slurry (85%); 2) the extraction from dry biomass presents lower loss and, therefore consume, of solvent.

As far as polymer recovery method is concerned, there are no clear indications of which type is preferable from life cycle analysis. GHGs and photochemical ozone formation emissions are lower evaporating the solvent than precipitating the polymer with EtOH. On the contrary, precipitation appears more suitable from the ecotoxicological point of view than evaporation.

The contribution analysis for climate change impacts (Figure 2a) illustrates that catalytic oxidizer and PHB extraction are the dominant processes for both the 1 and 2 'evaporation' scenarios, while in 'precipitation' scenarios (3 and 4) catalytic oxidizer, chemical recovery and PHB extraction are the dominant stages. As clearly indicated by Figure 2b, the ecotoxicity is completely dominated by the chemical production in all five scenarios.

Relative contributions of life cycle stages to photochemical ozone formation are visible from Figure 2c. Scenarios 1 and 2 are dominated by the chemical production while PHB extraction and catalytic oxidizer play a minor - but appreciable - role. Scenarios 3 and 4 show a more complex situation where there are three main contributors: chemical production; chemical recovery and catalytic oxidizer.

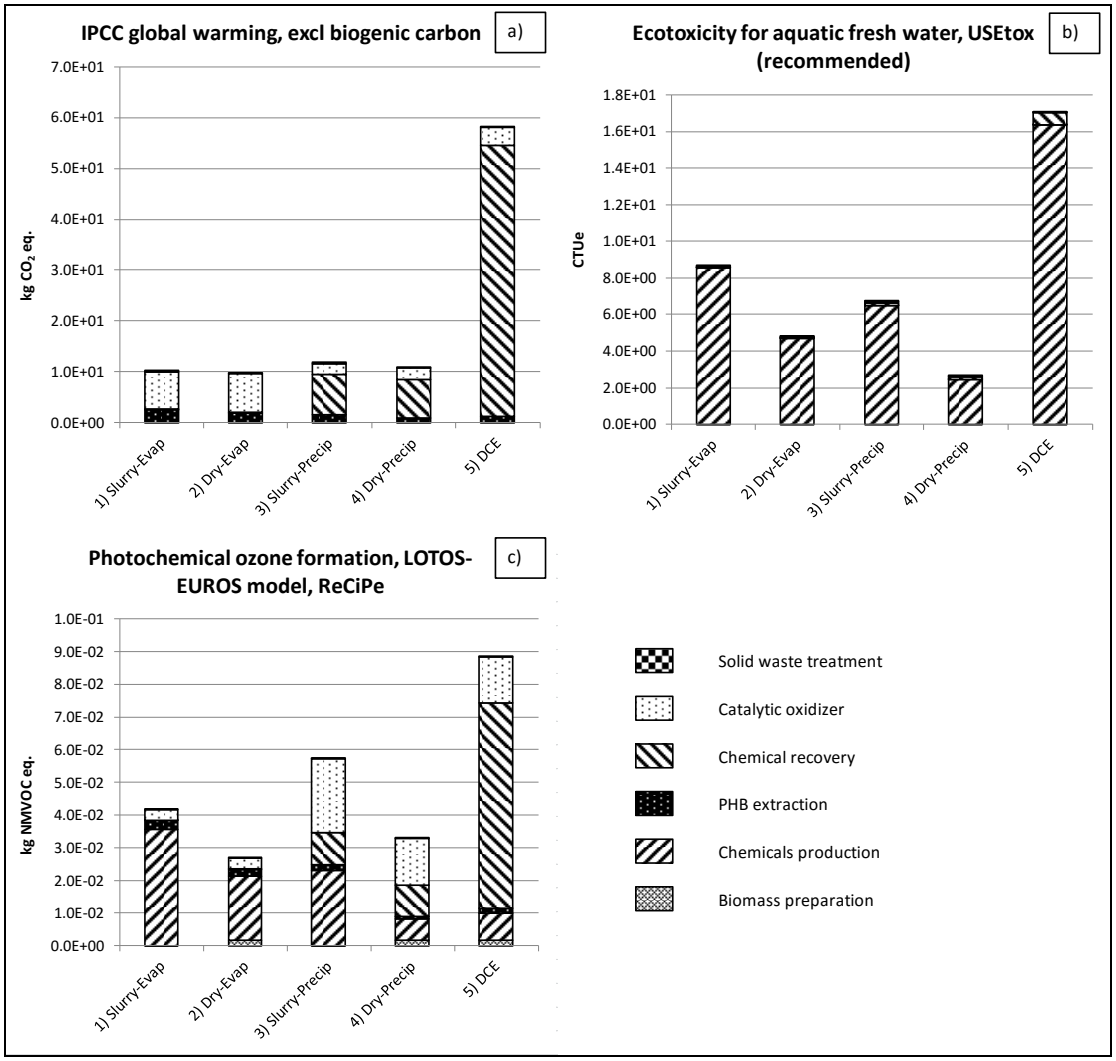


Figure 2: environmental performances of production processes based on the novel protocol considering two alternative ways of extraction of PHB (from microbial slurry and from dried biomass) and taking into account two different ways of polymer recovery (DMC evaporation and precipitation with EtOH)

4. Conclusions

The extraction of polyhydroxybutyrate through the DMC is more beneficial in a gate-to-gate life cycle assessment study than extraction process based on the use of halogenated hydrocarbons. Impacts in all other categories are lower for PHB from novel protocol than the one obtained using halogenated.

These findings encourage the research towards the application on pilot scale of the new protocol with the aim to verify the first results and study its possible economic and technical implications at the industrial production. The dominant contributions to the environmental burden in the production of PHB through DMC are the production of chemicals and the catalytic oxidizing of airborne effluents.

5. References

Baker, CGJ, McKenzie, KA, 2005. Energy consumption of industrial spray dryers. Drying Technology. 23, 365-386.

Bisio, A, Kabel, RL, 1985. Scale-up of chemical processes: conversion from laboratory scale tests to successful commercial size design, Wiley, New York.

Delledonne, D, Rivetti, F, Romano, U, 2001. Developments in the production and application of dimethylcarbonate. Appl Catal A-Gen. 221, 241-251.

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 Available at: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ (visited on March 2016)

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.

Ecoinvent Centre, 2012. Ecoinvent database. Available at: http://www.ecoinvent.org/database/database.html (2016)

EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical report 12.

European Bioplastic, 2015. Bioplastics facts and figures. Available at: http://www.corbion.com/media/203221/eubp_factsfigures_bioplastics_2013.pdf (March 2016)

European Chemicals Agency, 2010. Practical guide 4: how to report data waiving. Available at: https://echa.europa.eu/documents/10162/13655/pg_report_data_waiving_en.pdf (March 2016)

Harding, KG, Dennis, JS, von Blottnitz, H, Harrison, STL, 2007. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly-β-hydroxybutyric acid using life cycle analysis. Journal of Biotechnology, 130, 57-66.

Kujawski, W, 2000. Application of Pervaporation and Vapor Permeation in Environmental Protection. Polish Journal of Environmental Studies. 9, 13-26.

Morfino, A, 2009. Collection, production and analysis of the inventory data of the life cycle of the ionic liquid Bmim-BF_4 (in Italian). Dissertation, University of Bologna.

Neel, J, 1991. Introduction to pervaporation. Pervaporation membrane separation processes, Elsevier, Amsterdam.

Ojeda, T, 2013. Polymers and the Environment, in: Yılmaz, F (Ed.), Polymer Science, InTech.

Perry, RH, Green, DW, Maloney, JO, 1984. Perry's Chemical Engineers'Handbook, 6th ed. McGraw-Hill, New-York.

Righi S, Morfino A, Galletti P, Samorì C, Tugnoli A, Stramigioli C, 2011. Comparative cradle-to-gate life cycle assessments of cellulose dissolution with 1-butyl-3-methylimidazolium chloride and N-methyl-morpholine-N-oxide. Green Chem.13, 367-375.

Righi, S, Bandini, V, Fabbri, D, Cordella, M, Tugnoli A, Stramigioli C, 2016. Modelling of an alternative process technology for biofuel production and assessment of its environmental impacts, Journal of Cleaner Production http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.047

Samorì, C, Basaglia, M, Casella, S, Favaro, L, Galletti, P, Giorgini, L, Marchi, D, Mazzocchetti, L, Torri, C., Tagliavini, E, 2015. Dimethyl carbonate and switchable anionic surfactants: two effective tools for the extraction of polyhydroxyalkanoates from microbial biomass. Green Chem. 17, 1047-1056.

Senior, PJ, Wright, LF, Alderson, B, 1982. Extraction Process. U.S. Patent 4324907.

Sinnott, RK, 1993. Coulson and Richardson's Chemical Engineering, Volume 6, Pergamon, Oxford.

Tabone, MD, Cregg, JJ, Beckman, EJ, Landis, AE, 2010. Sustainability metrics: life cycle assessment and green design in polymers. Environ Sci Technol. 44, 8264-8269.

Thinkstep, 2015b. Available at:

http://www.gabi-software.com/databases/gabi-databases/professional/ (visited on March 2016)

US EPA, 2016. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

Zlokarnik M., 2002. Scale-up in chemical engineering, Wiley, Weinheim.

Early LCA analysis of 1,4-BDO produced by means of direct fermentation of sugars from wheat straw

Annachiara Forte[1], Amalia Zucaro[1], Riccardo Basosi[2], Angelo Fierro[1]

[1] Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II, Italy
[2] Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia, Universitá di Siena, Italy

Email: **anforte@unina.it**

Abstract

This study investigates the environmental performance of 1,4-butanediol from wheat straw feedstock (BDO-bio) in a hypothetic biorefinery regional scenario (Campania Region, Southern Italy). The aim of the study was to identify the hotspots along the production chain of this newly developed bio-based polymer and assess its potential benefits versus the reference conventional product (BDO-fossil). The lignocellulosic feedstock supply and the heat requirement at the biorefinery plant appeared the prevailing contributors to the total environmental impact of BDO-bio production. Comparison results revealed that BDO-bio offered a significant general reduction of the environmental impacts if compared to its fossil counterpart.

1. Introduzione

The European Union (EU) has recognized the bio-based sector as a priority area with high potential for: sustainable economy (lower dependency on fossil fuels), future growth, re-industrialization and societal challenges (COM 14 final, 2014). In this context bio-based polymers are defined as entirely or partly produced from biological feedstock, such as food crops, wood, grass and agricultural by-products. The 1,4-butanediol (BDO) is an organic compound commonly used as a solvent in industrial cleaners and in the manufacture of engineering plastics (e.g. polybutylene terephthalate, PBT), elastic fibers (e.g. spandex) and polyurethanes (e.g. car bumpers). The global demand of BDO is about 1.5 metric tons per year, with an average annual raise of about 4.5% (http://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/1-4-butanediol-market).
The historical dependence of BDO manufacturing on petroleum-based feeds has fostered the development of renewable BDO production processes due to the dwindling availability of fossil sources (Bibolet et al., 2011). In this context, BDO derived from renewable materials, such as wheat straw, is gaining increasing interest and is foreseen as an effective bio-based product to reduce CO_2 emissions and wider environmental impacts.

2. Methods

2.1 Goal and scope

A preliminary cradle-to-gate life cycle assessment was applied to a hypothetic regional scenario of bio-based BDO production from wheat straw (WS) in Campania Region (Southern Italy), which has recently undertaken a preliminary technical and economic feasibility study in the framework of the PON-Rec project "EnerbioChem". The study aimed to: (i) quantify impacts and key stages along the BDO-bio production chain; (ii) check the environmental performance

of BDO-bio against the fossil-based counterpart ("butane-1,4-diol, at plant" record, from EcoInvent database v.2.02). To this end, preliminary primary data about BDO-bio production via direct fermentation of sugars were gathered within the EnerbioChem project. Differently, a review of pertinent technical and scientific literature was carried out to: (i) check the local availability of wheat straw feedstock, (ii) identify the common agronomic practices for wheat cultivation in the regional context, (iii) retrieve material and energetic input for the industrial recovery of fermentable sugars from lignocellulosic feedstock (pre-treatment and enzymatic hydrolysis) and the energetic valorization of unconverted solids (US) inside the designed biorefinery system (electricity and heat production through combustion in a cogeneration plant).

Collected data were analyzed according to the LCA ISO 14040-44/2006, by means of SimaPro 8.0.3 software coupled with the ReCiPe (v.1.10, 2013) midpoint hierarchic impact assessment method. Impact categories analyzed were: Climate Change (CC), Ozone Depletion (OD), Terrestrial Acidification (TA), Freshwater Eutrophication (FE), Marine Eutrophication (ME), Photochemical Oxidant Formation (POF), Particulate Matter Formation (PMF), Water Depletion (WD), and Fossil Depletion (FD).

Impacts of wheat cultivation were allocated on economic basis between co-products, on the basis of 10-years averaged prices for grains and straw of durum and common wheat (statistics downloaded from regional chambers of commerce: http://www.av.camcom.gov.it/, http://www.fc.camcom.it/): 85% to grains and 15% to straw. System boundary, agricultural practices for feedstock cultivation and its further industrial processing steps toward BDO-bio are summarized in Fig. 1. The functional unit was set as 1 kg of BDO-bio.

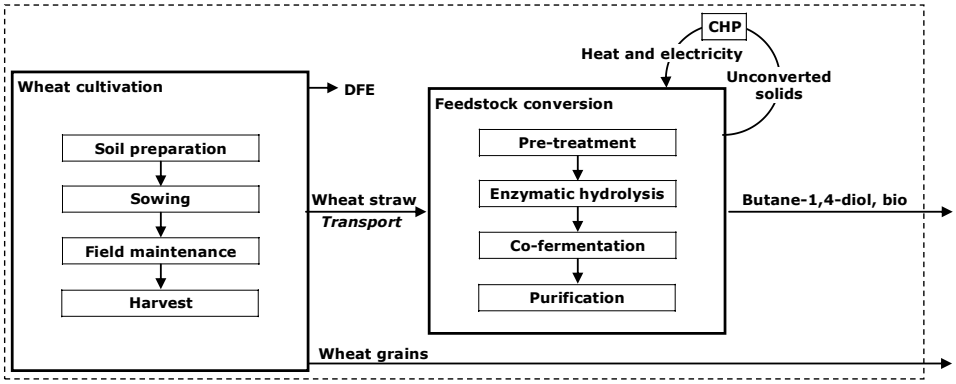


Figure 1: Analysed process related to the bio-based BDO production chain

A Monte Carlo (MC) analysis (function within SimaPro 8.0.3) was carried out to process the uncertainty data for the agronomic input and output as well as for the sugars fermentation efficiency and background inputs and emissions (for industrial process). The entire simulation was run 10000 times.

2.2 Inventory

2.2.1 Lignocellulosic feedstock cultivation

Best guess values and uncertainty range for agronomic foreground input and output related to WS cultivation were retrieved from regional technical specifications, statistics and pertinent scientific literature (Table 1).

Table 1: Best guess (BG) for yearly agronomic input and output of wheat cultivation. Lower and upper bounds (LB and UB, respectively) and type of applied distribution (D) are also reported

			Uncertainity range		
Input [a]	**Unit**	**BG**	**LB**	**UB**	**D**
Soil preparation:					
Tillage, ploughing	n. ha^{-1}	1	0	1	Triangolar
Tillage, harrowing	n. ha^{-1}	1	0	2	Triangolar
Sowing					
Wheat seeds	kg ha^{-1}	190	87	285	Triangolar
Sowing	n. ha^{-1}	1			
Triple superphosphate, as P_2O_5	kg ha^{-1}	0	0	70	Triangolar
Potassium sulphate, as K_2O	kg ha^{-1}	0	0	70	Triangolar
Urea, as N	kg ha^{-1}	20	0	26	Triangolar
Fertilising, by broadcaster	n. ha^{-1}	1	0	1	Triangolar
Field maintenance					
Urea, as N	kg ha^{-1}	80	60	104	Triangolar
Fertilising, by broadcaster	n. ha^{-1}	1	1	2	Triangolar
Tillage, currying, by weeder	n. ha^{-1}	1	0	2	Triangolar
Pesticide	kg ha^{-1}	0	0	1.6	Triangolar
Application of pesticide	n. ha^{-1}	0	0	2	Triangolar
Irrigation water	m^3 ha^{-1}	0	0	400	Triangolar
Harvest					
Combine harvesting	n. ha^{-1}	1			
Output					
Yields:					
Grain [b]	ton ha^{-1}	3.1	2.1	6.2	Uniform
Straw [c]	ton ha^{-1}	5.6	3.8	11.2	Uniform
Agronomic DFE [d]					
NH_3 volatilized	kg ha^{-1}	18.2	7.4	31.6	Uniform
N_2O, biogenic	kg ha^{-1}	0.4	0.2	2.8	Uniform
NO_3 leached	kg ha^{-1}	0.0	0.0	274.6	Uniform

CO_2 fossil from N- urea	kg ha^{-1}	157.0	30.0	204.1	Uniform
PO_4^{3-} runoff to surface water	kg ha^{-1}	0.0	0.0	0.5	Uniform
PO_4^{3-} leaching to ground water	kg ha^{-1}	0.0	0.0	0.2	Uniform
P runoff to surface water	kg ha^{-1}	0.0	0.0	0.1	Uniform

[a] From Regione Campania, 2014; http://cdp-agritansfer.entecra.it; Corbeels et al., 1999; Sestak et al., 2014; [b] From http://www.sin.it/portal/page/portal/SINPubblico; [c] Averaged straw-to-grain ratio (about 2) from Corbeels et al., 1999; ENEA, 2001; [d] DFE lower and upper bounds from the combined effect of fertilizers input variations and uncertainity ranges of emission factors: 10%-20% for NH_3-N volatilization factor, 0.08%-1% for N_2O-N emission factor, 0.79-1.57 for kg CO_2 fossil per kg applied urea-N, 0-5 ton yr^{-1} as soil erosion range (further details in Forte et al., 2015).

Direct field emissions (DFE) were computed according to the EcoInvent guidelines (Nemecek and Shnetzer, 2011), through the use, when possible, of site-specific pedo-climatic and crop growth data relative to the Mediterranean context.

2.2.2 Lignocellulosic feedstock industrial processing

The study assumed a regional short-distance supply scenario of the lignocellulosic feedstock to the biorefinery plant (70 km), (DM 2 marzo, 2010).

The WS composition was set as: 37% cellulose, 28% hemicellulose, 20% lignin, 5% ashes, 10% other organics/extractives (Volynets and Dahman, 2011).

Energy and material inputs for the pre-treatment (dilute acid) and saccarification (enzymatic hydrolysis) were secondary data retrieved from the EcoInvent database (v. 2.02) and pertinent scientific literature (Argonne, 2015). An average 74% recovery efficiency of total sugars after dilute sulfuric acid pretreatment and enzymatic hydrolysis was assumed (Volynets and Dahman, 2011). Preliminary primary data for energy and material (nutrients and chemicals) inputs along the fermentation and purification steps were available inside the framework of the EnerbioChem Project. Inputs and process efficiency at these stages represent sensitive industrial data. For this reason, all industrial processing data (foreground and background) were disclosed aggregated. Moreover, the entire outcome of the LCA analysis was referred to an averaged medium scenario of co-fermentation efficiency equal to 80% of the maximum stechiometric BDO-bio yield.

Table 2 summarizes input flows related to the whole conversion process, from wheat straw towards BDO-bio. Within the designed bio-refinery system, unconverted solids (as lignin residues, not hydrolyzed holocelluloses and not fermented sugars) are assumed to be combusted in a cogeneration heat and power plant (CHP) to produce electricity and heat.

Table 2: Data input/output for 1 kg of BDO-bio, related to the whole industrial phase: dilute sulfuric acid pretreatment, enzymatic hydrolysis, C5-C6 co-fermentation and BDO purification

Input	Amount	Unit measure
Water [a]	5.8	kg kg^{-1}_{BDO}
Sulphuric acid	0.06	kg kg^{-1}_{BDO}
Nutrients and organic chemicals [b]	0.3	kg kg^{-1}_{BDO}
Quicklime	0.05	kg kg^{-1}_{BDO}
Total energy consumption [c]	41	MJ kg^{-1}_{BDO}
Output		
BDO-bio	1	kg

[a] Net total amount, recycling included; [b] Sum of nutrients and organic chemicals linked to enzymatic hydrolysis and co-fermentation (i.e. ammonium sulphate, liquid ammonia, magnesium sulphate, etc.); [c] Sum of total electricity and heat required. The plant appeared self-sufficient (through combustion of US in CHP) for EE input; whilst an additional amount of 17 MJ of heat per kg BDO was required and assumed supplied to the system by natural gas burning.

According to unconverted solids characteristics (summarized in Table 3), the system might be self sufficient as far as the electricity input is concerned; whilst an additional amount of heat (assumed supplied by natural gas burning) would be necessary. Following the EcoInvent guidelines, inputs and output pollutant emissions related to the CHP were calculated by adapting the record “wood chips, burned in cogen 6400kWth, emission control” on the basis of dry matter, carbon and energy content of the analyzed unconverted solid.

Table 3: Characteristics of unconverted solids

Parameter	Amount	Unit measure
Dry matter input [a]	0.52	kg $kg^{-1}_{ws\ (db)}$
Carbon input, biogenic [a]	0.28	kg $kg^{-1}_{ws\ (db)}$
Energy input [b]	8.9	MJ kg^{-1}_{US}
Heat production [c]	20	MJ kg^{-1}_{BDO}
Electricity production [d]	2	kWh kg^{-1}_{BDO}

[a] According to biomass and C biogenic flows along the industrial processing steps, assuming an average C content in WS of 0.44 (https://www.ecn.nl/phyllis2/); [b] Gross calorific values for cellulose, hemicellulose and sugars derived from literature were converted to LHV through the Hartmann equation, assuming about 55% water content (% w/w) in US; [c] Assuming heat losses coefficients of 20% for boiler and 5% for heat exchanger; [d] Assuming efficiency of EE production close to 18%.

Background inventory data (i.e. extraction and treatment of raw materials, manufacturing process, transport, distribution, use phase and the final disposal) for machineries and infrastructures (linked to both feedstock cultivation stage and industrial biomass conversion) were retrieved from the EcoInvent product or process database (v. 2.02).

Other two fermentation efficiency scenarios were encompassed inside the uncertainity analysis: 100% (best-case) and 70% (worst-case) of the maximum stechiometric yield. The consequent effect on the total amount of available US to CHP (and the system energy balance) was also taken into account.

3. Results and discussion

According to renowned estimates (ENEA, 2001), about 55 kton yr^{-1} of wheat straw would be available in Campania Region, which could be further valorized inside integrated bio-energy chains. On the basis of this feedstock availability and on the efficiencies applied in the present study for sugars recovery and fermentation, the hyphotethical local biorefinery system might produce about 12 kton of bio-based BDO.

The supply of the lignocellulosic feedstock and the additional heat to the biorefinery plant appeared the prevailing contributors to the total environmental impact related to the production of BDO-bio (Fig.2). As a fossil energy source, natural gas input determined the greatest share for FD and CC, due to downstream fossil CO_2 emissions during gas burning.

It also affected OD, FE and WD, as a consequence of upstream emissions (bromochlorodifluoromethane and phosphate) and input (water) related to the gas supply chain. The impact of WS arised markedly as far as TA, ME and PMF were concerned. Specifically, about 92% of total WS environmental load in the above mentioned impact categories was shared by the sowing and the late fertilization events (24% and 68%, respectively). This result was mainly related to NH_3 DFE following urea application at sowing and field maintenance (about 70% and 90% respectively as average value for TA, ME and PMF).

The key role of volatilized ammonia was consistent with pertinent scientific literature which highlighted a relevant effect of reactive nitrogen field emissions on acidification and eutrophication impacts related to the biomass feedstock cultivation stage (Forte et al., 2015) and to total production chains from biomass feedstock towards fermentable sugars (Renouf et al., 2010) steam (Godard et al., 2013) and bioethanol (Bessou et al., 2013).

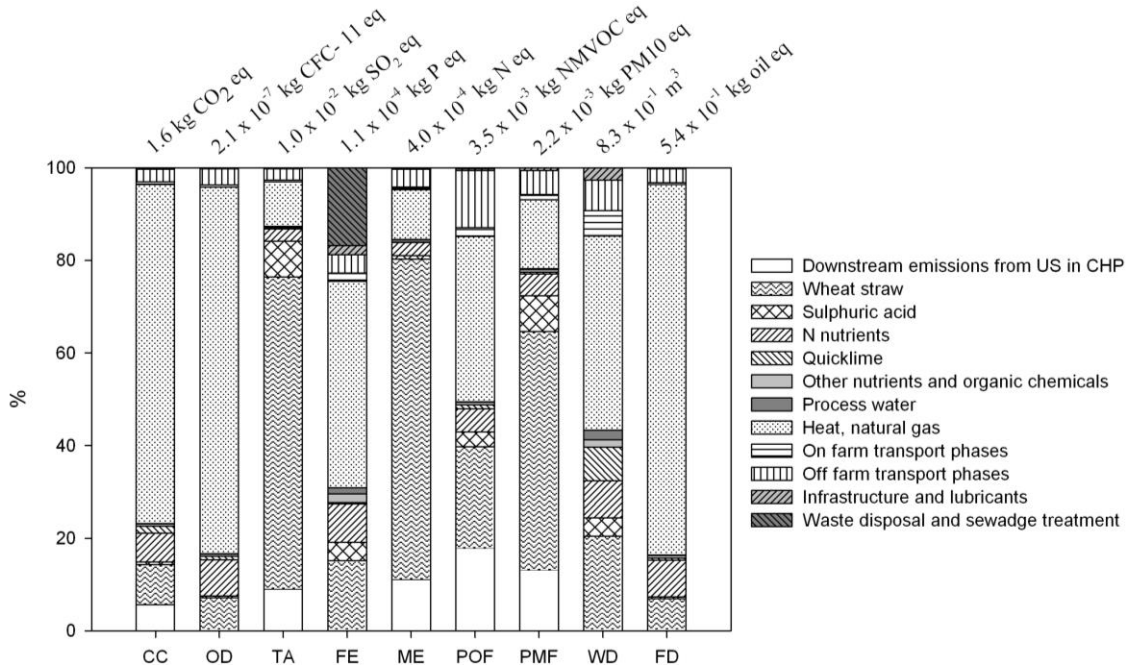


Figure 2: Characterization graph related to the production of 1kg of BDO-bio. Absolute values of impacts on top of each impact category

In Fig. 3, the environmental impact of BDO-bio was compared to the BDO-fossil, on the basis of similar system boundary and functional unit. The environmental load of BDO-bio resulted consistently lower as compared to BDO-fossil, whose impacts appeared driven by the formaldehyde and acetylene inputs (mainly for FE, ME and WD,) and the fossil (coal, oil and natural gas) energy sources (for CC, OD, TA and FD) (Argonne, 2015). The impacts of BDO-bio showed to be reduced by 91%, 71%, 65% and 63% for WD, FD, POF and CC, respectively. The highest and lowest benenefits where entailed by FE and TA (about 92% and 10%, respectively).

The climate mitigation potential appeared in line with results inherent to bio-compounds produced from corn stover-derived sugars (Adom et al, 2014). Specifically, according to the authors, cradle-to-grave GHG emission of the bio-based BDO resulted about 52% lower respect to the fossil-based counterpart. Similarly, Cok et al. (2014) found that succinic acid produced from corn-derived dextrose (through fermentation and crystallization) has a lower (by 67% to 92%) life-cycle GHG intensity than fossil-derived maleic, adipic, and succinic acids. However, most studies focused on the climate change impact; whilst the whole environmental performance of bio-based products has been less investigated. In this context, some contrasting findings arised.

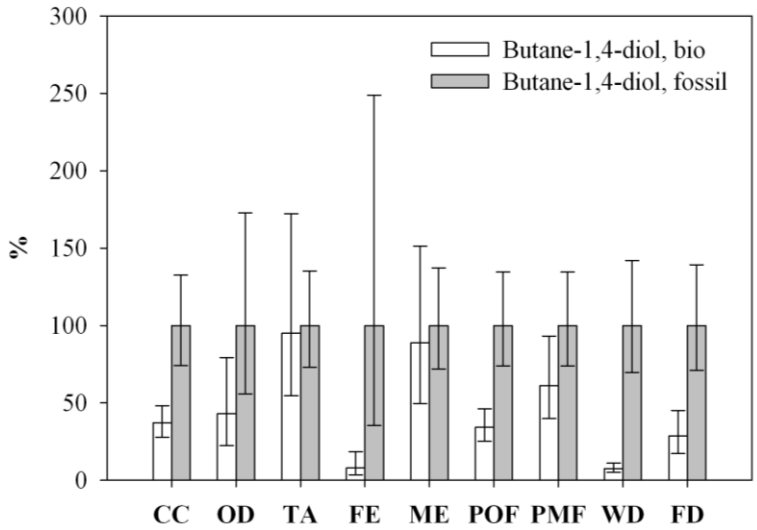


Figure 3: Comparison between bio and fossil BDO. The figure shows mean values and confidence interval (95%) from MC Analysis

According to Lammens et al. (2011), among four tested bio-chemicals from sugar beet vinasse, only one bio-based compound (pyrrolidone) showed a whole better environmental profile as opposite to the petroleum counterparts.

In the present study, BDO-bio benefits resulted more circumscribed for those impact categories highly affected by fertilization along the feedstock cultivation stage. This appeared in line with general results for bio-fuels, which exhibited acidification and eutrophication comparable (even higher) impacts respect to conventional fossil fuels, due to the cultivation stage (Morales et al., 2014). Indeed, the environmental benefits of BDO-bio in terms of CC, FE, POF, WD and FD mitigation, appeared significant also when taking into account uncertainties related to the whole production chains (Fig.3). As it relates to the BDO-bio, for these impact categories, the total variability appeared circumscribed and mainly shared by the uncertainty linked to the amount of additional heat required at the biorefinery plant. Differently, impact categories strictly affected by the feedstock cultivation (TA, ME and PMF) showed a greater variability, driven by the uncertainty entailed by the assumption inherent to the type and the number of needed agronomic practice and linked DFE.

4. Conclusions

The study highlighted significant environmental benefits for the hyphotetical bio-based BDO regional supply chain. It also pointed out critical elements of the whole production chain: lignocellulosic feedstock cultivation, as well as technical aspects of BDO-bio manufacturing process, related to conversion efficiencies and the external energy source to macth the additional heat required at plant (not covered by US combustion in CHP). Therefore, further ongoing analyses are aimed to evaluate other: feedstock materials, pre-treatment processes (i.e through organic acids) and energy sources (i.e wood chips at the CHP).

5. Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the projects no. 881/Ric, PON01_01966 “EnerbioChem”[3] and 713/Ric, PON03PE_00107_1 “BioPoliS”[4].

6. References

Adom, F, Dunn, JB, Han, J, Sather, N, 2014. Life-Cycle Fossil Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions of Bioderived Chemicals and Their Conventional Counterparts. Environ. Sci. Technol. 48, 14624−14631.

Argonne, 2015. Life-cycle Analysis of Bioproducts and Their Conventional Counterparts in GREET™. Report of the Argonne National Laboratory (http://www.anl.gov.; http://www.osti.gov/scitech/).

Bessou, C, Basset-Mens, C, Tran, T, Benoist, A, 2013. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. Int J LCA. 18 (2), 340-361.

Bibolet, ER,. Fernando, GE, Shah, SM, 2011. Renewable 1,4-Butanediol. Penn libraries University of Pennsylvania.

Cok, B, Tsiropoulos, I, Roes, AL, Patel, MK, 2014. Succinic Acid Production Derived from Carbohydrates: An Energy and Greenhouse Gas Assessment of a Platform Chemical toward a Bio-based Economy. Biofuels Bioprod. Biorefining. 8, 16-29.

Corbeels, M, Hofman, G, van Cleemput, O, 1999. Fate of fertilizer N applied to winter wheat growing on a Vertisol in a Mediterranean environment. Nutrient Cycling in Agro-ecosyst. 53: 249-258.

ENEA, 2001. Valutazione del potenziale energetico delle biomasse vegetali della regione Campania. Piano energetico della Regione Campania.

Forte, A, Zucaro, A, Fagnano, M, Bastianoni, S, Basosi, R, Fierro, A, 2015. LCA of Arundo donax L. lignocellulosic feedstock production under Mediterranean conditions. biomass and bioenergy. 73, 32- 47

Godard, C, Boissy, J, Gabrielle, B, 2013. Life-cycle assessment of local feedstock supply scenarios to compare candidate biomass sources. Glob Change Biol Bioenergy. 5, 16-29.

Lammens, TM, Potting, JP, Sanders, M, De Boer, IJM, 2011. Environmental Comparison of Biobased Chemicals from Glutamic Acid with Their Petrochemical Equivalents. Environmental Science and Technology. 45, 8521-8528.

Morales, M, Quintero, J, Conejeros, R, Aroc,a G, 2015. Life cycle assessment of lignocellulosic bioethanol: environmental impacts and energy balance. Renew Sustain Energy Rev. 42, 1349-61.

Nemecek, T, Shnetzer, J, 2011. Direct field emissions and elementary flows in LCIs of agricultural production systems. Updating of agricultural LCIs for EcoInvent data v3.0. Agroscope Reckenholz-Tanikon Research Station ART. p. 34.

Regione Campania, 2014. Disciplinari di produzione integrate. DGR n. 50 del 28/02/2014; http://www.agricoltura.regione.campania.it

Sestak, I, Mesic, M, Zgorelec, Z, Kisic, I, Basic, F, 2014. Winter wheat agronomic traits and nitrate leaching under variable nitrogen fertilization. Plant Soil Environ 60 (9), 394-400.

Volynets, B, Dahman, Y, 2011. Assessment of pretreatments and enzymatic hydrolysis of wheat straw as a sugar source for bioprocess industry. Int J Energy Environ 2 (3), 427-446.

[3]Integrated agro-industrial chains with high energy efficiency for the development of eco-compatible processes of energy and biochemicals production from renewable sources and for the land valorization;

[4]Development of green technologies for production of BIOchemicals and their use in preparation and industrial application of POLImeric materials from agricultural biomasses cultivated in a sustainable way in Campania region

Gestione e trattamento dei rifiuti



Analisi LCA di un possibile scenario di riuso delle apparecchiature elettriche ed elettroniche dismesse: il progetto WEEENMODELS

Martina Pini, Rita Gamberini, Francesco Lolli, Paolo Neri, Bianca Rimini, Alessandra Signori, Anna Maria Ferrari

Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria
Università di Modena e Reggio Emilia, Via Amendola 2
42100 Reggio Emilia

Email: annamaria.ferrari@unimore.it

Abstract

Il sistema europeo di raccolta dei rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE) ha introdotto misure volte a incentivare la separazione dei RAEE da preparare per il riutilizzo. Obiettivo dello studio, svolto nell'ambito del progetto LIFE12 ENV/IT001058 – "WEEENMODELS", è la valutazione ambientale di un possibile scenario di riuso di apparecchiature elettriche ed elettroniche dismesse e l'elaborazione di un calcolo approssimato per valutare gli effetti locali e indoor delle emissioni da esso generate.

1. Introduzione

I rifiuti sono ormai da anni al centro di tematiche politico-ambientali nazionali ed internazionali. Una gestione scorretta e inadeguata dei rifiuti può provocare danni all'ambiente e all'uomo. Per questo motivo negli ultimi anni l'Europa ha promosso ed integrato una serie di normative inerenti a questo importante argomento, con lo scopo di ottimizzare l'impatto ambientale, economico e sociale del ciclo di vita dei rifiuti e garantire uno sviluppo sostenibile.

La nuova direttiva europea sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (Direttiva 2012/19/UE) rafforza l'opportunità di crescita sostenibile con obiettivi e vincoli che stimolano una virtuosa chiusura del ciclo delle risorse. Essa nasce con l'obiettivo di chiarire concetti chiave quali le definizioni di rifiuto, recupero e smaltimento, al fine di promuovere la prevenzione del rifiuto, nonché un approccio gestionale basato sullo studio del ciclo di vita di materiali e prodotti, anziché considerare la sola fase in cui questi diventano rifiuti. Obiettivo della direttiva è promuovere il concetto del valore del rifiuto nonché della necessità di ridurre gli impatti sull'ambiente anche per tutte le attività che caratterizzano il periodo successivo alla conversione di prodotti e materiali in rifiuti. Infine, la direttiva mira a promuovere il riuso di materiali e prodotti generatisi dopo un processo di trattamento di un rifiuto, invitando peraltro la definizione di obiettivi quantitativi da raggiungere. Da queste premesse nasce il progetto WEEENMODELS (LIFE12 ENV/IT001058), la cui finalità è la creazione di un nuovo modello di gestione delle apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE). Gli obiettivi del progetto vanno dall'implementazione del networking, in modo da accrescere il ruolo strategico di distributori e trasportatori, allo sviluppo

dell'eco-business. Punto chiave a sostegno del progetto è che un corretto riutilizzo dei RAEE permetterebbe di creare nuove opportunità di lavoro, come già avviene in altri paesi che hanno intrapreso politiche di questo tipo.

In Italia ogni anno vengono prodotte circa 230 mila tonnellate di rifiuti derivanti da RAEE, corrispondenti ad una produzione media pro capite di 3,81 kg all'anno (Centro di Coordinamento RAEE, 2014).

La Commissione Europea ha affermato esplicitamente che gli Stati Membri devono privilegiare il reimpiego di apparecchi interi e ha cercato, a tale scopo, di incoraggiare lo sviluppo di attività quali il ricondizionamento, la riparazione e il reimpiego delle apparecchiature elettriche ed elettroniche (AEE), che prolungano la durata dei prodotti e dei componenti usati, garantendone la re-immissione sul mercato (OCSE, 2011).

Il presente studio si propone di valutare, mediante la metodologia LCA, l'impatto ambientale di un possibile scenario di riuso di apparecchiature elettriche ed elettroniche (AEE) dismesse nella Provincia di Reggio Emilia considerando l'effetto di differenti confini del sistema. Nell'ambito dello studio è stata inoltre effettuata l'analisi comparativa tra prodotti riusati e prodotti nuovi equivalenti ed è stato elaborato un possibile metodo di calcolo delle emissioni locali e indoor, creato a partire dal metodo Eco-indicator 99 e Gaussian Plume Modeling (Allen et al. 2005), un modello stazionario impiegato per la simulazione della dispersione degli inquinanti in aria emessi da un camino.

2. Analisi LCA del riuso di AEE

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Obiettivo dello studio è la valutazione del danno ambientale derivante dalle operazioni necessarie per ricondizionare un'apparecchiatura elettrica o elettronica dismessa. La funzione del sistema è permettere ad un prodotto elettrico o elettronico dismesso di essere riusato, con un conseguente allungamento del suo tempo di vita. Per ogni tipologia di RAEE è stato scelto un prodotto rappresentativo assumendo che esso produca per unità di peso lo stesso danno degli altri. In particolare sono stati scelti i seguenti prodotti: frigorifero (R1), lavatrice (R2), LCD (R3), laptop (R4) e lampada a fluorescenza (R5) (Ardente et al. 2014; Park et al. 2006; Williams et al., 2011). Di ciascun prodotto si considera la massa che viene conferita nei centri di raccolta della Provincia di Reggio Emilia in un giorno, mentre le percentuali dei prodotti che per ogni tipologia vengono ricondizionati per il riuso sono stati stimati e assunti come parametri (Regione Emilia Romagna, 2014). I componenti dei prodotti sostituiti, riportati in Tabella 1, sono stati scelti secondo il criterio della fattibilità e della convenienza economico/ambientale. Le Unità Funzionali dello studio sono le masse di AEE che si suppone vengano riusate. I confini del sistema, riportati in Figura 1, vanno dal conferimento del prodotto dismesso al fine vita dello stesso. Essi comprendono il conferimento, la selezione, il recupero (la riparazione del prodotto, ovvero la sostituzione dei componenti rotti con componenti nuovi), la vendita, l'uso e lo smaltimento dei prodotti dismessi. Il

tempo di vita per un prodotto riusato si suppone essere pari alla metà del tempo di vita di un prodotto equivalente di nuova produzione. l'analisi fa riferimento a dati primari e di letteratura, alla banca dati Ecoinvent (Ecoinvent Database, 2009) e alla banca dati del gruppo di lavoro dell'Università di Modena e Reggio Emilia (frutto di precedenti studi LCA). I dati primari utilizzati comprendono il flusso di RAEE dismessi, raccolti dal Centro di Coordinamento RAEE e i componenti mediamente sostituiti per permettere il riuso, ottenuti attraverso interviste dirette a rivenditori e tecnici del settore. In particolare, dai dati raccolti è emerso che nella provincia di Reggio Emilia vengono dismessi 2626734 kg di RAEE, dei quali 591839 kg (1621 kg al giorno) sono R1, 856842 kg (2347 kg al giorno) sono R2, 664703 kg (1821 kg al giorno) sono R3, 490987 kg (1345 kg al giorno) sono R4 e 22363 kg (61.27 kg al giorno) sono R5. In ottica di ottimizzare e massimizzare la frazione di AEE riusabile è stato scelto il 70% come percentuale di riutilizzo.

Tabella 1: Componenti sostituiti nei cinque prodotti tipo considerati

Prodotto	**Componente sostituito**	**Peso del componente (kg)**
Laptop (R4)	- Alimentatore - Hard Disk	0.36 0.10
LCD (R3)	- Scheda video	0.08
Lampada a fluorescenza (R5)	- Condensatori (2)	0.01
Frigorifero (R1)	- Termostato - Compressore - Liquido refrigerante	0.03 9.00 0.37
Lavatrice (R2)	- Scheda elettronica - Pompa di scarico - Filtro	0.10 15.00 0.03

L'analisi è stata condotta utilizzando il codice di calcolo SimaPro 8.0.4. La valutazione dell'impatto ambientale è stata effettuata con il metodo Impact 2002+ (Jolliet et al. 2003) che considera la diffusione delle emissioni a livello continentale. Sono state introdotte alcune modifiche al metodo tra le quali:

- nella categoria Mineral Extraction sono state introdotte le seguenti risorse: Silver, in ground, Silver, 0,001%, in crude ore, in ground, Lithium, in ground, Gravel, in ground, Sand, in ground, Bromine, in ground e diverse tipologie di acque di falda presenti nella categoria d'impatto Minerals del metodo Eco-Indicator99.
- nella categoria Land occupation sono state aggiunte le voci di Transformation from e Transformation to dei terreni corrispondenti alle relative voci di Occupation, già contemplate dal metodo, così come è riportato nel modello EPS 2000 (Steen, 2000).

- È stata introdotta la categoria di impatto Occupazione che considera il Numero di occupati, con fattore di caratterizzazione 1 p/p, e la categoria di danno Aumento del tasso di occupazione,

Per quanto riguarda il calcolo approssimato delle emissioni locali e indoor, si è utilizzata la procedura che il metodo Eco-indicator 99 (Goedkoop et al. 2001) adotta per il calcolo dei fattori di danno, attribuendo tali emissioni ad un'area emittente pari a 1 km^2 per le emissioni locali e a 400 m^2 per quelle indoor (superficie del capannone per il quale è stata valutata l'emissione indoor).

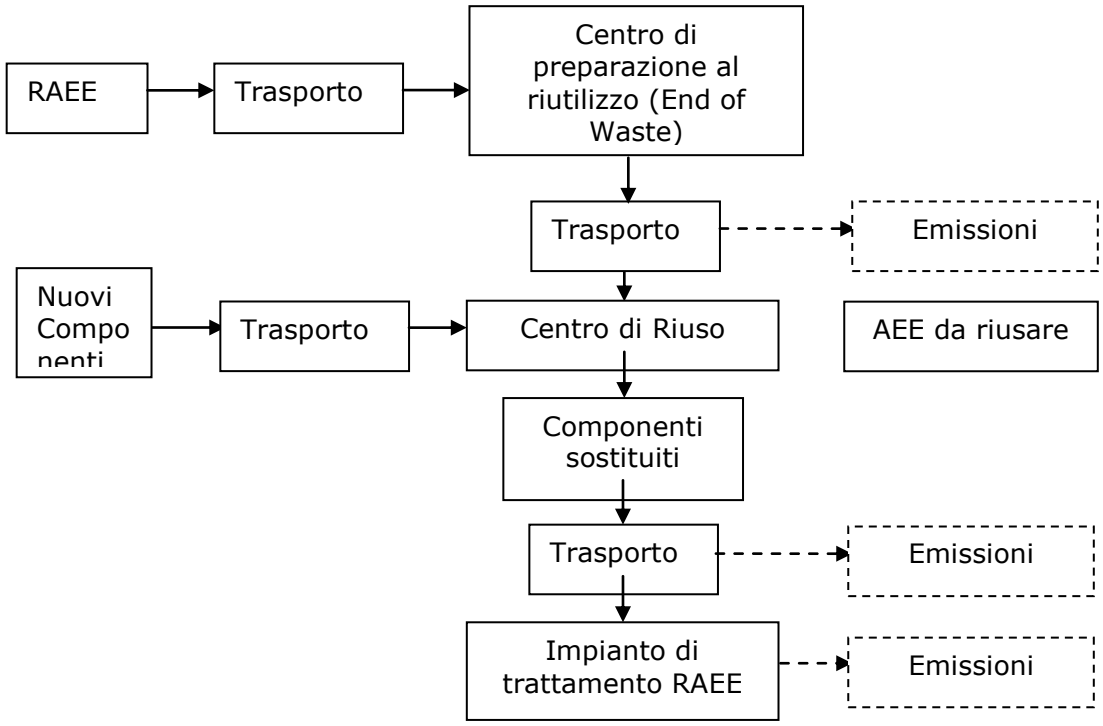


Figura 1: Flow Chart del sistema Riuso delle AEE della Provincia di Reggio Emilia

2.2. Valutazione di impatto ambientale del processo di riuso delle AEE

L'analisi LCA del processo di riuso delle AEE, riportata in Figura 2, ha evidenziato un danno totale pari a 6,5756 Pt al quale contribuiscono principalmente i processi di riparazione del laptop e dell'LCD, a causa dei componenti sostituiti. Questo risultato conferma che nel caso del riuso il maggior danno è dovuto alla produzione dei componenti nuovi, piuttosto che al fine vita di quelli sostituiti. La categoria di danno maggiormente coinvolta è Human health (per il 48,27%), dovuto soprattutto a Respiratory inorganics **(**40.14% del danno in Human Health) e, in particolare, alle emissioni in aria di *Sulfur dioxide*, *Particulates <2.5μm* e *Nitrogen oxides*, generati nella produzione dei componenti sostituiti. Il numero degli occupati per l'attività dl riuso è di 288 unità, a cui corrisponde un vantaggio pari a -1,1221918E-5 Pt.

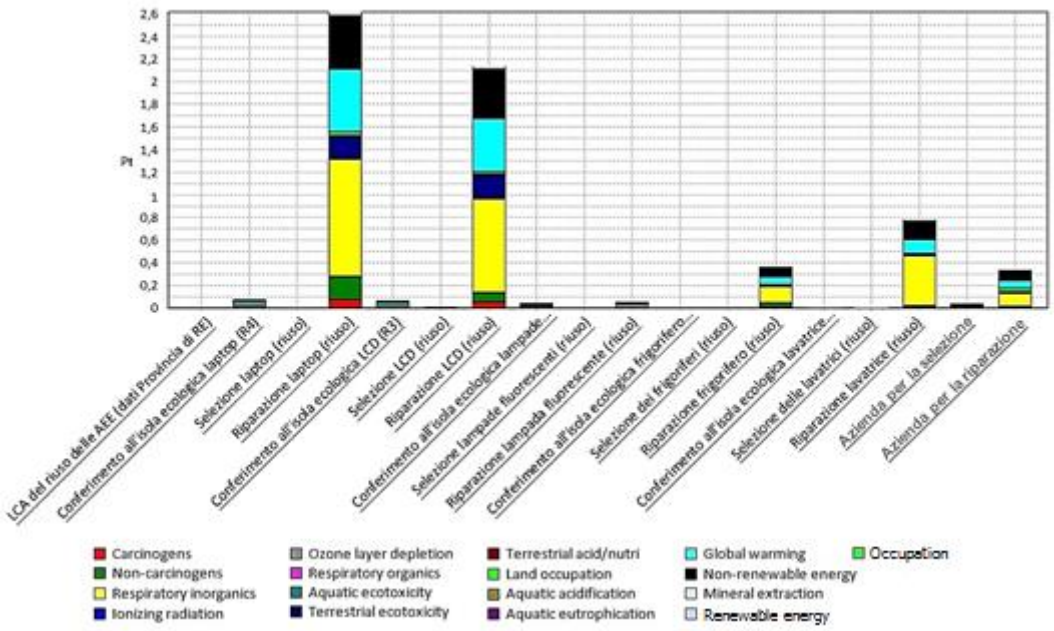


Figura 2: Valutazione del processo di riuso delle AEE

2.3. Confronto tra nuova produzione e riuso

L'analisi comparativa tra un prodotto nuovo e uno ricondizionato avente le stesse funzioni principali è stata effettuata considerando, per il ciclo di vita del prodotto nuovo, i seguenti processi:

- Produzione del prodotto nuovo;
- Uso del prodotto nuovo: consumo in termini di energia, acqua, ecc.;
- Fine vita del prodotto nuovo.

e per il ciclo di vita del prodotto riusato i processi seguenti:

- Conferimento al centro di preparazione al riutilizzo del prodotto dismesso;
- Selezione dei prodotti dismessi per determinare quali siano riutilizzabili;
- Riparazione dei prodotti riutilizzabili;
- Fine vita dei componenti sostituiti;
- Uso del prodotto riusato: consumo in termini di energia, acqua, ecc.

In entrambi i casi è stato utilizzato il modello di allocazione "Allocation Default" che nei processi multi-output attribuisce tutto il danno generato alla funzione. Dal confronto tra i prodotti usati e quelli nuovi (Figura 3) è emerso che il prodotto riusato è di minor impatto nel caso di laptop (-39,29% del nuovo), LCD (-34,43% del nuovo) e lavatrice (-9,04% del nuovo). Ciò avviene soprattutto perché la produzione di un prodotto nuovo genera un danno maggiore rispetto a quello causato dalla produzione di due componenti nuovi da sostituire nei prodotti riusati.

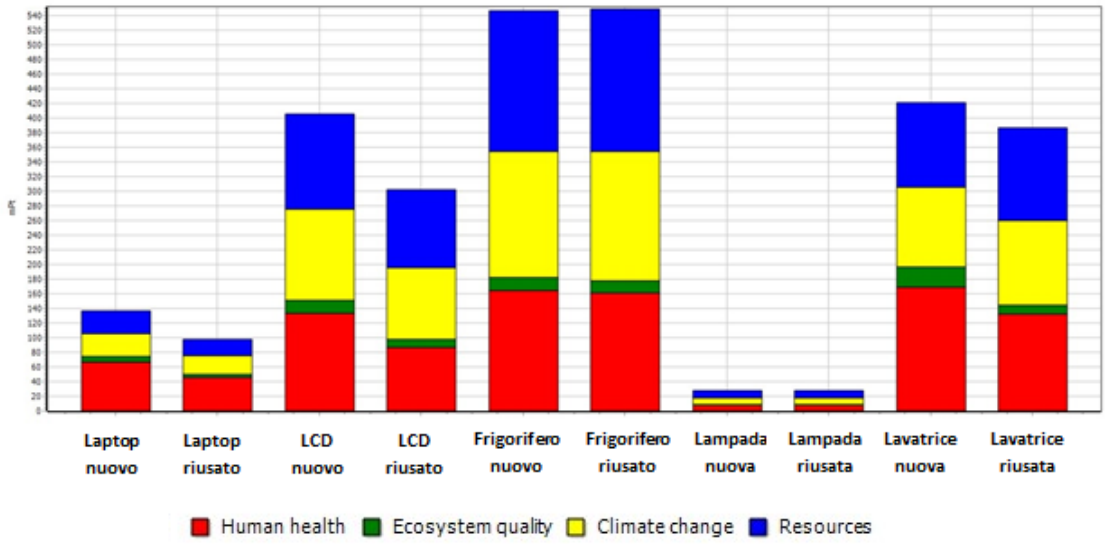


Figura 3: Valutazione del confronto tra prodotti nuovi e riusati

Nel caso del frigorifero (+0,45% del nuovo) e della lampada a fluorescenza (+1,06% del nuovo), invece, il prodotto riusato è di maggior impatto a causa rispettivamente della minor energia necessaria per il funzionamento del prodotto nuovo e al trasferimento del prodotto riusato al centro di preparazione al riutilizzo. Risultano quindi discriminanti, nella valutazione del danno ambientale, il numero e l'importanza dei componenti sostituiti e, in generale, il maggiore consumo di energia elettrica da parte del prodotto riusato.

2.4. Calcolo approssimato delle emissioni locali e indoor

Il presente studio si è posto infine l'obiettivo di elaborare e applicare un possibile metodo di calcolo delle emissioni locali e indoor, creato a partire dal metodo Eco-indicator 99 e dal Gaussian Plume Modeling, un modello stazionario impiegato per la simulazione della dispersione degli inquinanti in aria emessi da un camino.

Il damage factor locale (DF_{loc}), espresso in DALY/kg, è stato calcolato dividendo il damage factor di Eco-indicator 99 della sostanza considerata, (DF_{EI99}), per i parametri da esso utilizzati, ovvero fate factor (FF_{EI99}) e densità di popolazione (PD_{EI99}), e moltiplicando il valore così ottenuto per i parametri calcolati per il nostro caso di studio, ovvero fate factor locale (FF_{loc}) e densità di popolazione locale (PD_{loc}).

$$DF_{loc} = DF_{EI99} \cdot FF_{loc} \cdot PD_{loc} / FF_{EI99} / PD_{EI99}$$

Dove $FF_{loc} = C_{loc} / E_{loc}$ è il fate factor locale, in cui E_{loc} è l'emissione locale (area emittente ipotizzata pari ad 1 km^2) calcolata attraverso le formule tratte da Eco-indicator 99 e C_{loc} è la concentrazione locale, calcolata con le formule tratte dal Gaussian Plume Modeling. Analogamente si ricava il damage factor indoor considerando un'area emittente pari a 400 m^2.

Il calcolo approssimato è stato applicato ai sottoprocessi di maggior impatto del fine vita dei componenti elettronici che si è ipotizzato di sostituire nei diversi prodotti tipo considerati. Le corrispondenti emissioni moltiplicate per la massa di materiale trattato hanno permesso di determinare l'emissione giornaliera totale (E_{tot}). Il danno totale del processo (Tabella 2), calcolato per la sola categoria di danno *Human Health* e ottenuto sommando il danno totale locale ($DF_{loc} \cdot E_{tot}$) con il danno totale indoor ($DF_{ind} \cdot E_{tot}$) corrisponde a 2,2967E-3 DALY/g, di cui 2,16614E-5 DALY/g dovuto alle emissioni locali e 2,27503E-3 DALY/g dovuto alle emissioni indoor. Oltre la metà del danno totale è attribuita a Respiratory inorganics.

Tabella 2: Danno prodotto dai sottoprocessi considerati, suddiviso per categoria di impatto (Human Health) e per tipologia di emissione (locale e indoor)

		Sottoprocessi			
		Electronics scrap {SE}| treatment of, metals recovery in copper smelter | Alloc Def, U		Waste electric and electronic equipment {GLO}| treatment of, shredding | Alloc Def, U	
	Impact category	Locale [DALY/g]	Indoor [DALY/g]	Locale [DALY/g]	Indoor [DALY/g]
Human health	**Carcinogens**	1,0780E-06	1,1321E-04	3,4562E-06	3,6299E-04
	Non-carcinogens	7,4886E-09	7,8649E-07	4,9183E-06	5,1654E-04
	Respiratory organics	3,2627E-11	3,4267E-09	0,0000E+00	0,0000E+00
	Respiratory inorganics	1,2202E-05	1,2815E-03	0,0000E+00	0,0000E+00
	Danno totale	2,2967E-3 DALY/giorno			

3. Conclusioni

È importante sottolineare che nel presente studio non si è tenuto conto di alcuni aspetti che possono giocare un ruolo importante a favore dell'usato. Nel possibile scenario di riuso delle AEE, si potrebbe considerare una maggiore durata di vita dei prodotti riusati e la sostituzione dei componenti guasti con componenti riusati. Inoltre, sarebbe necessario considerare le criticità associate ai nuovi prodotti, come una minore durata dei componenti e una minore possibilità di disassemblaggio. Le AEE di recente produzione, infatti, sono sempre più progettate assemblando blocchi di componenti difficilmente separabili. Ciò comporta, in caso di rottura del singolo componente, la sostituzione di intere parti di prodotto. Spesso il costo per la sostituzione di un componente è molto vicino al prezzo d'acquisto di un prodotto nuovo e il consumatore tende a preferire quest'ultimo perché più conveniente.

Il presente studio suggerisce un approccio preliminare per introdurre nel codice di calcolo anche le problematiche connesse alle emissioni indoor e locali, oltre che a quelle europee.

4. Ringraziamenti

Questa ricerca è stata finanziata dal progetto LIFE12 ENV/IT001058 WEEENMODELS - Waste Electric and Electronic Equipment - New Model for Logistic Solutions (per maggiori dettagli consultare il sito web http://www.weeenmodels.eu/).

5. Bibliografia

Allen D., Durrenberger V.C. 2005. Gaussian Plume Modeling. Chemical Engineering 357, 1-35.

Ardente F., Mathieux F. 2014. Environmental assessment of the durability of energy-using products: method and application". Journal of Cleaner Production 74, 62–73.

Centro di Coordinamento RAEE, 2014. Rapporto Annuale 2014 - Ritiro e trattamento dei rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche in Italia nel 2014.

Goedkoop M., Spriensma R., (2001). The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology Annex.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R. 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. Int. J. LCA 8(6), 324-330.

LIFE12 ENV/IT001058 WEEENMODELS - Waste Electric and Electronic Equipment - New Model for Logistic Solutions. http://www.weeenmodels.eu/

OCSE, 2011. Resource Productivity in the G8 and the OECD.

Park P.J., Lee K.M., Wimmer W. 2006. Development of an environmental assessment method for consumer electronics by combining top-down and bottom-up approaches. International Journal of Life Cycle Assessment 11, 254–264.

Regione Emilia-Romagna e ARPA Emilia Romagna 2014. Report 2014: la gestione dei rifiuti in Emilia-Romagna.

Steen B, 2000 EPS A systematic approach to environmental priority strategies in product development. Models and data of the default method. Version 2000. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems.

Williams E., Babbitt C., Matthews S.H., Weber C. 2011. Comment on Comparative assessment of life cycle assessment methods used for personal computers. Environmental Science and Technology 45, 7096–7097.

Impatti ambientali di un processo idrometallurgico per il trattamento di rifiuti elettronici: caso studio LCA

Elena Maria Iannicelli-Zubiani[1], Martina Irene Giani[1], Francesca Recanati[2], Giovanni Dotelli[1], Cinzia Cristiani1

[1]Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta", Piazza Leonardo Da Vinci 32, 20133 Milano, Italy
[2]Politecnico di Milano, Dipartimento di Elettronica, Informazione e Bioingegneria, Via Ponzio 34/5, 20133 Milano, Italy

Email: **elenamaria.iannicelli@polimi.it**

Abstract

Nell'ambito del progetto "E-waste – Il ciclo intelligente" è stato progettato un impianto pilota per il trattamento di piccoli RAEE (rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche). Il processo segue la processistica idrometallurgica, basandosi su due diverse fasi di lisciviazione, in acido nitrico e in acqua regia, seguite da processi di elettrodeposizione ed adsorbimento per il recupero di rame, argento, oro, nichel e stagno. L'obiettivo del presente studio è la valutazione degli impatti ambientali legati a tale processo attraverso la metodologia Life Cycle Assessment (LCA). L'approccio considerato è dalla culla al cancello, ossia dalla fase di raccolta dei RAEE al recupero dei metalli secondari ottenuti dall'impianto pilota. I risultati generati dal software SimaPro utilizzando il metodo CML-IA dimostrano che la lisciviazione in acido nitrico è la fase maggiormente impattante (dal 40% all'80%), seguita dalle fasi di adsorbimento.

1. Introduzione

Generalmente i rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE) sono considerati solo rifiuti o eventualmente un problema ambientale. Si stima che oggigiorno ciascun cittadino appartenente a Paesi UE produca circa 17 kg di RAEE l'anno, con un incremento previsto a 24 kg entro il 2020 (EU, 2012). In realtà, poiché al loro interno i RAEE contengono, tra le altre cose, metalli preziosi e terre rare, il loro recupero potrebbe creare diverse opportunità connesse alle tre dimensioni della sostenibilità: economica, ambientale e sociale.

Da un punto di vista tecnologico il riciclo dei RAEE può essere suddiviso in tre fasi principali (Cui e Zhang, 2008): smontaggio, pre-trattamento e raffinazione. Quest'ultima fase è realizzata utilizzando tecniche metallurgiche che possono essere di diversa tipologia: pirometallurgiche, idrometallurgiche o biometallurgiche.

I processi pirometallurgici consistono nel bruciare in un forno o in un bagno fuso gli scarti frantumati in modo da rimuovere le materie plastiche. La maggior parte dei metodi che utilizzano una processistica pirometallurgica dei rifiuti elettronici sono però caratterizzati dai seguenti limiti: la presenza di ritardanti di fiamma alogenati nell'alimentazione può portare alla formazione di diossine; le componenti in ceramica e in vetro aumentano la quantità di scorie; il recupero di energia e l'utilizzo di componenti organici come riducenti sono tecnologie

utilizzate ancora molto raramente in questo campo; la separazione dei metalli che può essere ottenuta mediante pirometallurgia è solo parziale, necessitando quindi ulteriori trattamenti idrometallurgici e/o elettrochimici (Cui e Zhang, 2008).

Le tecniche biometallurgiche che prevedono l'utilizzo di processi microbici per l'estrazione dei metalli sono oggigiorno applicate nel recupero di terre rare, rame, nichel, cobalto, zinco, oro e argento. Seppur caratterizzate da vantaggi in termini sia di efficienza energetica sia di protezione ambientale, sono ancora limitate a scala di laboratorio a causa delle basse efficienze e degli alti tempi di reazione (Cui e Zhang, 2008).

Il settore di ricerca più promettente nel recupero di metalli da rottami elettrici ed elettronici è l'idrometallurgia. Confrontando quest'ultima tipologia di processo con la pirometallurgia e la biometallurgia, si rileva come la processistica idrometallurgica sia più prevedibile e più facilmente controllabile (Iannicelli Zubiani et al., 2015). È inoltre caratterizzata da impatti ambientali di minore entità rispetto alla pirometallurgia e da efficienza maggiore, da tempi di reazione minori e volumi ridotti rispetto alla biometallurgia. Le fasi principali di un processo a umido consistono in una serie di lisciviazioni acide o alcaline di materiale solido. Le soluzioni sono poi sottoposte a procedure di separazione e purificazione (ad esempio precipitazione delle impurità, estrazione con solvente, adsorbimento, scambio ionico, elettroraffinazione, cristallizzazione) in modo da isolare e concentrare i metalli d'interesse (Cui e Zhang, 2008; Iannicelli Zubiani et al., 2015).

In quest'ottica la processistica idrometallurgica è stata selezionata per la progettazione di un impianto pilota per il trattamento di piccoli RAEE nell'ambito del progetto "E-waste – Il ciclo intelligente". Il trattamento prevede due diverse fasi di lisciviazione, in acido nitrico e in acqua regia, seguite da processi di elettrodeposizione e adsorbimento utilizzando carboni attivi modificati, in modo da recuperare rame, oro, argento, nichel e stagno. L'obiettivo del presente studio è valutare, mediante metodologia LCA, l'impatto ambientale associato all'impianto pilota, in modo da sfruttare i risultati ottenuti in fase di scale-up, dalla progettazione alla realizzazione dell'impianto stesso.

2. Materiali e metodi

2.1 Caratterizzazione dei RAEE

Le schede elettroniche dei telefoni cellulari, a causa dell'alto contenuto di metalli e della elevata produzione e sostituzione di questa tipologia di apparecchiatura (Arshadi e Mousavi, 2015), sono il materiale selezionato per il trattamento nell'impianto pilota. La composizione metallica è riportata in Tabella 1: il rame è l'elemento più concentrato; il nichel e lo stagno sono presenti in quantità elevate; i metalli preziosi sono presenti in tracce; il ferro, il cromo, lo zinco e le terre rare (non riportati) sono presenti in piccole percentuali trascurabili rispetto agli altri elementi menzionati.

Tabella 1: composizione metallica dei rifiuti di cellulari

Sn (kg/t)	Cu (kg/t)	Ni (kg/t)	Ag (kg/t)	Au (kg/t)
5.38	789.67	38.33	0.11	0.16

2.2 Metodologia LCA: definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

La metodologia LCA osserva e analizza un prodotto nell'arco del suo intero ciclo di vita al fine di valutarne l'impatto ambientale (ISO, 2006a, b).

L'obiettivo del presente studio è la valutazione degli impatti ambientali associati al trattamento delle schede elettroniche dei cellulari mediante idrometallurgia, col fine ultimo del recupero dei metalli preziosi. L'analisi segue la metodologia definita dalle norme ISO 14040 e 14044 ed è eseguita utilizzando il software SimaPro 8 adottando una prospettiva dalla culla al cancello.

2.3 Unità funzionale e confini del sistema

100 kg di schede elettroniche di cellulari in ingresso all'impianto pilota sono l'unità funzionale adottata nel presente studio, nonché il flusso di riferimento. L'approccio adottato è dalla culla al cancello, vale a dire dalla raccolta dei RAEE entranti nel centro di raccolta fino alla produzione di metalli secondari ottenuti tramite il trattamento idrometallurgico. È stato ipotizzato che i rifiuti non abbiano alcun carico ambientale al momento della consegna al centro di raccolta: questa scelta è in linea con l'approccio di solito utilizzato in LCA nel caso di trattamento di rifiuti (Ekvall et al., 2007). I confini del sistema e tutte le unità di processo (UP) coinvolte sono illustrati in Figura 1.

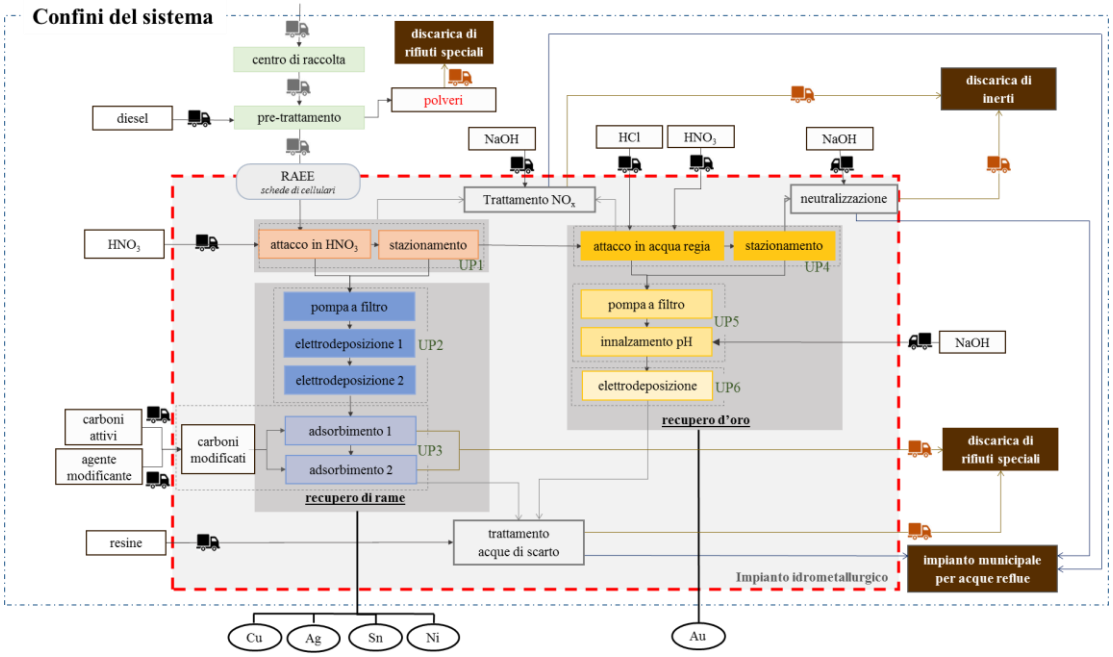


Figura 1: schema del processo globale (processo core nel riquadro tratteggiato in rosso)

Il processo *core* di questo studio è l'impianto idrometallurgico. I processi cosiddetti *upstream* comprendono il centro di raccolta, l'impianto di pre-trattamento e tutti i processi ausiliari di produzione di energia e materiali richiesti dal processo *core*. Nei confini del sistema sono considerati anche i processi *downstream*, come il trattamento municipale delle acque reflue e lo smaltimento dei rifiuti solidi.

2.4 Fonti e qualità dei dati

Nel presente studio tutti i dati riguardanti la fase di pre-trattamento e il processo *core* sono dati primari forniti rispettivamente dalle aziende Immark Italia S.r.l. e Tecnochimica S.r.l. In quest'ultimo caso i dati sono risultanti dalla fase di progettazione. Sono dati primari anche quelli relativi alla sintesi dei solidi (carboni modificati) utilizzati nella fase di adsorbimento.

Per il trasporto dei RAEE al centro di raccolta e dal centro di raccolta all'impianto di pre-trattamento, le distanze medie sono state stimate a partire da letteratura (Biganzoli et al., 2015).

I processi *upstream* di produzione di energia e materiali e i relativi trasporti provengono dal database Ecoinvent 3.1. In particolare, per quanto riguarda l'energia elettrica utilizzata nel pre-trattamento e nell'impianto idrometallurgico è stato selezionato il mix italiano, mentre per il trasporto e la produzione di combustibili sono state considerate le condizioni europee. Anche nei processi *downstream* sono utilizzati dati secondari da database, mentre i trasporti di queste fasi sono stati calcolati a partire da distanze medie disponibili in letteratura (ARPA Lombardia, 2014).

2.5 Metodo di calcolo degli impatti

La valutazione degli impatti è un passo fondamentale nella metodologia LCA perché traduce i dati d'inventario in potenziali impatti ambientali. Il metodo di valutazione d'impatto selezionato in questo lavoro è CML-IA baseline 3.01. Questo metodo è il maggiormente utilizzato in studi LCA relativi al trattamento di RAEE (Hischier et al., 2005; Rocchetti e Beolchini, 2014) ed include le seguenti categorie: consumo risorse abiotiche, riscaldamento globale, buco dell'ozono, tossicità umana, ecotossicità acquatica (dolce), ecotossicità acquatica (mare), ecotossicità terrestre, smog fotochimico, acidificazione ed eutrofizzazione.

3. Risultati e discussione

3.1 Processo globale

Gli impatti dovuti al processo globale, calcolati attraverso la metodologia CML, sono riportati in Tabella 2, nella quale sono evidenziati separatamente anche i contributi percentuali dei processi *upstream*, *core* e *downstream*.

Tabella 2: impatti totali associati al processo

Categoria d'impatto	**Valore**	**Unità di misura**	**Processi *upstream* (%)**	**Processo *core* (%)**	**Processi *downstream* (%)**
Consumo risorse abiotiche	1.32E-03	kg Sb eq	0.62	98.97	0.41
Consumo risorse abiotiche (combustibili fossili)	4.83E+03	MJ	2.47	96.90	0.63
Riscaldamento globale (GWP100a)	7.02E+02	kg CO_2 eq	1.49	94.44	4.07
Buco dell'ozono (ODP)	6.64E-05	kg CFC-11 eq	1.84	97.63	0.54
Tossicità umana	1.56E+02	kg 1,4-DB eq	1.72	90.97	7.31
Ecotossicità acquatica (dolce)	1.86E+02	kg 1,4-DB eq	6.93	35.50	57.58
Ecotossicità acquatica (mare)	2.58E+05	kg 1,4-DB eq	3.71	76.00	20.30
Ecotossicità terrestre	6.50E-01	kg 1,4-DB eq	3.17	83.89	12.95
Smog fotochimico	8.56E-02	kg C_2H_4 eq	3.04	88.02	8.94
Acidificazione	2.51E+00	kg SO_2 eq	1.34	98.12	0.53
Eutrofizzazione	9.93E-01	kg PO_4^{3-} eq	2.17	82.58	15.25

Gli impatti del processo *core* contribuiscono dal 76 al 99% degli impatti totali per tutte le categorie considerate, ad eccezione di "ecotossicità acquatica (dolce)". In questa particolare categoria d'impatto, infatti, i processi *downstream* sono caratterizzati dal contributo più significativo (il 58% del valore totale). La causa principale è da imputarsi alla discarica d'inerti alla quale sono inviati i rifiuti solidi: questo processo è stato completamente modellato da Ecoinvent e le associate emissioni in aria e acqua contribuiscono in modo rilevante in termini di "ecotossicità acquatica (dolce)" ed "ecotossicità acquatica (mare)". La discarica potrebbe comunque essere evitata, dal momento che le componenti non metalliche dei RAEE possono essere soggette a diversi scenari di fine vita, come per esempio il riutilizzo in compositi a matrice resinosa o termoplastica, nel cemento e nei materiali viscoelastici (Guo et al., 2009).

I processi *upstream* hanno sempre un impatto trascurabile rispetto alla globalità del processo.

Dato il contributo predominante del processo *core* e data l'attuale fase di progettazione dell'impianto, i risultati presentati in seguito si focalizzeranno sul processo idrometallurgico.

3.2 Processo core

I risultati riportati in Figura 2 evidenziano l'alto impatto generato dalla UP1 (unità di processo che comprende la lisciviazione in acido nitrico e la successiva vasca di stazionamento): il suo contributo varia tra il 41 e il 77% degli impatti del processo *core*. La ragione principale è da ricercarsi nell'utilizzo di acido nitrico, la cui produzione è basata su NH_3. La UP3 costituita dalle fasi di adsorbimento mediante carboni modificati costituisce la seconda unità maggiormente impattante con un contributo che varia dal 15 al 37% degli impatti del processo *core*. Per quanto riguarda le categorie "riscaldamento globale" e "consumo risorse abiotiche (combustibili fossili)" la causa degli impatti elevati è da imputarsi alla produzione di carbone attivo, mentre nelle restanti categorie la produzione dell'agente modificante ne è la principale responsabile.

L'ultimo contributo rilevante in termini d'impatto ambientale è legato al trattamento NO_x (dal 3 al 23% degli impatti del processo *core*) a causa della produzione d'idrossido di sodio utilizzata in questa fase.

Al fine di ridurre gli impatti sarebbe necessario intervenire sulla fase di lisciviazione in acido nitrico, ma questo reagente è uno dei pochi in grado di garantire alte efficienze (Choubey et al., 2015; Naseri Joda e Rashchi, 2012). Inoltre, il suo utilizzo nell'impianto è previsto in concentrazioni molto diluite (16% w/w), rappresentando già un compromesso tra efficienza ed emissioni di NO_x: aumentare ulteriormente la diluizione si rifletterebbe in efficienze di lisciviazione troppo basse e tempi di reazione troppo elevati.

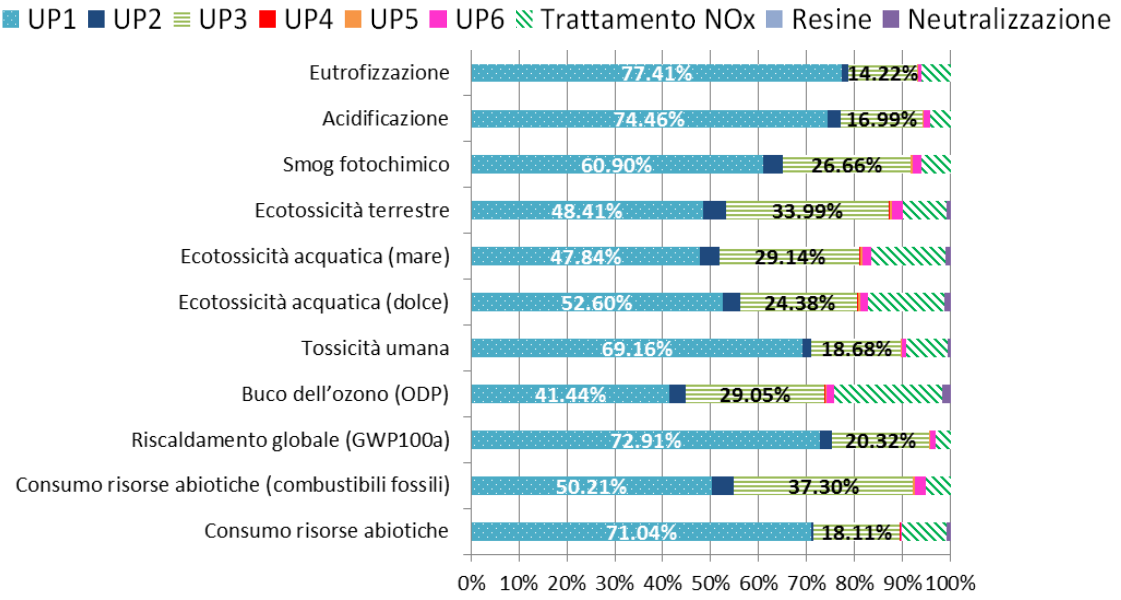


Figura 2: impatti percentuali relativi al solo processo core

L'aumento del numero di cicli di utilizzo dei carboni modificati, invece, potrebbe essere un'alternativa efficace e facilmente realizzabile in grado di ridurre gli impatti, in quanto corrisponderebbe ad una diminuzione nella produzione di carboni modificati. Le unità di processo che risentirebbero di questo intervento sarebbero l'adsorbimento (UP3) e la discarica di rifiuti speciali. In Figura 3 è mostrata la possibile riduzione degli impatti nel caso della UP3 considerando diversi scenari: aumentando il numero di cicli di utilizzo da quelli precedentemente considerati (10) a 20 o 50, gli impatti ambientali sarebbero ridotti. In ugual misura si otterrebbe la riduzione degli impatti generati dal processo di discarica speciale. Questi ultimi non sono riportati poiché inferiori al 3% del totale, ad eccezione della categoria "ecotossicità acquatica (dolce)" che diminuirebbe passando dal 6.7 al 1.5% dell'impatto totale.

Nonostante questi evidenti vantaggi, la possibilità di aumentare i cicli di riutilizzo dei carboni modificati deve essere convalidata in fase sperimentale.

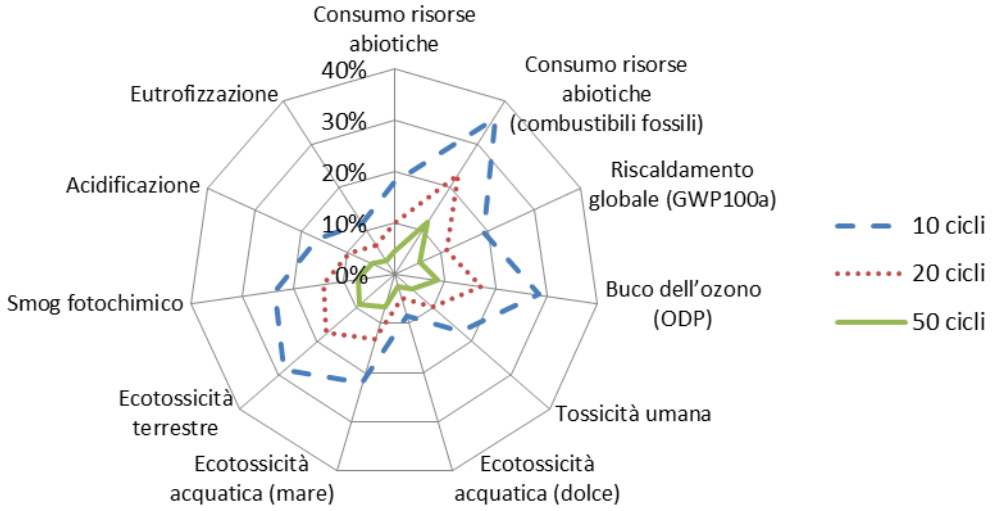


Figura 3: impatti percentuali relativi alla unità di processo 3 per tre diversi scenari (10, 20 e 50 cicli di utilizzo dei carboni modificati)

4. Conclusioni

Nel presente lavoro sono stati stimati, attraverso la metodologia LCA, gli impatti ambientali associati a un impianto pilota per il trattamento idrometallurgico di piccoli RAEE. I risultati ottenuti hanno evidenziato le fasi critiche del processo permettendo eventuali miglioramenti e modifiche durante la fase di progettazione. Avendo esaminato tutte le fasi del trattamento RAEE, dalla raccolta al recupero delle materie prime secondarie, i risultati ottenuti con il metodo CML dimostrano come il processo *core* abbia gli impatti più elevati. Sfortunatamente, non è possibile intervenire direttamente sulla fase di lisciviazione in acido nitrico, risultata essere la maggiormente impattante del processo *core*, senza compromettere le efficienze o il tempo di reazione. Una valida alternativa per incrementare le prestazioni ambientali potrebbe essere l'ottimizzazione della fase di adsorbimento, anche se questa possibilità dovrà

essere valutata in sede di impianto in modo da valutare il riutilizzo dei carboni modificati.

5. Bibliografia

ARPA Lombardia, 2014. Dati impianti trattamento rifiuti - Reportistica 2014. Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Lombardia.

Arshadi, M., Mousavi, S.M., 2015. Multi-objective optimization of heavy metals bioleaching from discarded mobile phone PCBs: Simultaneous Cu and Ni recovery using Acidithiobacillus ferrooxidans. Sep Purif Technol 147, 210-219.

Biganzoli, L., Falbo, A., Forte, F., Grosso, M., Rigamonti, L., 2015. Mass balance and life cycle assessment of the waste electrical and electronic equipment management system implemented in Lombardia Region (Italy). Sci Total Environ 524–525, 361-375.

Choubey, P.K., Panda, R., Jha, M.K., Lee, J.-c., Pathak, D.D., 2015. Recovery of copper and recycling of acid from the leach liquor of discarded Printed Circuit Boards (PCBs). Sep Purif Technol 156, Part 2, 269-275.

Cui, J., Zhang, L., 2008. Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review. J Hazard Mater 158, 228-256.

Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., Finnveden, G., 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. Waste Manage 27, 989-996.

EU, 2012. Innovation partnership to overcome Europe's raw materials shortages. European Commission.

Guo, J., Guo, J., Xu, Z., 2009. Recycling of non-metallic fractions from waste printed circuit boards: A review. J Hazard Mater 168, 567-590.

Hischier, R., Wager, P., Gauglhofer, J., 2005. Does WEEE recycling make sense from an environmental perspective? The environmental impacts of the Swiss take-back and recycling systems for waste electrical and electronic equipment (WEEE). Environ Impact Asses 25, 525-539.

Iannicelli Zubiani, E.M, Cristiani C., Dotelli G., Gallo Stampino P., Pelosato R., Mesto E., Schingaro E., Lacalamita M., 2015. Use of natural clays as sorbent materials for rare earth ions: Materials characterization and set up of the operative parameters. Waste Manage 46, 546-556.

ISO, 2006a. ISO 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization.

ISO, 2006b. ISO 14044:2006 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization.

Naseri Joda, N., Rashchi, F., 2012. Recovery of ultra fine grained silver and copper from PC board scraps. Sep Purif Technol 92, 36-42.

Rocchetti, L., Beolchini, F., 2014. Environmental burdens in the management of end-of-life cathode ray tubes. Waste Manage 34, 468-474.

Life Cycle Assessment applicata a manufatti in plastica per il conferimento di rifiuti sanitari

Alessandra Bonoli, Silvia Bamonti, Rosangela Spinelli

Dicam, Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali, Università di Bologna

Email: **alessandra.bonoli@unibo.it**

Abstract

Il lavoro proposto ha come finalità la quantificazione degli impatti ambientali, attraverso approccio LCA, associati a due differenti strategie di gestione di manufatti in plastica utilizzati per la raccolta di rifiuti sanitari, secondo quanto emerso dai dati forniti da un'azienda operante nel settore. La prima strategia prevede il conferimento dei rifiuti nel manufatto, fino ad esaurimento della sua capacità, e successivo incenerimento dello stesso assieme al contenuto; la seconda strategia considera 12 cicli di riutilizzo per il manufatto, previa applicazione di trattamenti appositi che ne consentano il reintegro, riciclo e la gestione in sicurezza. L'analisi è sviluppata tenendo conto di due tipologie di materiale termoplastico quali il polietilene ad alta densità (HDPE) e il polipropilene (PP). I risultati dell'analisi LCA quantificano la convenienza, in termini ambientali, della seconda strategia di gestione.

1. Introduzione

Il caso studio è nato dall'esigenza di analizzare le fasi dei processi di raccolta dei rifiuti sanitari e di confrontare scenari differenti di gestione (Bonoli, Pantaleoni, 2010). Si è partiti dalla modellizzazione dei processi coinvolti nella raccolta dei rifiuti, per passare poi all'individuazione degli impatti ambientali applicando una metodologia di Life Cycle Assessment (LCA). In questo contesto, l'approccio basato sulla LCA, in conformità alle norme ISO 14040-44, può rappresentare un valido supporto nella contabilizzazione degli impatti ambientali diretti e indiretti perchè oltre a essere promossa dalla politica della Commissione Europea, trova crescente riscontro nelle pratiche di gestione a scala aziendale (Buttol, 2007).

Scopo di questo studio, in particolare, è l'analisi del ciclo di vita di manufatti di plastica utili al conferimento dei rifiuti sanitari. L'LCA è sviluppata con l'intento di comprendere quale ipotesi di gestione di tali manufatti è la migliore in termini di output valutati con il metodo IMPACT 2002+ (Neri et al. 2009). Due scenari sono investigati nello specifico. Il primo vede l'incenerimento del manufatto e del suo contenuto a valle di un solo utilizzo. Il secondo scenario prevede, invece, lo svuotamento e l'igenizzazione del manufatto, con conseguente riutilizzo per un numero di cicli d'uso pari a 12; e il suo successivo riciclo.

Nelle sezioni seguenti verrà preliminarmente presentata la metodologia con riferimento al caso studio, ricostruito a partire da dati forniti dall'azienda

operante nel settore. In seguito, verranno discussi i risultati ottenuti e associati agli scenari esaminati.

2. Materiali e Metodi

2.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo dello studio è la valutazione comparata degli impatti ambientali del ciclo di vita (Baldo et al. 2008) (secondo ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) di diverse tipologie di bidoni per il confezionamento di rifiuti sanitari a potenziale rischio infettivo realizzati con due differenti materiali plastici: Polietilene ad alta densità-HDPE, Polipropilene-PP (Rigamonti et al., 2014). Lo scopo è di dimostrare la convenienza ambientale del ricondizionamento del bidone piuttosto che la produzione di uno nuovo. Per tutti gli scenari analizzati, l'unità funzionale è un bidone con capacità nominale di 60 litri. È importante che il prodotto ricondizionato abbia la stessa funzionalità del prodotto nuovo. Per questo motivo si conduce l'analisi considerando 12 bidoni monouso a fronte di un unico bidone che dopo ogni utlizzo viene sanificato e riutilizzato fino ad un massimo di 12 volte. Il sistema analizzato è ispirato alla parte di impianto di un'azienda che si occupa dei bidoni atti al contenimento di rifiuti sanitari. I confini del sistema vanno dalla fabbricazione dei bidoni al loro rientro in azienda e successivo svuotamento, sanificazione, riciclo o incenerimento secondo un'approccio "from craddle to grave". La fase d'uso dei bidoni non è stata considerata poiché resta invariata e dunque è irrilevante in un'ottica di analisi comparativa.

2.2 Analisi d'inventario

L'analisi di inventario è stata condotta utilizzando dati primari raccolti sul campo e, per quanto mancante, dati secondari ricavati dal database EcoInvent (Life Cycle Inventories, 2009). I dati primari includono i valori medi annuali di produzione dei lotti di bidoni, la quantità di materie prime per la fabbricazione degli stessi, i fabbisogni energetici dei macchinari della filiera di sanificazione, il consumo idrico e il consumo di disinfettante per la sanificazione, il trasporto dal sito di produzione del bidone alla struttura sanitaria dove esplica la sua funzione di contenitore di rifiuti e da quest'ultima al luogo dove viene incenerito o ricondizionato (in tal caso coincidente con il luogo di produzione). Per l'energia elettrica è stato usato il processo di produzione del mix italiano creato da Ecoinvent (Ecoinvent, 2010); i dati sui trasporti tengono conto delle effettive distanze effettuate e dei mezzi utilizzati. I dati riguardanti la manodopera, la produzione dei macchinari, gli imballaggi sono stati omessi dal calcolo.

2.3 Descrizione degli scenari

Sono stati modellizzati due scenari:

- "Bidone monouso in HDPE vs Bidone riutilizzabile in HDPE";
- "Bidone monouso in PP vs Bidone riutilizzabile in PP".

Gli scenari analizzati si caratterizzano per il differente materiale di fabbricazione dei bidoni. Riportiamo le principali caratteristiche del bidone monouso in HDPE

(Tab.1). La Tab. 2 riporta una selezione dei più importanti dati utilizzati nell'analisi d'inventario del bidone monouso (Life cycle Inventory).

Tabella 1: Caratteristiche tecniche bidone monouso in plastica HDPE

BIDONE IN PLASTICA HDPE			
Caratteristiche bidone HDPE	Base superiore	0,386 × 0,320	m
	Base inferiore	0,334 × 0,270	m
	Altezza	0,633	m
	Spessore bidone	0,002	m
	Spessore coperchio	0,0013	m
	Volume totale	2,00 E-3	m^3
	Peso specifico considerato	0,000954	kg/m^3
	Peso bidone	1,9054	kg

Tabella 2: Dati di inventario bidone monouso in plastica HDPE

CATEGORIA	COMPONENTI	QUANTITA'	UNITA'
Materiali	Plastica HDPE	1,9054	kg
Trasporto	Trasporto su strada	71,453	kg
Trattamento di fine di vita	Incenerimento	1,9054	kg

In Tabella 3 si riportano le principali variazioni rispetto a quanto visto per il bidone monouso:

Tabella 3: Dati di inventario bidone riutilizzabile in plastica HDPE

CATEGORIA	COMPONENTI	QUANTITA'	UNITA'
Materiali	Consumo disinfettante per sanificazione	0,3698	kg
Energia	Consumo energia elettrica per sanificazione	34,56	Mj
Acqua	Consumo idrico per sanificazione	120	kg
Trasporto	Trasporto su strada	71,453	kg
Trattamento di fine di vita	Riciclo	1,9054	kg
Prodotto evitato	93% di HDPE recuperato	1,7720	kg

Il bidone in PP si differenzia da quello in HDPE esclusivamente per le seguenti caratteristiche:

- peso specifico considerato: 0,000930 kg/m^3;
- peso bidone: 1,8594 kg.

Pertanto, la modellizzazione del bidone riutilizzabile ha previsto la sola modifica dei sopraindicati parametri di inventario.

2.4 Valutazione di impatto ambientale

L'analisi è stata condotta utilizzando come strumento operativo il codice di calcolo SimaPro 7.3.2 sviluppato dalla Pré (Product Ecology Consultants, NL) e facendo la valutazione dell'impatto con il metodo IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003).

Di seguito (Figura 1 e Figura 2) vengono riportati gli output dello studio LCA eseguito con il metodo IMPACT 2002+ (Jolliet et al, 2003) per la fase di valutazione degli impatti. I risultati, in ecopunti, mostrano che l'impatto ambientale globale del Bidone riutilizzabile diminuisce del 97% (Tab. 4 e Tab. 5) per entrambe le tipologie di materiale (HDPE e PP).

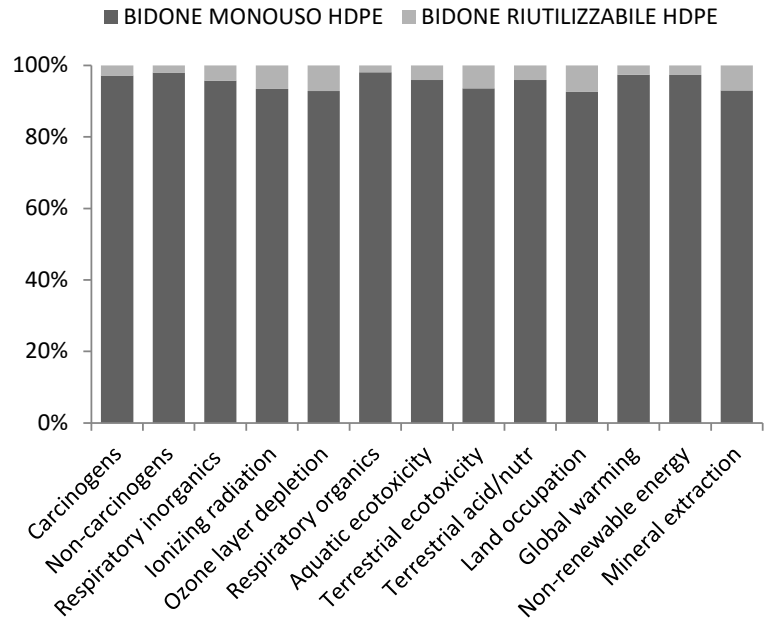


Figura 1: Confronto tra Bidone in plastica HDPE monouso e Bidone in plastica HDPE riutilizzabile

Tabella 4: Valutazione Single Score per Impact category del confronto tra Bidone in plastica HDPE monouso e Bidone in plastica HDPE riutilizzabile con il metodo IMPACT 2002+

Impact category	Unit	Bidone monouso HDPE	Bidone riutilizzabile HDPE	Δ di impatto (%)
Carcinogens	Pt	2,93E-03	8,42E-05	-97%
Non-carcinogens	Pt	4,73E-04	9,45E-06	-98%
Respiratory inorganics	Pt	4,92E-03	2,16E-04	-96%
Ionizing radiation	Pt	6,04E-05	4,27E-06	-93%
Ozone layer depletion	Pt	2,89E-06	2,22E-07	-92%
Respiratory organics	Pt	2,24E-05	4,33E-07	-98%
Aquatic ecotoxicity	Pt	6,03E-05	2,57E-06	-96%
Terrestrial ecotoxicity	Pt	3,24E-04	2,22E-05	-93%
Terrestrial acid/nutr	Pt	8,50E-05	3,64E-06	-96%
Land occupation	Pt	3,68E-05	2,93E-06	-92%
Global warming	Pt	1,26E-02	3,32E-04	-97%
Non-renewable energy	Pt	1,79E-02	4,89E-04	-97%
Mineral extraction	Pt	2,85E-06	2,15E-07	-92%
Total	Pt	3,94E-02	1,17E-03	-97%

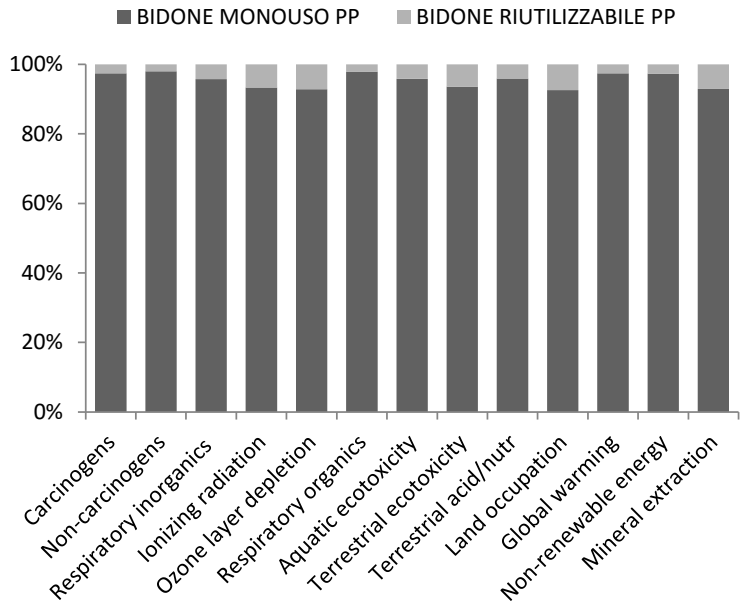


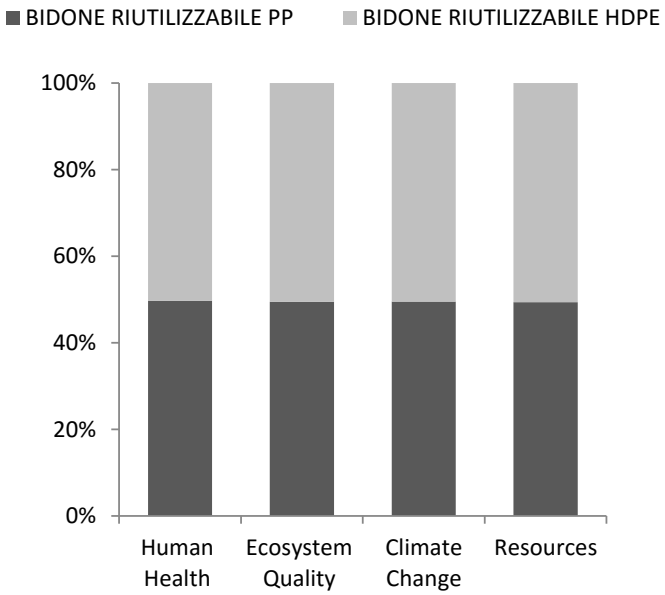
Figura 2: Confronto tra Bidone in plastica PP monouso e Bidone in plastica PP riutilizzabile

Tabella 5: Valutazione Single Score per Impact category del confronto tra Bidone in plastica PP monouso e Bidone in plastica PP riutilizzabile con il metodo IMPACT 2002+

Impact category	Unit	Bidone monouso PP	Bidone riutilizzabile PP	Δ di impatto (%)
Carcinogens	Pt	3,28E-03	8,61E-05	-97%
Non-carcinogens	Pt	4,53E-04	9,22E-06	-98%
Respiratory inorganics	Pt	4,74E-03	2,11E-04	-96%
Ionizing radiation	Pt	5,89E-05	4,18E-06	-93%
Ozone layer depletion	Pt	2,82E-06	2,17E-07	-92%
Respiratory organics	Pt	1,90E-05	4,08E-07	-98%
Aquatic ecotoxicity	Pt	5,84E-05	2,56E-06	-96%
Terrestrial ecotoxicity	Pt	3,16E-04	2,17E-05	-93%
Terrestrial acid/nutr	Pt	8,29E-05	3,56E-06	-96%
Land occupation	Pt	3,59E-05	2,87E-06	-92%
Global warming	Pt	1,24E-02	3,26E-04	-97%
Non-renewable energy	Pt	1,72E-02	4,77E-04	-97%
Mineral extraction	Pt	2,78E-06	2,12E-07	-92%
Total	Pt	3,87E-02	1,15E-03	-97%

Dall'analisi svolta e soprariportata si può concludere che sia nel caso di bidone in polietilene ad alta densità (HDPE) sia nel caso di bidone in polipropilene (PP) la soluzione nettamente migliore in termini di impatto ambientale è quella di riutilizzare il bidone per più cicli per poi mandarlo a riciclo.

Tabella 6: Valutazione Single Score per Damage category del confronto tra Bidone in plastica PP riutilizzabile e Bidone in plastica HDPE riutilizzabile con il metodo IMPACT 2002+



Nell'ottica di valutare l'influenza della variabile "materiale di fabbricazione" è stata eseguita un'analisi comparativa tra Bidone riutilizzabile in plastica HDPE e Bidone riutilizzabile in plastica PP.

Damage Category	Bidone riutilizzabile PP	Bidone riutilizzabile HDPE	Δ di impatto (%)
Human Health	3,11E-04	3,15E-04	1,16%
Ecosystem Quality	3,07E-05	3,13E-05	2,09%
Climate Change	3,26E-04	3,32E-04	1,90%
Resources	4,77E-04	4,89E-04	2,58%
Total	1,15E-03	1,17E-03	1,99%

Figura 3: Confronto tra Bidone in plastica PP monouso e Bidone in plastica PP riutilizzabile

Come si evince dalla Figura 3 e dalla Tab. 6 della valutazione degli impatti il Bidone riutilizzabile in plastica HDPE produce un danno totale (1,17E-03 Pt) maggiore dell'1,95 % rispetto a quello del Bidone riutilizzabile in plastica PP (1,15E-03 Pt). In generale dunque, tra bidoni monouso in plastica HDPE e PP e bidoni riutilizzabili in HDPE e PP, considerando che i bidoni in esame non devono rispondere a particolari requisiti meccanici, la scelta migliore sarebbe orientata all'utilizzo di bidoni in polipropilene (PP) riutilizzabili, forse meno resistenti ma meglio performanti dal punto di vista degli impatti ambientali.

3. Conclusioni

Dall'analisi comparativa sulle due differenti strategie di gestione dei manufatti di plastica utilizzati per la raccolta di rifiuti sanitari, risulta evidente come la soluzione migliore dal punto di vista ambientale sia quella del riutilizzo del bidone sanificato, fino a 12 volte prima del suo successivo invio a riciclo.

In particolare, considerando che i bidoni analizzati nel corso del caso studio non necessitano di particolari proprietà di resistenza meccanica, risulta preferibile l'impiego di bidoni di polipropilene riutilizzabile. Nel caso specifico analizzato, sono risultati infatti associati ad un danno ambientale significativamente inferiore i manufatti in PP.

Nell'ottica della migliore efficienza nelle fasi di riciclo, sarebbe dunque consigliabile l'utilizzo dello stesso polimero nell'intero processo: come è noto infatti è preferibile avere plastiche omogenee per massimizzare la fase di riciclo stesse. Nel caso studio della raccolta di rifiuti sanitari si suggerisce quindi l'utilizzo di manufatti in PP riutilizzabili.

4. Bibliografia

Baldo, GL, Marino, M, Rossi, S, 2008. Analisi del ciclo di vita LCA: gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi. Edizione Ambiente. 42.

Bonoli A. Pantaleoni F., 2010. Porta a porta o raccolta stradale? LCA come supporto ai sistemi di gestione integrata dei rifiuti. Ecomondo 2010. Rimini novembre 2010 vol.1 pp.38 - 42 Ed. Maggioli.

Bonoli A., Bergonzoni M., Pantaleoni F. 2008. Utilizzo del metodo Life Cycle Assessment (LCA) per il confronto tra diversi prodotti innovativi realizzati con pneumatici fuori uso (PFU). International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering. Firenze Giugno 2008 vol.1 Ed.Andis.

Buttol P., Masoni P., Bonoli A., Goldoni S.. Belladonna V. and Cavazzuti C. 2007. LCA of integrated MSW management systems: case study of the Bologna district. Waste Management, 1059-1070.

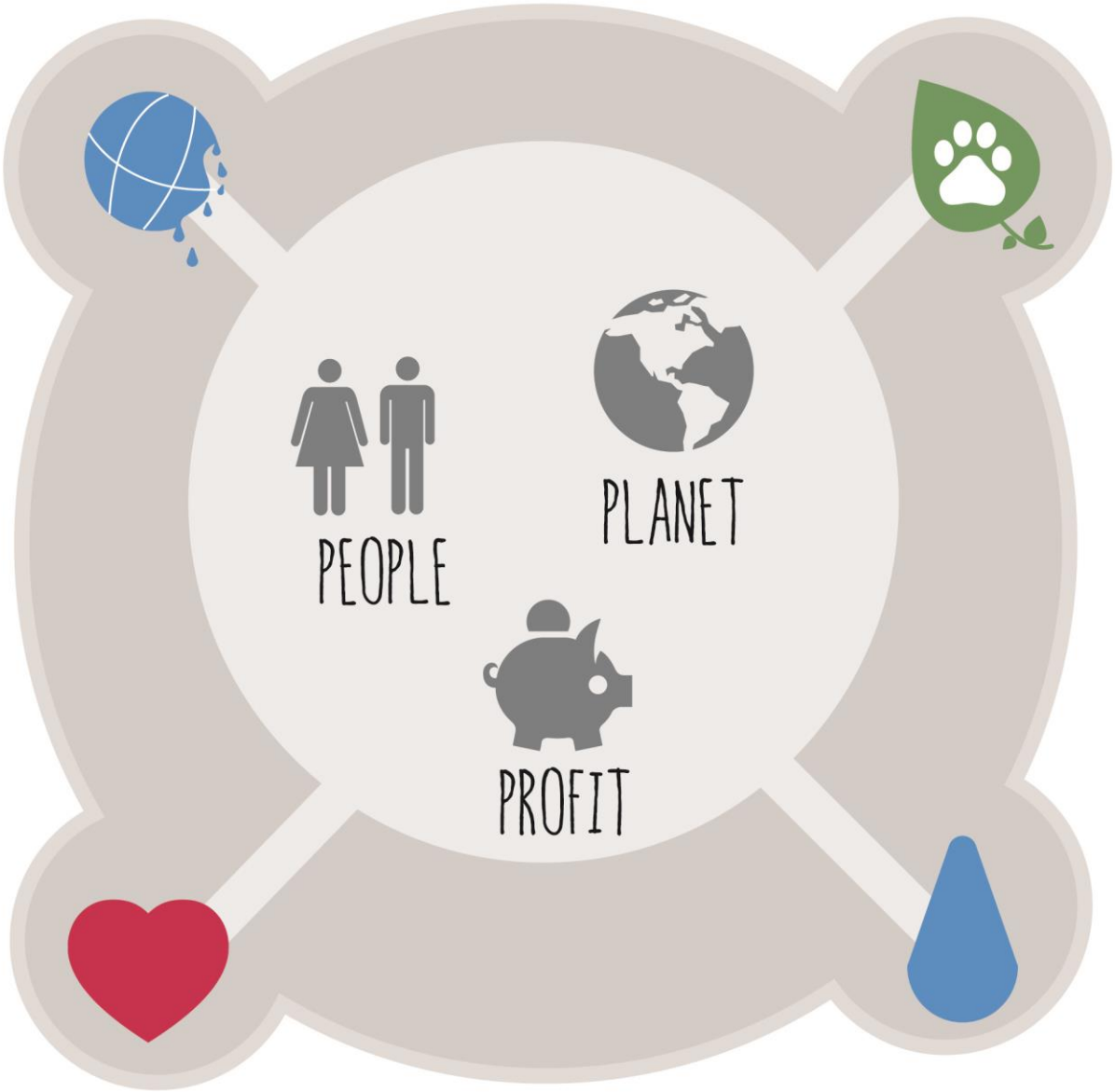
Jolliet et al, 2003 IMPACT2002+: A new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6): 324-330.

Life Cycle Inventories. Ecoinvent Database reports. Version 2.2. July 2010. <http://www.ecoinvent.ch/>.

Neri, P, Falconi, F, Olivieri, G, Ferrari, Am, Barbieri, L, Lancelotti, I, Pozzi, P, Cervino. M, Gallimbeni, R. 2009. Analisi Ambientale della gestione dei rifiuti con il metodo LCA, Pubblicazione elettronica. ISBN, 978-88-900772-2-7, Edizione: Cnr Area Ricerca Bologna <www.lcarifiuti.it>.

Rigamonti, L, Grosso, M, MØller, J, Martinez Sanchez, V, Magnani, S, Christensen, TH, 2014. Environmental evaluation of plastic waste management scenarios. Resources, Conservation and Recycling, 85, pp. 42-53.

Life cycle costing e Social-lca



Comparative environmental and economic assessment of production, use and recycling of aluminium cans: Bologna vs Copenhagen

Raffaele Principigallo[1,2], Davide Visini[1,2], Alessandra Bonoli[2], Stig Irving Olsen[1], Monia Niero[1]

[1]Division for Quantitative Sustainability Assessment (QSA), Department of Management Engineering, Technical University of Denmark
[2]Department of Civil, Chemical, Environmental and Materials Engineering (DICAM) University of Bologna

Email: **monni@dtu.dk**

Abstract

Circularity strategies need to be assessed both in terms of environmental and economic impacts, by performing full chain analysis, including the perspectives of producers, users and waste management operators. This study considered two different aluminium beverage can systems: Bologna and Copenhagen. We performed a combined Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) analysis of the purchasing, production and waste management of beer aluminium cans, with the aim to compare the environmental and economic performances of the two systems and to identify potential misalignment in the integrated LCA-LCC analysis. The comparative analysis of aluminium cans production, use, collection and recycling in the two systems showed that the best option from an environmental point of view is also leading to higher costs and trade-offs need to be considered in the decision making process.

1. Introduction

The EU action plan for the Circular Economy (EU Commission, 2015) emphasizes that the value of products, materials and resources should be maintained in the economy for as long as possible, and the generation of waste minimised. The proposed actions support the circular economy in each step of the value chain and four key areas are identified: production, consumption, waste management and the market for secondary raw materials (EU Commission, 2015). High priority is given to the packaging sector and to packaging waste management (EU Commission, 2015). The inclusion of a life cycle approach is deemed necessary to assess the potential of circular economy strategies, both at the product and at the system level. However, the circular economy is not only about resource scarcity and environmental impact, but also about economic benefit (Lieder and Rashid 2015), therefore the success of circular economy strategies should be assessed not only in terms of environmental impacts but also in terms of economic implications.

Life Cycle Assessment (LCA) based on the ISO 14040-44 (ISO, 2006a,b) has played so far a key role in the identification of the best product design strategy (e.g. Gmelin and Seuring 2014) and end-of-life option from an environmental point of view (Laurent et al. 2014). Meanwhile, for the economic assessment a code of practice for Life Cycle Costing (LCC) was developed by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) with the aim to outline a rigorous methodological approach (Swarr et al. 2011).

An LCC analysis summarizes all costs associated with the life cycle of a product that are directly covered by one or more of the actors in the product life cycle (e.g. supplier, producer, user or consumer, end-of-life manager) (Swarr, et al., 2011). Three different types of LCC can be distinguished: i) Conventional LCC, which represents traditional financial assessments carried out typically by individual companies focusing on their ‘‘own’’ costs; ii) Environmental LCC (E-LCC), which on top of the financial assessment from the company perspective includes the costs incurred by all the affected stakeholders; and iii) Societal LCC, which includes externalities costs (Martinez-Sanchez et al., 2015).

In the packaging sector, most of the cases of combined LCA-LCC analyses focus at the product level, e.g. beer (Amienyo and Azapagic, 2016), or fruit and vegetable packaging systems (Albrecht et al. 2013). In the waste management literature, including packaging waste, very few examples of combined economic and environmental assessments exist (Martinez-Sanchez et al. 2015). When LCC is applied to packaging waste systems, different perspectives can be considered, e.g. the local autorities (Rigamonti et al. 2015) or the waste management operators (Cruz et al. 2012). However, in the circular economy framework, where circularity strategies need to be assessed considering each step of the value chain, there is a need to perform full chain analysis, including the perspectives of producers, users and waste management operators.

The focus of this reasearch is on aluminium cans, which represented the second main beer packaging format (30%) in 2012 at European level, where half of all cans produced was destined for the brewing sector (Berkhout et al. 2013). Aluminium cans are good candidates for the circular economy, due to their potentials for a closed product loop system (Niero et al. 2016). We considered two different aluminium can systems, representative of two specific Italian and Danish situations: Bologna Metropolitan City Area and the Urban Area of Copenhagen. We performed a combined LCA and LCC analysis of the purchasing, production and waste management of aluminium beverage cans, considering three main perspectives: consumers, producers and waste management operators, with the aim to compare the environmental and economic performances of the two systems and to identify potential misalignment in the integrated LCA-LCC analysis.

2. Materials and methods

2.1. Systems description

Bologna Metropolitan City Area (named “Bologna” hereafter) corresponds to the former Province of Bologna, including 55 municipalities with a total population of 1.004.323 inhabitants in 2015 (ISTAT, 2015). The Urban Area of Copenhagen (Hovedstadsområdet in Danish, but named “Copenhagen” hereafter) with a population of 1.263.698 in 2015 (Statistics Denmark, 2015) includes 18 municipalities. The main difference in packaging waste management in the two areas regards the type of waste collection system.

In Bologna, aluminium cans, as part of the metals waste fraction, are separately collected with other fractions. There are two kinds of “multi-material” collection:

a “light” multi-material (including plastic and metals) and a combined “glass-metals”. The packaging waste management in Italy is provided by CONAI (Consorzio Nazionale Imballaggi, the “National Packaging Consortium”), a private non-profit organisation co-ordinating the collection, sorting and recovery of post-consumption packaging through six materials consortia. The aluminium packaging waste fraction is managed by CIAI (Consorzio Imballaggi Alluminio, i.e. “Aluminium Packaging Consortium”). For an extensive description of the aluminium Italian system, see Rigamonti et al. (2015). The peculiarity of the Danish system is the presence of the Dansk Retursystem (DRS), i.e. a deposit-return system that incentives the return of one-way (cans, glass and plastic bottles) and refillable (glass) packaging to collection points, after beverage consumption, through the use of a refundable deposit (Elliot et al. 2015). Consumers pay the deposit when they purchase the beverage and receive it back when returning the container to one of the designated collection points, which are located in retail outlets or centralised locations, where containers can be deposited in bulk. A schematic representation of the main monetary, physical and recycling flows in Bologna and Copenhagen is reported in Figure 1.

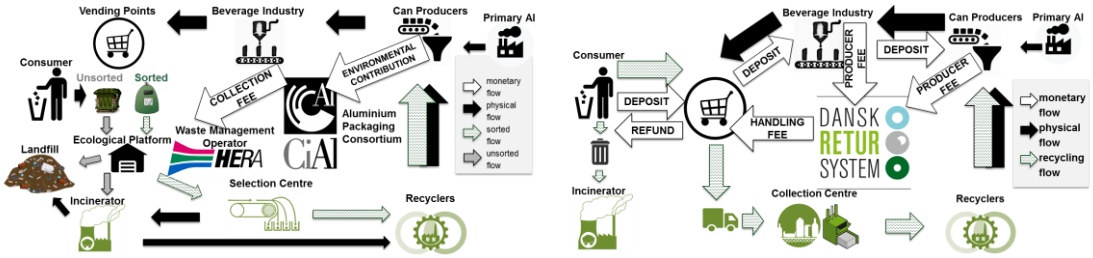
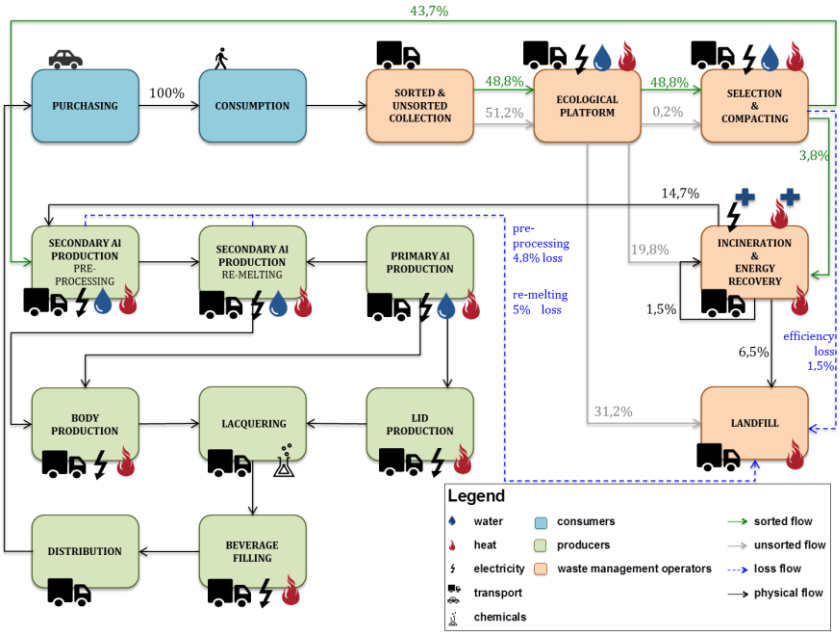


Figure 1: Use, production, collection and recycling of aluminium cans in Bologna (left) and Copenhagen (right) with indication of main actors, monetary, physical and recycling flows

2.2. Goal and scope definition

The LCA was carried out in accordance with the requirements of the ISO 14040-44 standards (ISO, 2006a,b) and the technical guidance provided by the ILCD Handbook (EC-JRC-IES, 2010). The LCC was performed following the SETAC methodology (Swarr et al., 2011). The goal of the combined LCA-LCC study is to quantify the environmental impacts and costs carried by different actors in the value chain of the two aluminum can systems, namely consumers, producers and waste management operators. The function of the system is the delivery of beer to consumers in the Urban Area of Copenhagen and Bologna Metropolitan Area in 2013 by means of 33cl aluminum cans and the recovery of the Used Beverage Cans (UBC) assuming a closed loop system. The functional unit chosen is the delivery of 1 hl of beer and recovery of 303 units of 33cl aluminum cans in Bologna/Copenhagen in 2013. The system boundaries are reported in Figure 2, with indication of the main input considered (water, heat, electricity, transport) according to the three perspectives (consumer, producers, waste management operators). Figure 2 summarizes the material flow analysis of the two systems considered.

a) Bologna



b) Copenhagen

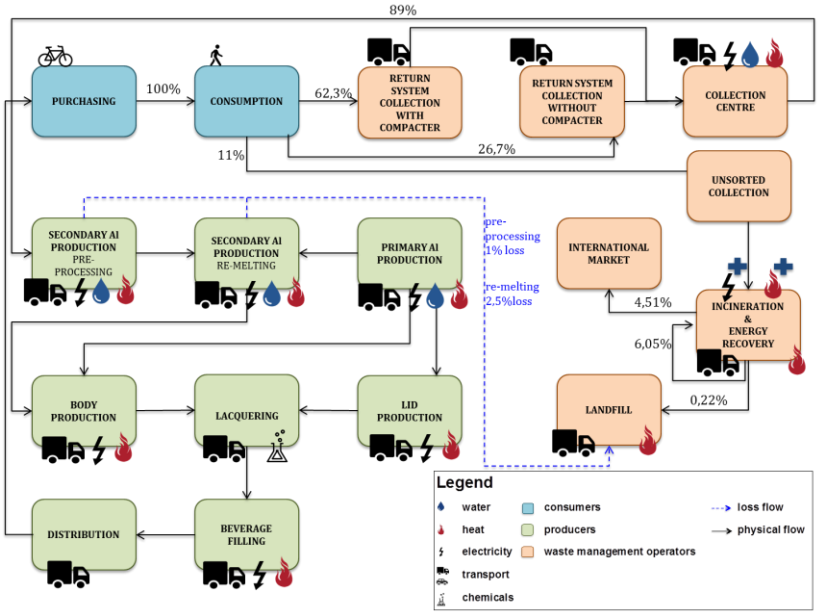


Figure 2: System boundaries for a) Bologna system and b) Copenhagen system, including the material flow analysis and main input considered.

2.3. Life Cycle Inventory (LCI)

The details of the LCI are reported in Principallo and Visini (2016), both for the LCA and LCC. The main assumptions considered per life cycle stages are summarized in Table 1.

Table 1: Summary of the main assumptions considered in the LCA and LCC analyses

		LCA		LCC [€/FU]	
Perspective	**Stage**	**Bologna**	**Copenhagen**	**Bologna**	**Copenhagen**
Consumer	Purchasing	Distance home-shop= 1 km by car; n. cans purchased/travel= 4	Distance home-shop= 1 km by bike; n. cans purchased/travel= 4	Can cost = 30.3 Transport Cost= 12.24 Waste Fee Cost= 2.93	Can cost= 70.9 Avoided (deposit)=-36.2 Unclaimed cans= 4.42 Waste Fee Cost= 0.10
	Consumption	Distance home-bin= 200 m; n. cans thrown/travel= 10 (refrigeration excluded)			
Waste Management Operators	Separated Collection	Distance bin-ecological platform=15 km	Distance bin- collection centre=15 km	Environm. fee (Al.manufact) =0.19 Environm. fee (Can manufa) =0.19 Unsorted(CiAl) Collect. Fee= 1.03 Sorted (CiAl) Collect. Fee = 0.34 HERA = ca 0	Producer fee (Can manufa) =1.97 Producer fee (filler)=1.97 Handling Fee= -0.54 RVM = 22.26 System Operating Costs= 9.72 Net disposal cost=0.01
	Ecological Platform	HERAmbiente (2012)	-		
	Selection and Compacting		Transport= 600 km		
	Incineration	HERAmbiente (2013)	Astrup et al. (2013)		
	Landfill	Secondary data			
Producers	Secondary Aluminium	Production in ITA + transport	Production in GER + transport (563 km)	Secondary Al=1.30 Electr.=0.03 Heat= 0.02 Transp.=0.03	Secondary Al=3.35 Electr.=0.03 Heat= 0.04 Transp.=0.03
	Primary Aluminium	Secondary data		Al=2,59 Heat=0,03 Electr.=0,03 Transp.=0,11	Al=1.36 Heat=0.02 Electr.=0.01 Trans.=0.01
	Body Production	Niero et al. (2016)+ transport (460,5 km)	Niero et al. (2016)+ transport (2 km)	Al=2.68 Electr.=0.76 Heat=1.71 Transp.=1.12	Al=3.89 Electr.=0.44 Heat=1.96 Transp.= 0
	Lid Production			Primary=5.17 Electr.=0.05 Heat=0.09 Transp.=0.28	Primary=2.36 Electr.=0.03 Heat=0.10 Transp.= 0
	Lacquering			-	
	Beverage Filling	Niero et al.(2016) + transport (276 km)	Niero et al.(2016) + transport (202 km)	Empty Can= 24.24 Electr.=0.23 Heat=0.06 Transp.=0.84	Empty Can= 24.24 Electr.=0.13 Heat=0.07 Transp.=0.05
	Distribution	Filling plant – retailer (20 km)	Filling plant – retailer (22 km)	-	-

3. Results and Discussion

3.1. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

The LCIA was performed considering the ILCD 2011 recommended methodology v1.06 (Hauschild et al. 2013). The comparative LCIA results are reported in Figure 3, where the most significant impact categories are included, i.e climate change (CC), human toxicity, including both cancer (HT-c) and non cancer effects (HT-nc), particulate matter (PM), freshwater ecotoxicity (FET) and resource depletion (RD). These were identified via normalization, i.e. considering the relative importance of the different midpoint impact categories. The results show that aluminium cans´ use, collection and production in the case of Bologna has higher potential environmental impacts than the case of Copenhagen. This is mainly due to the higher recycling rate for aluminium cans in Copenhagen (89%) compared to Bologna (48,8%), which implies a lower use of primary aluminium in can manufacturing, under the assumption of a closed product loop. It is known that primary aluminium is the main contributor to the environmental impacts of aluminium cans (Niero et al. 2016).

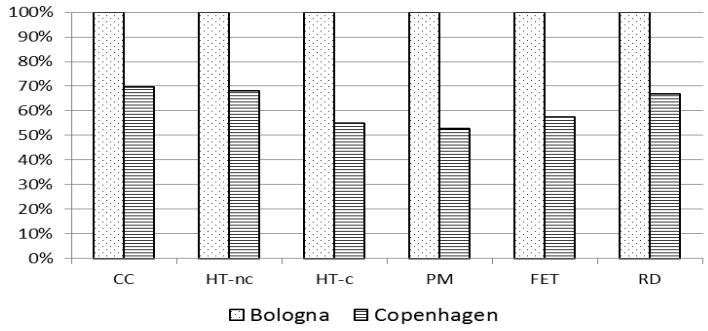


Figure 3: Comparative LCIA results of aluminium can production, use and collection in Bologna vs Copenhagen

3.2. LCA and LCC: contribution analysis from different perspectives

The conventional LCC was performed considering the costs reported in Table 1, from the perspectives of consumers, producers (including aluminium producers, can manufacturers, beverage producers and retailers (only for the Danish system)) and waste management operators (including CIAl and HERA for Bologna and DRS and waste management companies for Copenhagen).

The comparative LCC shows that Copenhagen's System has higher costs than Bologna's System. This is mainly due to the management costs of the Danish DRS, connected with the handling of the Reverse Vending Machines (RVM) and DRS operating costs. On the other hand, a higher cost in the case of Bologna is borne by consumers, due to the use of car for the purchasing instead of the bicycle. This assumption is justified by the different habits in Denmark and Italy: 50 % of all Copenhageners commute to work or study by bike, meanwhile only 13,5% of Italians use bike to work or study (Principallo and Visini, 2016).

Figure 4 summarizes the results of the LCA (considering the weighted LCIA results with ILCD 2011 Midpoint (Hauschild et al., 2013) and LCC considering the contribution of the different actors of the value chain, i.e. consumer, producers and waste management operators. A misalignment in the contribution to the life cycle environmental impacts and economic costs can be identified. However, it should be noted that some assumptions in the modelling of the waste management were made, e.g. in terms of waste composition, and that some aspects need to be further investigated, e.g. by including a more detailed modelling of the collection, both in terms of transport (trucks used for collection) and including the production and cost of the bins.

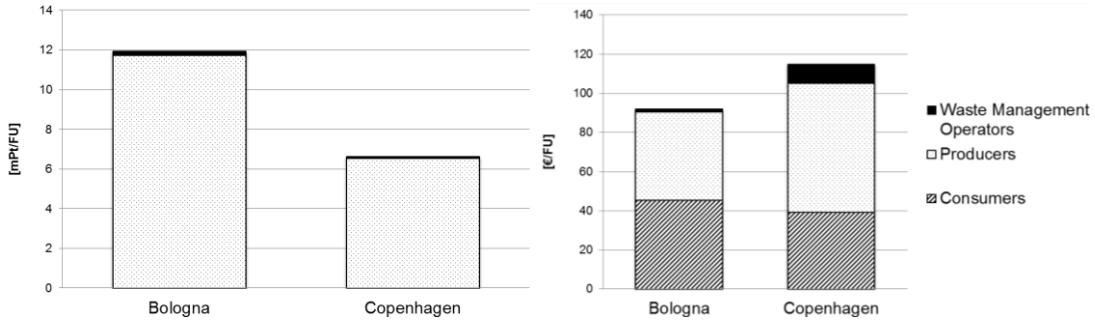


Figure 4: LCA results after weighting with ILCD recommended LCIA methodology (left) and LCC results including both conventional and E-LCC (right) considering the contribution of the different actors

4. Conclusions

The evaluation of circularity strategies should be performed not only from an environmental life cycle perspective, but also including economic considerations. The case of the comparative analysis of aluminium cans production, use, collection and recycling in Bologna and Copenhagen showed that the best option from an environmental point of view is also leading to higher costs. Therefore, to support the decision making process we suggest to combine the environmental (i.e. life cycle indicator scores) and economic criteria (i.e. environmental life cycle costs) with multi-criteria decision analysis (MCDA) methodology, which allows the weighting of the different scores.

5. Acknowledgments

M.N. would like to thank Carlsberg Foundation for funding her postdoc project "*Design of Cradle to Cradle® - Inspired System for Beer Beverage Packaging*".

6. 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.

Amienyo, D, Azapagic, A, 2016. Life cycle environmental impacts and costs of beer production and consumption in the UK. Int J Life Cycle Assess DOI 10.1007/s11367-016-1028-6.

Astrup, T 2013. Waste incineration-recovery of energy and material resources. Danish Ministry of the Environment. Copenhagen:

Berkhout B, Bertling L, Bleeker Y, de Wit W, Kruis G, Stokkel R, Theuws R. 2013. The Contribution made by Beer to the European Economy. ISBN 978-2-9601382-2-1

Cruz, NF, Simões, P, Marques RC, 2012. Economic cost recovery in the recycling of packaging waste: the case of Portugal. J Clean Prod 37, 8-18.

EC-JRC-IES, 2010. ILCD Handbook - General guide on LCA - Detailed guidance. Euroepan Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. First edit. Vol. 15. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Elliot, T, Gibbs, A, Jones, P, Von Eye, M, Hann, S 2015. A Scottish Deposit Refund System. Eunomia Research & Consulting Ld, Bristol (UK).

EU Commission, 2015. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. COM (2015) 614

Gmelin, H, Seuring, S, 2014. Determinants of a sustainable new product development. J Clean Prod 69: 1–9.

Hauschild, MZ, Goedkoop, M, Guinée, J, Heijungs, R, Huijbregts, M, Jolliet, O, Margni, M, De Schryver, A, Humbert, S, Laurent, A, Sala, S, Pant, R 2013. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. Int J Life Cycle Assess 18(3): 683–697.

HERAmbiente, 2012. Dichiarazione Ambientale Anno 2012. Complesso Impiantistico Via Stradelli Guelfi 73, Bologna (BO). Bologna: HERAMBIENTE SPA.

HERAmbiente, 2013. Dichiarazione Ambientale Impianto per il trattamento dei rifiuti solidi Granarolo dell'Emilia (BO) Via del Frullo 3/F. Bologna: HERAMBIENTE SPA.

ISO, 2006a. Environmental management. Life cycle assessment. Principle and framework. ISO 14040:2006. Vol. 44. Geneva, Switzerland.

ISO, 2006b. Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. ISO 14044:2006. Vol. 44. Geneva, Switzerland.

ISTAT, 2016. (2015, 01 01) Comuni-italiani. viewed 02.22.2016 <http://www.comuni-italiani.it/provincep.html>

Laurent, A, Bakas, I, Clavreul J, Bernstad, A, Niero, M, Gentil, E, Hauschild, MZ, Christensen, TH, 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems--part I: lessons learned and perspectives. Waste Manage 34(3): 573–88.

Lieder, M, Rashid, A, 2015. Towards Circular Economy implementation: A comprehensive review in context of manufacturing industry. J Clean Prod http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.042

Martinez-Sanchez, V, Kromann, MA, Astrup, TF, 2015. Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. Waste Manage 36,343–355.

Niero, M, Negrelli, AJ, Hoffmeyer, SB, Olsen, SI, Birkved, M 2016. Closing the loop for aluminium cans: Life Cycle Assessment of progression in Cradle-to-Cradle certification levels. J Clean Prod 126, 352-362.

Princigallo, R, Visini, D, 2016. A comparative Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing of Aluminium beverage cans systems: Bologna vs. Copenhagen. Alma Mater Studiorum, Universitá di Bologna. Tesi di Laurea in Resources and Recycling.

Rigamonti, L, Ferreira, S, Grosso, M, Marques, RC, 2015. Economic-financial analysis of the Italian packaging waste management system from a local authority's perspective. J Clean Prod 87, 533-541

Statistics Denmark, 2016. Statistics Denmark. viewed 23.02.2016 <http://www.dst.dk>

Swarr, TE, Hunkeler, D, Kloppfer, W, Pesonen, A-L, Ciroth, A, Brent, AC, Pagan R, 2011. Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice. SETAC Press, Brussels.

Analisi di benchmarking mediante l'applicazione della metodologia Life Cycle Costing a diversi scenari di trattamento di fanghi di depurazione

Francesca Rinaldi[1], Grazia Barberio[2], Laura Cutaia[2], Floriana La Marca[1], Vincenzo Librici[3]

[1]Università La Sapienza, Roma
[2]ENEA, Roma
[3]Aquaser S.r.l.

Email: **francescarinaldi345@yahoo.it**

Abstract

Il presente lavoro illustra i risultati di uno studio condotto da ENEA per conto di AQUASER (gruppo ACEA SpA) per la valutazione comparativa degli impatti economici di diversi scenari di recupero e smaltimento di fanghi di depurazione civile, mediante la metodologia Life Cycle Costing. I sistemi di trattamento messi a confronto sono: compostaggio, effettuato dall'azienda AQUASER S.r.l. e che quindi comporta l'inclusione di dati primari, e altri scenari quali digestione anaerobica, incenerimento e discarica, per i quali sono stati invece utilizzati dati secondari. In particolare si è svolta una comparazione dei diversi scenari di trattamento analizzando in primis i risultati del Life Cycle Costing e successivamente mettendo a confronto tali risultati con quelli derivanti dal Life Cycle Assessment precedentemente svolto in uno studio condotto da ENEA per conto di AQUASER S.r.l..

1. Introduzione

Il Life Cycle Costing (LCC) è un'analisi di tutti i costi riguardanti un prodotto o servizio considerando l'intero ciclo di vita, dalla produzione alla fase di utilizzo, al fine vita. In combinazione con il Life Cycle Assessment (LCA), il LCC serve ad analizzare la dimensione economica della sostenibilità (Klöpffer & Renner, 2008). L'Environmental LCC è basato sullo stesso modello del LCA, utilizza gli stessi confini del sistema e la stessa unità funzionale e considera l'intero ciclo di vita del prodotto. La correlazione tra Environmental LCC e LCA permette di evidenziare e/o confermare aspetti molto importanti del ciclo di vita dei prodotti in quanto entrambi tengono conto sia della fase di produzione e acquisto ma anche dei costi della fase di utilizzo e di fine vita del prodotto.

Il LCC nelle sue diverse tipologie (convenzionale, ibrido, ambientale) è stato applicato a diversi tipi di prodotti, con funzioni e caratteristiche diverse. L'innovatività del seguente lavoro rispetto agli studi già in essere (Xu et al., 2013, Hong et al., 2008) consiste nell'applicazione di tale strumento ai fanghi di depurazione civile, considerando e confrontando tra loro i seguenti scenari: compostaggio e spandimento, digestione anaerobica e spandimento, incenerimento e smaltimento in discarica.

2. Relazione

2.1 Scopo dello studio

Lo scopo dello studio è l'analisi dei costi di quattro scenari di trattamento dei fanghi provenienti dalla depurazione delle acque reflue civili mediante Life Cycle Costing. Tale analisi viene infine posta a confronto con i risultati del Life Cycle Assessment precedentemente svolto relativo ai medesimi quattro scenari.

Gli scenari presi in considerazione per la stima e il confronto dei costi riguardano il fine vita dei fanghi prodotti nei depuratori di reflui civili e sottoposti a pre-trattamento, e sono:

- Compostaggio e spandimento (configurazione di esercizio dell'impianto Kyklos di proprietà AQUASER S.r.l.);
- Digestione anaerobica e spandimento;
- Incenerimento;
- Smaltimento in discarica.

2.2 Descrizione degli scenari

All'interno dei quattro scenari di riferimento elencati per l'analisi LCC, l'impianto di compostaggio analizzato ai fini dello studio, è quello di Kyklos S.r.l. di proprietà di AQUASER S.r.l. (Gruppo ACEA S.p.A.).

Affinché i risultati del LCC possano essere relazionati ai risultati ottenuti con l'LCA precedentemente svolto, l'unità funzionale e i confini del sistema scelti sono gli stessi dello studio LCA.

L'unità funzionale è pari a 1 t di fanghi provenienti dalla depurazione di reflui civili.

I confini del sistema sono:

- Fase di trasporto: costi dei consumi e costi del personale
- Fase di pre-trattamento e trattamento: costi operativi, costi di manutenzione e costi del personale, ricavi commercializzazione prodotto
- Fase di fine vita: costi di smaltimento, costi del personale.

Per ogni fase si considerano i relativi costi e ricavi. Sono esclusi dal sistema i costi relativi alla fase di ricerca e sviluppo delle tecnologie considerate e i costi di produzione dei macchinari e delle infrastrutture.

2.3 Metodo di valutazione

Poiché LCC e LCA hanno la stessa struttura e possono essere interpretati insieme, è molto utile condurre entrambe le analisi con lo stesso software, in questo caso SimaPro. Per il Life Cycle Costing, a differenza del Life Cycle Assessment, all'interno di SimaPro non esiste un metodo strutturato per la conduzione dell'analisi, né esiste un database dei costi. Per effettuare lo studio è stato quindi necessario creare un metodo ad hoc e reperire tutti i dati. Un metodo di valutazione si compone di quattro fasi:

- Selezione e definizione delle categorie d'impatto: identificazione degli impatti;
- Classificazione: assegnazione dei risultati dell'inventario alle categorie d'impatto; Caratterizzazione: determinazione dei fattori di conversione per rappresentare diversi impatti in un'unica categoria;
- Normalizzazione: espressione degli impatti potenziali in maniera tale da poterli confrontare tra loro;
- Pesatura: espressione degli impatti mediante un unico valore adimensionale.

Di seguito si riporta la descrizione del metodo sviluppato per lo studio LCC.

Le categorie d'impatto scelte per la formulazione del metodo sono: Costi operativi; Costi di manutenzione; Costi di trasporto – fango; costi di trasporto – materiale; costi di smaltimento; costi di recupero; incentivi; tasse. Queste categorie di impatto sono poi aggregate all'interno delle seguenti categorie di danno, secondo quanto si conviene in uno studio LCA/LCC, come mostrato nello schema di Figura 1: costi di trattamento; costi di trasporto; costi di fine vita; costi esterni. Il fattore di danno è 1 poiché i dati sono tutti con la stessa valuta e non si considerano variazioni nel tempo (Ciroth et al., 2009).

Dopo l'individuazione delle categorie d'impatto d'interesse, si procede con la classificazione, in altre parole all'assegnazione dei dati dell'inventario alle diverse categorie d'impatto. Il fattore di caratterizzazione è 1 poiché non si considera il fattore di "discounting", e i dati sono tutti nella stessa valuta (Ciroth, 2015). La normalizzazione nel LCC non è applicata (Ciroth et al., 2009). Infine per la pesatura i dati si aggregano mediante semplice somma senza considerare fenomeni di "discounting" o "increasing" nel tempo, quindi il fattore di pesatura è 1 (Ciroth et al., 2009).

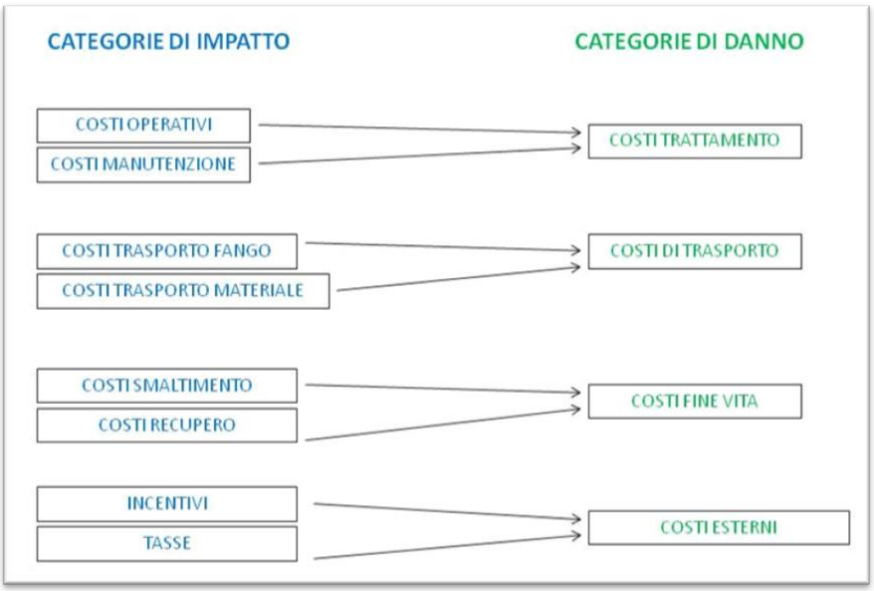


Figura 1: Categorie d'impatto del metodo e rispettive categorie di danno

2.4 Raccolta dati

Di seguito si riportano i dati relativi ai soli costi operativi e di recupero dello scenario compostaggio (Tabelle 1 e 2) e dello scenario digestione anaerobica (Tabelle 3 e 4). I dati positivi rappresentano i costi, mentre i dati negativi rappresentano i ricavi. Per lo scenario compostaggio sono stati utilizzati diversi dati forniti da Kyklos S.r.l.

Tabella 1: Raccolta dati scenario compostaggio - costi operativi

COSTI OPERATIVI							
	Unità di Misura	**Valore**	**Fonte**	**Altro**	**Unità di Misura**	**Valore**	**Fonte**
Consumo elettricità Impianto	€/kWh	0,17	Azienda		€/t fango	9,35	Calcolato
Diesel	€/l	1,30	Azienda	Trasporto incluso	€/t fango	3	Calcolato
Acido solforico	€/t acido	127	Azienda	Trasporto incluso	€/t fango	0,42	Calcolato
Materiale biofiltrante	€/m^3	37,50	Azienda	Trasporto incluso	€/t fango	2,20	Calcolato
Acqua	€/m^3	0	Azienda	Prelievo Pozzo	€/t fango	0	Calcolato
Fango in ingresso	€/t fango	Dato sensibile	Azienda	Ricavo	€/t fango	Dato sensibile	Calcolato
Personale	€/anno	500000	Azienda		€/t fango	9,17	Calcolato

Tabella 2: Raccolta dati scenario compostaggio - costi di recupero

COSTI DI RECUPERO							
	Unità di Misura	**Valore**	**Fonte**	**Altro**	**Unità di Misura**	**Valore**	**Fonte**
Vendita + spandimento ammendante	€/t ammendante	Dato sensibile	Azienda	*	€/t fango	Dato sensibile	Calcolato
Fertilizzante, N	€/t	-300	Camera di Commercio RM	**FA**	€/t fango	-1,16	Calcolato
Fertilizzante, P_2O_5	€/t	-490	Camera di Commercio RM	**FA**	€/t fango	-0,73	Calcolato
Fertilizzante, K_2O	€/t	-900	Knlan Chemical Co., Ltd	**FOB**	€/t fango	-8,62	Calcolato

**Nello studio si utilizza il costo della sola vendita senza servizio spandimento, già incluso nella voce trasporti*

Tabella 3: Raccolta dati scenario digestione anaerobica – costi operativi

COSTI OPERATIVI							
	Unità di Misura	**Valore**	**Fonte**	**Altro**	**Unità di Misura**	**Valore**	**Fonte**
Consumo elettricità	€/kWh	0,17	Azienda		€/t fango	5,74	Calcolato
Diesel	€/l	1,30	Azienda	Trasporto incluso	€/t fango	2,38	Calcolato
Fango in ingresso	€/t fango	-80	Azienda	Ricavo	€/t fango	-80	Calcolato
Personale	€/anno	480.078			€/t fango	8,80	Calcolato
Amministrazione	% rispetto alla manutenzione ordinaria	17%	CRB Università di Perugia		€/t fango	0,93	Calcolato

[*] *Azienda, Commissariato Straordinario per La Realizzazione e Gestione Dell'impianto di Digestione Anaerobica Presso Lo Stir Di Casalduni (Bn) – Progetto Preliminare*

Tabella 4: Raccolta dati scenario digestione anaerobica – costi di recupero

COSTI DI RECUPERO							
	Unità di Misura	**Valore**	**Fonte**	**Altro**	**Unità di Misura**	**Valore**	**Fonte**
Elettricità	€/kWh	0,109	GSE		€/t fango	-176,26	GSE
Calore	€/kWh	0,04	Costo medio		€/t fango	-4	Calcolato
Vendita prodotto	€/m^3 digestato con N 3-5 kg, P_2O_5 0,7-1,2 kg, K_2O 2-4 kg	12,13		Considerando la valorizzazione di tutti i nutrienti contenuti nel digestato proveniente da 1 t di fango	€/t fango	13,67	Calcolato
		4,51		Considerando la valorizzazione solo dell'azoto contenuto nel digestato proveniente da 1 t di fango.	€/t fango	2,48	Calcolato
Spandimento	€/t prodotto	Dato sensibile	Azienda		€/t fango	Dato sensibile	Calcolato

COSTI DI RECUPERO							
	Unità di Misura	**Valore**	**Fonte**	**Altro**	**Unità di Misura**	**Valore**	**Fonte**
Fertilizzante, N	€/t	-300	Camera di Commercio RM	**FA**	€/t fango	-0,66	Calcolato
Fertilizzante, P_2O_5	€/t	-490	Camera di Commercio RM	**FA**	€/t fango	-0,4067	Calcolato
Fertilizzante, K_2O	€/t	-900	Knlan Chemical Co., Ltd	**FOB**	€/t fango	-4,887	Calcolato

2.5 Risultati dello studio LCC

Di seguito si riporta il confronto dei risultati dell'analisi dei costi dell'intero ciclo di vita del prodotto, sostenuti dai diversi attori coinvolti considerando tutti gli scenari finora descritti, sia in fase di caratterizzazione (Figura 2, Tabella 5) sia mediante punteggio singolo adimensionale finale (Figura 3). La rappresentazione grafica della caratterizzazione mostra il valore maggiore pari al 100% (positivo o negativo) e i restanti valori in percentuale rispetto al precedente. Dalle rappresentazioni grafiche si evidenzia che:

- Il compostaggio nella fase di trattamento (che include fase operativa e di manutenzione) presenta dei ricavi importanti, così come nella fase di recupero grazie sia alla vendita dell'ammendante prodotto dall'impianto sia al costo evitato di produzione dei fertilizzanti contenuti nel prodotto inviato a spandimento. Infatti rispetto alla digestione anaerobica il compostaggio ha una resa maggiore in termini quantità di fertilizzante uscente dall'impianto per t di fango. Presenta invece i massimi costi relativi al trasporto e allo smaltimento dei rifiuti di processo. Il trasporto, rispetto ai processi d'incenerimento e discarica, comprende sia quello del fango in entrata che del prodotto in uscita inviato a spandimento. Quest'ultimo è maggiore nel caso del compostaggio rispetto al caso della digestione anaerobica poiché la resa del processo del compost è maggiore della resa del processo del digestato (il compostaggio produce 0,917 t di compost finale a partire da 1 t di fango, mentre la digestione anaerobica produce circa 0,52 t di digestato da 1 t di fango). I rifiuti da smaltire nel processo di compostaggio sono sia solidi (plastiche ecc.) sia liquidi (percolato), provocando quindi dei costi di smaltimento elevati.
- La digestione anaerobica è la soluzione con il massimo ricavo all'interno dei costi operativi, presenta bassi costi di manutenzione e ricavi maggiori rispetto al compostaggio, provenienti dal recupero dei prodotti di processo grazie al recupero sia del digestato sia di energia elettrica e termica dal biogas prodotto dalla reazione. I costi di trasporto del fango sono elevati a causa del trasporto sia del fango in entrata sia del prodotto uscente dall'impianto.

- L’incenerimento produce dei costi nel bilancio del trattamento (costituiti da costi operativi e costi di manutenzione). Tali costi sono però affiancati da ricavi importanti nella fase di fine vita, grazie ai ricavi provenienti dal recupero di energia elettrica e termica e da bassi costi di smaltimento dei rifiuti provenienti dalla combustione e dalla depurazione dei fumi. I costi del trasporto fango sono inferiori rispetto ai casi precedenti poiché non vi è trasporto di prodotto in uscita. I costi di trasporto dei rifiuti sono compresi nei costi di smaltimento.
- Lo smaltimento in discarica presenta i costi minimi di manutenzione, trasporto e smaltimento rifiuti, ma non presenta dei ricavi provenienti dal recupero dei prodotti di processo, solo dei ricavi provenienti dal bilancio dei costi operativi.

-

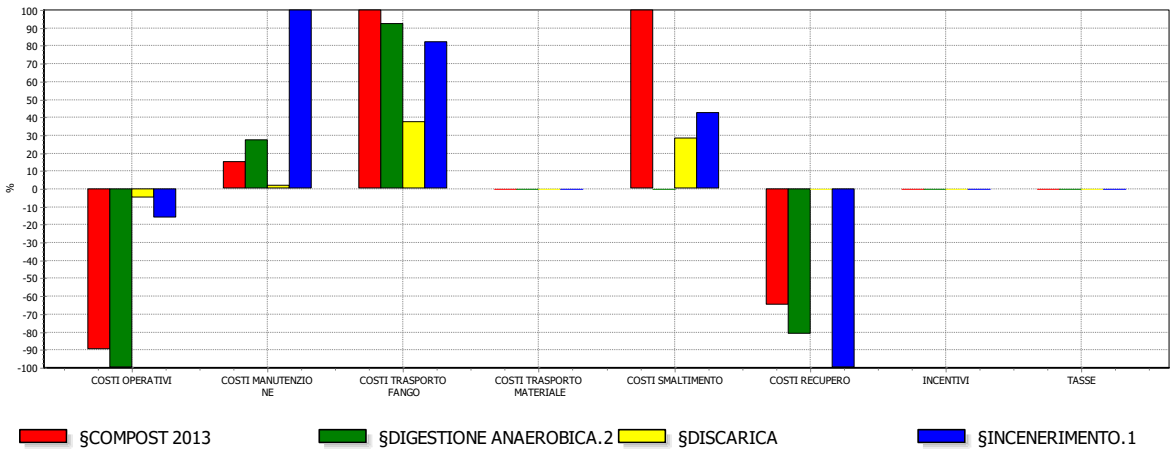


Figura 2: Rappresentazione risultati mediante Caratterizzazione

Tabella 5: Risultati caratterizzazione

Categoria d'impatto	**Unità**	**COMPOST**	**DIGESTIONE ANAEROBICA**	**DISCARICA**	**INCENERI-MENTO**
COSTI OPERATIVI	EURO	-55,86	-62,15	-3,06	-10,06
MANUTENZIONE	EURO	4,95	8,84	0,72	32,23
TRASPORTO FANGO	EURO	17,125	15,8	6,46	14,1
TRASPORTO MATERIALE	EURO	x	x	x	x
SMALTIMENTO	EURO	15,583	x	4,44	6,67
RECUPERO	EURO	-26,10	-32,5	x	-40,09
INCENTIVI	EURO	x	x	x	x
TASSE	EURO	x	x	x	x
		TOT -44,30	TOT -70,01	TOT 8,56	TOT 2,85

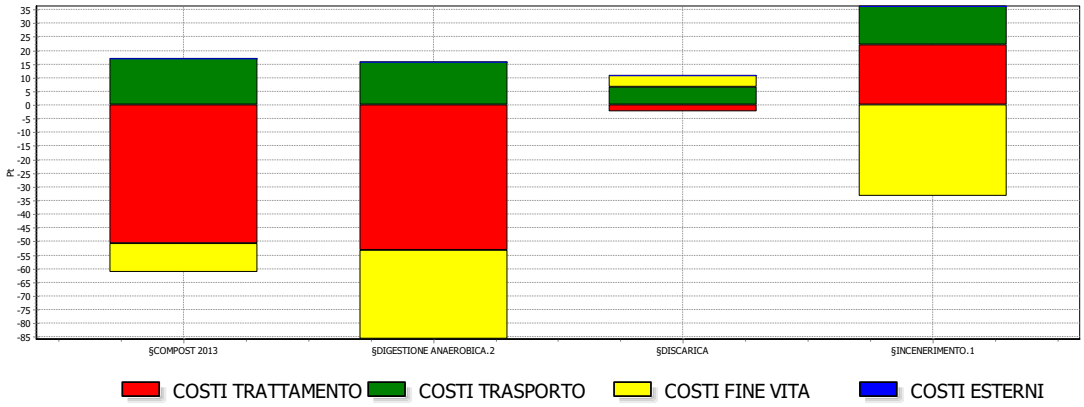


Figura 3: Rappresentazione risultati mediante Punteggio Singolo

2.6 Confronto LCC-LCA

Di seguito si rappresenta il confronto dei risultati ottenuti sia dal punto di vista economico che ambientale. In particolare si analizzano in parallelo i risultati in €/t fango ottenuti nello studio LCC e i risultati in ecopunti ottenuti nello studio LCA. Tale analisi parallela è fornita mediante presentazione portfolio (Hunkeler et al., 2008) in cui in ascissa vi è il costo in Euro per tonnellata di fango e in ordinata ci sono gli ecopunti risultanti dall'analisi LCA in punteggio singolo degli scenari corrispondenti (Tabella 6 e Figura 4).

Da tale rappresentazione si evidenzia che la digestione anaerobica risulta lo scenario più vantaggioso sia dal punto di vista economico che dal punto di vista ambientale. Lo smaltimento in discarica risulta invece lo scenario con massimi costi e massimo impatto ambientale. Il compostaggio e l'incenerimento si pongono come soluzioni intermedie tra le due precedenti, dove il compostaggio presenta comunque dei vantaggi dal punto di vista economico grazie ai ricavi generati dal processo per tonnellata di fango trattata, mentre l'incenerimento risulta una tecnologia di recupero dispendiosa, generando dei costi per tonnellata di fango trattata.

Tabella 6: Confronto risultati LCC e risultati LCA

	LCC	**LCA**
	Totale Euro/t fango	**Totale Ecopunti**
COMPOSTAGGIO	-44,3	15,48
DIGESTIONE ANAEROBICA	-70,01	-26,25
INCENERIMENTO	2,85	-3,37
DISCARICA	8,56	25,56

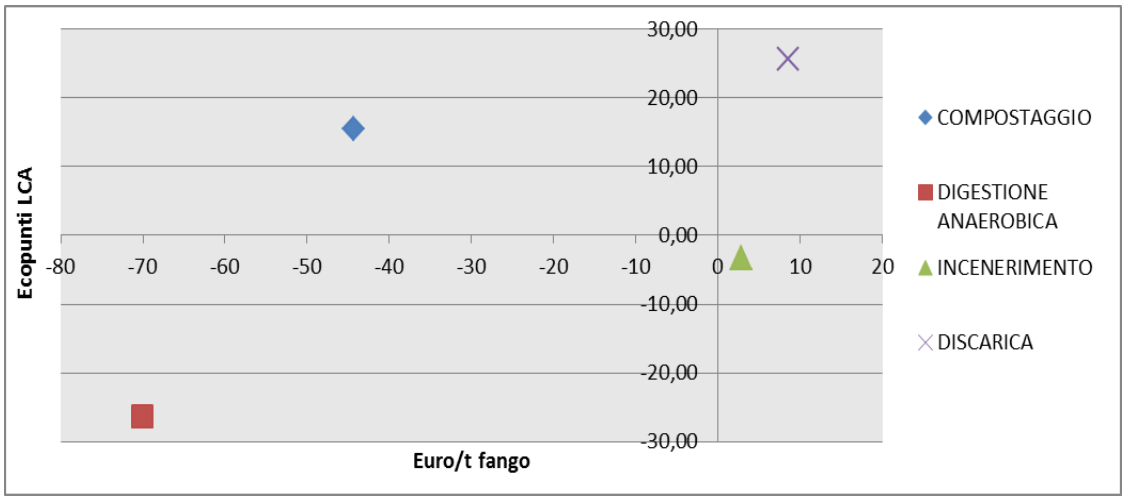


Figura 4: Rappresentazione portfolio risultati LCC e LCA

3. Conclusioni

Il tema della gestione dei fanghi di depurazione è di forte interesse per le problematiche di costi economici, conformità normativa e impatto ambientale. L'incidenza del costo del trattamento e dello smaltimento dei fanghi risulta significativa ed in modo particolare negli impianti di grande dimensione. Inoltre, l'evoluzione della normativa sia per la gestione dei fanghi sia per la tutela delle acque, pone dei vincoli sempre più stringenti per le soluzioni tradizionali quali il recupero in agricoltura e lo smaltimento in discarica. La scelta della soluzione più idonea richiede un esame corretto delle alternative in relazione alle normative ambientali, alle caratteristiche dei fanghi (contenuto di metalli pesanti e di sostanze tossiche) e dei processi (efficienza, costi e smaltimento di residui finali). Lo scopo del presente documento è stato di effettuare uno studio di Environmental Life Cycle Costing su diversi scenari di smaltimento/trattamento di fanghi di depurazione quali: compostaggio, effettuato dall'azienda Kyklos S.r.l. e che quindi comporta l'inclusione di dati primari, digestione anaerobica, incenerimento e discarica. Questo può portare a migliorare la gestione del fine vita di questo scarto attraverso la sua valorizzazione e con benefici di tipo ambientale ed economico.

I risultati di questo studio hanno evidenziato che: per il compostaggio il bilancio complessivo tra costi e ricavi per 1 tonnellata di fango è negativo, pari a -44,3 Pt, quindi i ricavi sono maggiori dei costi; per la digestione anaerobica il bilancio complessivo tra costi e ricavi per 1 tonnellata di fango è negativo, pari a -70,01 Pt, quindi i ricavi sono maggiori dei costi; per l'incenerimento Il bilancio tra costi e ricavi per 1 tonnellata di fango è positivo, pari a 2,85 Pt, quindi i costi risultano maggiori dei ricavi; per lo smaltimento in discarica il bilancio tra costi e ricavi per 1 tonnellata di fango è positivo, pari a 8,56 Pt, quindi i costi risultano maggiori dei ricavi.

Inoltre, è stato effettuato il confronto dei risultati ottenuti sia dal punto di vista economico che ambientale, mediante un confronto LCC-LCA. Da tale rappresentazione si evidenzia che la digestione anaerobica risulta lo scenario più vantaggioso sia dal punto di vista economico che dal punto di vista ambientale.

4. Bibliografia

Ciroth, A, 2015. Comunicazione personale, lista Pre Consultant.

Ciroth, A, Franze, J, 2009. Life Cycle Costing in SimaPro. GreenDeltaTC Berlin.

Hong, J, Hong J, Otaki, M, Jolliet, O,, 2008. Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan. W. Manag., 29, 696–703.

Hunkeler, D, Rebitzer, G, Lichtenvort, K, (edts.) 2008. Environmental Life Cycle Costing. Lead authors: Ciroth, A, Hunkeler, D, Huppes, G, Lichtenvort, K, Rebitzer, G, Rüdenauer, I, Steen, B, Taylor e Francis. SETAC publications, New York, USA.

Klöpffer, W, Renner, I, 2008. Life-Cycle Based Sustainability Assessment of Products. Env. Manag. Acc. for Clean. Prod., 24, 91-102.

Xu, C, Chen, W, and Hong, J, 2013. Life-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China. J. of Cl. Prod., 67, 79-87.

La Social Life Cycle Assessment di un prodotto biologico: il caso di una ricotta

Monica Serreli[1], Manuela Cozzi[2], Alessandra Zamagni[3], Luigia Petti [4]

[1] serrelimonica@gmail.com
[2] Studio Eco Project, L'Aquila
[3] Ecoinnovazione srl, ENEA spin-off. Via Guido Rossa 26, 35020 Ponte San Nicolò (Padova)
[4] Dipartimento di Economia, Università "G. d'Annunzio" Pescara – Italia

E-mail: l.petti@unich.it

Abstract

Questo lavoro presenta l'applicazione della Social Life Cycle Assessment (S-LCA) ad una ricotta affumicata al ginepro, con l'obiettivo di testare la capacità di tale metodologia di cogliere gli aspetti sociali legati ad un prodotto complesso, e proporne eventuali sviluppi. La ricotta in esame è prodotta da una cooperativa agricola situata in Abruzzo e seppure presenti un processo produttivo semplice, è al contempo un prodotto complesso, poiché incorpora il territorio, l'ambiente e i valori di chi produce, in particolare quelli appartenenti al settore agro-alimentare. Tale complessità richiede un approccio diverso nella valutazione del potenziale impatto socio-economico del prodotto, a causa delle numerose interdipendenze esistenti tra prodotto, territorio e attori coinvolti. I risultati relativi allo stakeholder consumer mostrano che tale "preziosità" richiede di ampliare il concetto di qualità, che deve essere in grado di inglobare i molteplici aspetti del prodotto e di affinare la metodologia della Social LCA per poter cogliere quelle innumerevoli interazioni tra un sistema prodotto e ciò che lo circonda, cioè gli elementi chiave per ogni valutazione non solo degli aspetti sociali ma anche di sostenibilità.

1. Introduzione

Alcune recenti ricerche mostrano che il "saper fare" correlato alla produzione di prodotti artigianali sarà negli anni a venire uno straordinario strumento di crescita e innovazione in diversi settori (Probst et al., 2015). "Saper fare" significa tradizione, territorio, ambiente: valori che si riflettono direttamente sulla qualità dei prodotti. Questa tendenza verso un'elevata qualità dei prodotti è evidente anche in settori come l'agricoltura, anche se il sistema agricolo dominante in Europa resta quello dell'agricoltura industriale. I motivi principali sono legati alla capacità di tale sistema di massimizzare l'efficienza produttiva, essendo caratterizzato da una produzione orientata al mercato, dalla specializzazione aziendale, dal consistente ricorso a sostanze chimiche, da alti consumi energetici, da forti investimenti di capitali e basso impiego di manodopera (Bonciarelli e Bonciarelli, 2008). Ciò però implica diverse conseguenze a livello ambientale (ma non solo), connesse allo sfruttamento dell'ecosistema tra cui la riduzione della fertilità dei terreni, inquinamento delle acque, e il depauperamento della biodiversità, per citarne alcuni. Un'alternativa al modello di agricoltura industriale è rappresentato dall'agricoltura biologica (Regolamento CE 834/2007), biodinamica (Steiner, 2009) e le produzioni

integrate (Direttiva CE 128/2009), che si contraddistinguono per essere modelli di produzione economicamente vantaggiosi per gli agricoltori, rispettosi dell'ambiente e con un'importante funzione sociale (attenti alla salute umana, alla qualità dei prodotti e volti a promuovere la responsabilità sociale).
Tra questi modelli, quello dell'agricoltura biologica è in grande espansione, e nel 2015 si è registrata la più alta incidenza percentuale delle superfici biologiche nel nostro Paese ed anche i consumi interni hanno segnato una crescita del +19%, con un trend unico anche rispetto ad altri settori dell'agroalimentare. Anche gli operatori sono aumentati del 5,8% dal 2013 e la superficie coltivata con il metodo biologico ha avuto un incremento del 5,8 rispetto al 2014 (Giardina, 2015).
In questo contesto di riferimento, questo lavoro si propone l'obiettivo di presentare l'applicazione della metodologia S-LCA ad una ricotta affumicata al ginepro. Lo studio vuole testare inoltre anche la capacità della metodologia di S-LCA di cogliere gli aspetti sociali legati ad un prodotto multifunzionale che ha un forte legame con il territorio, e proporne ulteriori sviluppi.

2. Metodo

Il framework di riferimento per lo studio è quello definito dalle Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products (UNEP/SETAC, 2009), che rispecchia la struttura dell'LCA. Questo studio di S-LCA si caratterizza per essere un ibrido tra il tipo I e il tipo II (UNEP/SETAC, 2009) per le seguenti caratteristiche. In conformità al tipo I, vengono valutate le performance sociali del prodotto, e non i suoi impatti, adottando per la caratterizzazione il metodo SAM (Subcategory Assessment Method) (Sanchez Ramirez et al., 2014), secondo il quale i reference points sono definiti sulla base di norme e del contesto socio-economico e geografico. L'applicazione della metodologia è descritta nei paragrafi 2.2 e 2.3. Inoltre, considerando che l'obiettivo di uno studio di S-LCA è quello di contribuire al miglioramento delle condizioni sociali, il sistema prodotto è stato analizzato anche in relazione alla sua capacità di contribuire positivamente o negativamente ad un'area di protezione, identificata nel "benessere" (Weidema, 2006). Nello specifico, questo significa valutare il grado in cui ciascun aspetto sociale, identificato applicando il tipo I, contribuisce (e con quale intensità) al raggiungimento del benessere, in altre parole quanto un prodotto o servizio (livello micro) contribuisca o incida al raggiungimento di un obiettivo di end-point.
Il punto di partenza per lo sviluppo di questo approccio è la considerazione che un impatto sociale sorge quando un prodotto interagisce con il sistema circostante e dà quindi luogo a conseguenze positive o negative. Pertanto l'adozione nella S-LCA dell'ipotesi ceteris paribus, comunemente adottata nell'LCA, viene considerata fortemente limitativa, in quanto gli impatti o performance sociali nascono dall'interazione del prodotto con il sistema in cui questo è inserito (Zamagni et al., 2011).
Il metodo sviluppato richiede che, nell'ambito della fase di definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, si definiscano i seguenti aspetti, descritti nei paragrafi successivi:

- il contesto di riferimento del prodotto analizzato, e le interazioni tra il prodotto e il sistema;
- l'identificazione degli aspetti sociali (performance) rilevanti;
- lo sviluppo di questionari per la raccolta dei dati e loro applicazione, in linea con il metodo SAM;
- l'identificazione della connessione di ciascun aspetto sociale con l'area di protezione e valutazione del relativo grado di intensità.

Quest'ultimo aspetto è presentato solamente a livello concettuale, mentre le fasi precedenti hanno preso in considerazione solo lo stakeholder "consumatore", perché l'azienda era innanzitutto interessata alla risposta di questa parte in causa.

2.1. Il contesto, l'azienda e il prodotto

L'azienda (cooperativa agricola Allevatori Società Cooperativa Anversana - A.S.C.A.) opera in un contesto di contrazione del settore agricolo e per contrastare tale tendenza, ha lavorato da subito in modo multifunzionale. Oltre alla sua funzione primaria di produrre cibo e fibre, l'agricoltura multifunzionale può anche proteggere l'ambiente e il territorio e conservare la biodiversità, gestire in maniera sostenibile le risorse, contribuire alla sopravvivenza socio-economica delle aree rurali, garantire la sicurezza alimentare (OECD, 2001). La multifunzionalità va oltre la diversificazione dell'attività agricola e la pluriattività dell'azienda, poiché include tutte le funzioni che può svolgere il settore primario: funzioni territoriali (cura del paesaggio, conservazione delle risorse); funzioni produttive (sicurezza e salubrità degli alimenti, qualità, valorizzazione delle risorse naturali e culturali; benessere degli animali); sociali (vitalità delle aree rurali, argine allo spopolamento, recupero tradizioni); ambientali (biodiversità, smaltimento e riciclo rifiuti, bilancio delle emissioni di gas) (Henke, R, 2004).
Nel caso studio in oggetto le funzioni territoriali, sociali e ambientali relative al prodotto ricotta sono svolte. dall'azienda tramite la coltivazione di aree impervie e inospitali, la preservazione di territori scarsamente infrastrutturati, la difesa antincendio boschivo, un presidio attivo anche delle aree meno antropizzate e più disagiate; la difesa idrogeologica del territorio, la tutela del territorio montano tramite la cura dei sentieri. Le funzioni produttive sono in gran parte raggiunte grazie alla pastorizia, quali ad esempio la sopravvivenza della razza, in via di estinzione, ovina Sopravvissana (MIPAAF, 2007), razza a triplice attitudine, che garantisce la conservazione di tecniche di trasformazione artigianali e la produzione di formaggi a rischio di estinzione, di elevato valore organolettico e nutrizionale (lavorazione a latte crudo). Per quanto riguarda le funzioni sociali, l'azienda aiuta la sopravvivenza di una cultura millenaria, previene il problema dell'abbandono della montagna e del degrado ambientale, innova la tradizione con prodotti/servizi innovativi (albergo diffuso, didattica in fattoria, Adotta una pecora), con la creazione di un rapporto diretto con il consumatore grazie a dei canali di vendita che mettono il consumatore in contatto con l'azienda, che rendono possibile la comunicazione del valore del prodotto. Infine le funzioni ambientali sono relative al mantenimento biodiversità, riduzione dei consumi e utilizzo energie rinnovabili utili a migliorare l'impronta ecologica.

Alla luce di quanto detto risulta che un'attività è multifunzionale quando dà luogo a produzioni congiunte, una di queste è l'agricoltura sociale intesa come l'"insieme di attività a carattere agricolo, inteso in senso lato, con l'esplicito proposito di generare benefici per fasce particolari della popolazione (persone con bisogni speciali, anziani, bambini)" (Senni, 2005 p.10). In particolare nel caso in questione tale funzione permette di aumentare l'occupazione (anche di extracomunitari), promuovere e partecipare ad attività ed eventi volti ad un miglioramento del livello di benessere del territorio e non solo (partecipazione a progetti di cooperazione in Afghanistan e Marocco), diffondere ed educare le nuove generazioni grazie alla fattoria didattica.
Un altro elemento caratterizzante l'azienda A.S.C.A., e che risulta trasversale alla funzione sociale e a quella territoriale, è quella che ha portato alla creazione di una rete, che da un lato permetta di fare crescere il territorio circostante e quindi incrementare lo sviluppo di tutti ed aumentare il potere negoziale di piccole unità produttive, e dall'altro diffonde i principi dell'economia solidale (Parco Produce, RES Abruzzo, Banca Etica, VeM, WWOOF Italia) per promuovere, organizzare od ospitare eventi condivisi, iniziative, incontri tematici, ecc. che favoriscano la diffusione di una cultura sul prodotto tipico regionale, sul valore della produzione biologica non solo per la salute ma anche per l'ambiente.

2.2. Unità funzionale, confini del sistema e sotto-categorie

L'unità funzionale (UF) è definita come una forma di ricotta affumicata al ginepro (di circa 300 gr) in imballaggio primario di plastica. L'UF ha una funzione puramente numerica, in quanto viene utilizzata per gestire la quantificazione degli aspetti sociali.
Nella Figura 1 sono sintetizzati i processi della produzione della ricotta affumicata.

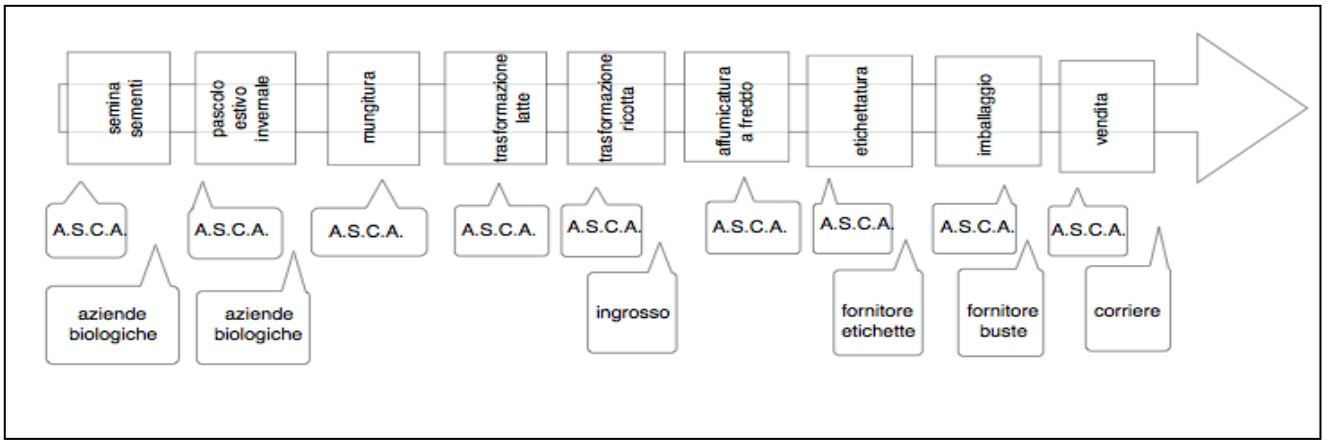


Figura 1: Processi di produzione della ricotta affumicata

I confini del sistema sono "dalla culla al mercato" e comprendono le fasi di semina delle sementi, pascolo, mungitura, trasformazione latte, trasformazione ricotta, affumicatura a freddo, etichettatura, imballaggio e vendita.
In considerazione dei numerosi aspetti e caratteristiche del prodotto in questione è stato necessario ampliare gli indicatori presenti nei Methodological

sheets (Benoit et al, 2013), così da cogliere la complessità e la preziosità del prodotto. Nella Tabella 2 sono elencate le sotto-categorie e i relativi indicatori sviluppati e selezionati per il prodotto analizzato. Gli indicatori inseriti sono mutuati dai S.A.F.A. (Sustainability Assessement of Food and Agricolture System) (FAO, 2013), dal V.I.V.A. Sustainable Wine (MATTM, 2014), dalle norme ISO (ISO 10004: 2012), dalle Methodological Sheets (Benoit et al, 2013) e dalle indicazioni fornite dall'azienda.

Tabella 1: Sottocategorie e indicatori identificati ad hoc

SOTTO-CATEGORIE	INDICATORI
food quality	Percentuale della produzione totale conforme agli standard sul bilogico di qualità nutrizionale (CE 834/07, 889/08)
customer satisfaction	Grado di soddisfazione del consumatore
consumer engagement	Presenza di meccanismi utilizzati dall'azienda per coinvolgere e impegnarsi con i consumatori
territorio	Presenza di programmi/attività dell'azienda volti alla gestione alla tutela e gestione dell'ecosistema territoriale Presenza di programmi/attività dell'azienda volte alla promozione del territorio
due diligence	Presenza di una politica chiara per la valutazione degli impatti (ambientali, economici, sociali e di governo) riguardanti la sostenibilità Presenza di strumenti atti a valutare gli impatti Presenza di documenti che dimostrino che i dati sulla valutazione degli impatti vengono utilizzati per prendere le decisioni a lungo termine sull'area della sostenibilità
traceability system	Evidenza di tracciabilità di tutte le fasi della catena del prodotto in modo che i prodotti possano essere facilmente e correttamente identificati ed eventualmente ritirati
certified production	Possibilità di identificare tutti gli ingredienti e gli inputs usati nel processo produttivo Certificazione di sostenibilità nell'approvvigionamento di tutti gli ingredienti e gli inputs del processo produttivo
mission explicitness	Presenza di documenti in cui è esplicitata la mission aziendale Conoscenza da parte dei dipendenti e soci della mission aziendale
mission driven	Presenza nei codici e nelle politiche aziendali della mission dell'impresa Presenza di documenti atti a dimostrare che le performance influenzano la mission Presenza di documenti atti a dimostrare l'incidenza della mission sulla politica di sviluppo

Per la quantificazione delle sotto-categorie è stato utilizzato il metodo SAM, strutturata in 4 fasi:

- identificazione delle unità di processo;
- definizione del requisito di base per valutare ogni sotto-categoria;
- definizione di livelli in base al contesto ambientale o la pratica organizzativa e la disponibilità dei dati;
- assegnazione di un valore quantitativo.

Si identificano 4 livelli per ogni sottocategoria, ad ogni livello viene associata una scala numerica che trasforma i dati qualitativi in dati quantitativi, fornendo al metodo un carattere semi-qualitativo. L'analisi attuale si è focalizzata sullo stakeholder consumer, e la raccolta dati è stata svolta attraverso la somministrazione dei questionari, che sono stati costruiti ad hoc per valutare i dati di inventario di ogni sotto-categoria. I questionari restituiti sono stati 53 di cui 47 completi, 6 incompleti ma comunque rappresentativi poiché avevano superato il 50% di risposte. Non è stato possibile scegliere il campione di riferimento, poiché l'azienda non possiede una mappatura della sua clientela tale da permettere l'estrazione di un campione rappresentativo.

2.3. Analisi del rapporto prodotto-contesto

Come anticipato, l'elemento cardine dell'approccio è rappresentato dall'identificazione delle connessioni (o linkages) del prodotto con il sistema circostante, e successivamente del loro contributo alla categoria "benessere".
Relativamente alle connessioni, la loro identificazione è stata svolta adottando un approccio bottom-up, in stretta collaborazione con l'azienda produttrice, prendendo in considerazione: disciplinari di produzione dell'agricoltura biologica, contesto socio-economico in cui opera l'azienda, aspetti sociali identificati nei Methodological sheets (Benoit et al, 2013) e nell'Handbook for Product Social Impact Assessment (Fontes, 2016). I confini del sistema, nell'ambito del quale sono state identificate le connessioni, sono stati definiti in accordo con l'azienda produttrice, partendo dal ciclo di vita fisico della ricotta, esteso agli ambiti influenzati dalla sua produzione. Per la quantificazione delle connessioni sono state considerate diverse tecniche della Network Analisys (NA) (Wadhwa, 2006) quali: Brand Network Analysis (BNA), Product Network Analysis (PNA) e Social Network Analysis (SNA). Nella NA, l'analisi dei legami è una tecnica per valutare le relazioni (collegamenti) tra i nodi. I rapporti possono essere identificati tra i vari tipi di nodi, rappresentati da individui nella SNA, da prodotti nella PNA, o organizzazioni. Per quanto riguarda l'area di protezione "benessere", è stato utilizzato l'indicatore composito Better Life Index[5] (BLI) (OECD, 2011), per la sua valutazione e quantificazione. Il benessere è un concetto complesso, che richiede di essere misurato con un indicatore.

[5] L'indicatore misura il benessere di un paese e riguarda i 34 Paesi membri dell'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economici (OCSE)

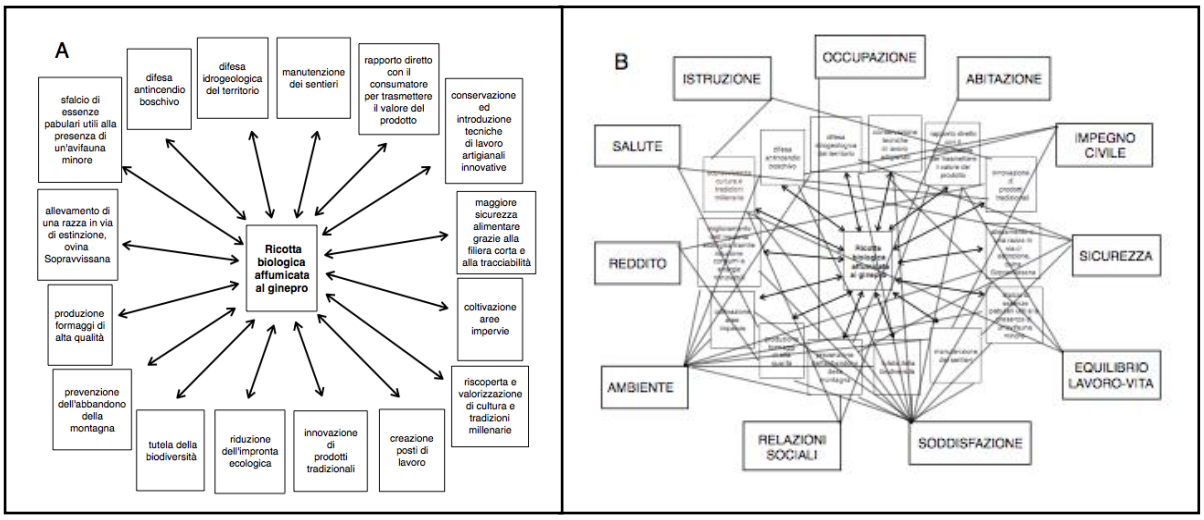


Figura 2: A Linkages ricotta-sistemi di contesto, ricotta – B sistemi di contesto-indici BLI

multidimensionale. Undici sono i criteri che concorrono alla definizione del BLI, e rappresentano ciò che l'OCSE considera come elementi essenziali per il benessere in termini di condizioni di vita materiale (abitazione, reddito, lavoro) e di qualità della vita (relazioni sociali, istruzione, ambiente, governance, salute, soddisfazione personale, sicurezza, rapporto tra vita privata e lavoro).
Così come nella SNA i network possono essere rappresentati in forma visuale, ricorrendo a rappresentazioni che raffigurano gli attori come punti e i legami come linee che congiungono i punti, così sono stati illustrati nella Figura 2A i sistemi legati all'ambiente di produzione della ricotta e nella Figura 2B la correlazione tra i sistemi di contesto della ricotta e gli indicatori del BLI.
Come si evince dalle immagini, il prodotto produce effetti su diversi sistemi (difesa idrogeologica del territorio, tutela della biodiversità), che non rientrano nelle sue funzioni primarie, per questo possiamo definirlo un prodotto "prezioso" nel senso che interagisce con svariati sistemi in modo positivo e dunque li arricchisce.

2.4. Risultati

Per una maggiore robustezza dei risultati, è stata effettuata una triangolazione dei dati raccolti con i questionari. Considerando la filiera corta in termini di numero di attori, come si evince dalla Figura 1, la triangolazione è stata fatta interpellando sia i titolari dell'azienda, che i consumatori della ricotta e in ultimo alcuni consorziati del Consorzio Parco Produce, di cui fa parte anche l'azienda.

Tabella 2: Risultati

Sotto-categorie	Scala livelli	Scala numerica	Valutazione risultati
salute e sicurezza	B	3	Viene rispettata la legislazione nazionale in materia di salute dei lavoratori e le norme di igiene e sicurezza rispetto al prodotto destinato alla vendita sono rispettate
meccanismo di feedback	A	4	Vengono utilizzati svariati strumenti (telefono, email, social network, sito internet,..) volti a contattare il cliente, a coinvolgerlo e a rimanere in contatto con lui. Inoltre l'azienda valuta la soddisfazione dei clienti tramite questionari e social network
privacy	B	3	E' adottata una politica formale per il trattamento dati personali dei clienti
trasparenza	B	3	Anche se l'azienda non redige report volontari in materia di responsabilità sociale poiché di fatto comunica all'esterno la sostenibilità delle politiche aziendali utilizzando il sito internet. Inoltre opera in modo assolutamente trasparente
responsabilità di fine vita	B	3	Non fornisce ai consumatori indicazioni dettagliate sul fine vita, l'azienda ha comunque seriamente valutato l'unico materiale di scarto del prodotto (l'imballaggio) per verificare l'esistenza di un altro imballaggio meno impattante. Al momento attuale l'imballaggio non è riciclabile né sostituibile.
food quality	A	4	Il prodotto è conforme agli standard di qualità, ma ha superato e migliorato tale standard ottenendo deroghe alle normative (deroga alla lavorazione del latte crudo) che hanno permesso al prodotto di avere qualità organolettiche e nutrizionali eccellenti. Tali caratteristiche sono comprovate da numerosissimi premi.
customer satisfaction	A	4	Su una scala di 4 livelli l'84% dei consumatori ha espresso la valutazione più alta.
consumer engagement	A	4	Grande presenza di iniziative dell'azienda volte al coinvolgimento e all'impegno con i clienti
territorio	A	4	È evidente l'impegno dell'azienda sia nella tutela e gestione dell'ecosistema territoriale, sia nella sua promozione
due diligence	B	3	Anche se è presente una chiara politica nell'ambito della sostenibilità, non vengono di fatto utilizzati strumenti atti a valutare gli impatti, né tantomeno esistono documenti comprovanti l'utilizzo di tali dati.
traceability system	B	3	Tutte le fasi sono tracciabili

Sotto-categorie	Scala livelli	Scala numerica	Valutazione risultati
certified production	A	4	L'azienda è certificata come "biologica" è dunque ogni fase è rigidamente controllata, compresi gli approvvigionamenti. Il metodo di produzione biologico è notoriamente considerato più sostenibile di tutti gli altri metodi di produzione agricola (Briamonte Pergamo, 2010).
mission explicitness	B	3	La mission è chiara e dichiarata
mission driven	A	4	L'orientamento che la mission determina è dichiarato e dimostrabile

3. Conclusioni

L'applicazione della metodologia S-LCA ad un prodotto "prezioso" come quello analizzato in questo studio, evidenzia che il sistema prodotto non può essere analizzato in isolamento, ma va visto in relazione al contesto in cui opera, perché è da tale interazione che nascono gli impatti sociali. Questa prospettiva ha richiesto lo sviluppo di un approccio che consentisse di valutare la complessità e preziosità del prodotto stesso, caratterizzata quest'ultima dalla capacità del prodotto di creare connessioni (positive e/o negative) con altri sistemi a livello fisico/territoriale, sociale, istituzionale, educativo. Nella fase di impact assessment è stato utilizzato il metodo SAM per la quantificazione delle sotto-categorie, e l'area di protezione "benessere" come target rispetto al quale identificare e misurare le connessioni del prodotto ricotta. Sono state identificate nuove sotto-categorie e i relativi indicatori, che consentono di valutare prodotti complessi e preziosi, in contrapposizione a prodotti definiti "poveri", ossia realizzati solo per soddisfare uno specifico bisogno.
L'identificazione delle connessioni del prodotto con il sistema circostante, e successivamente del loro contributo alla categoria del benessere ha evidenziato la necessità di un approccio che riesca a gestire e dunque a valutare la complessità, per comprendere al meglio tali relazioni. Molto spesso nel campo della S-LCA la necessità di semplificazione ha portato a studiare poco tali interrelazioni, ma ciò rischia di impoverire quella che è un'analisi sociale a tutti gli effetti e che, dunque, non può non considerare tali connessioni.
Lo step successivo dell'analisi presentata consiste nello sviluppo di un modello computazionale per il calcolo delle intensità delle connessioni, e nell'allargamento dell'analisi alle diverse categorie di stakeholders.

4. Bibliografia

Bonciarelli, F, Bonciarelli, U, 2008. Agronomia, Edagricole Scolastico

Briamonte, L, Pergamo, R, 2010. I metodi di produzione sostenibile nel sistema agroalimentare, INEA

EU Commission, 2009. Direttiva CE 128/2009

EU Commission, 2007. Regolamento CE 834/2007

Eu Commission, 2008. Regolamento CE 889/08

Fontes, J, 2016. Handbbook for Social Impact Assessment, viewed 1 March 2016 http://product-social-impact-assessment.com/wp-content/uploads/2014/07/Handbook-for-Product-Social-Impact-Assessment-3.0.pdf

Giardina, F, 2015. Sinab Il biologico Italiano. Bio in cifre, viewed 6 Marzo 2016 http://www.sinab.it/sites/default/files/share/OK!!.pdf

Henke, R, 2004. Verso il riconoscimento di una agricoltura multifunzionale Teorie, politiche, strumenti. INEA, Studi & Ricerche, Edizioni Scientifiche Italiane

ISO, 2010. ISO/TS 10004:2010, Quality management – Customer satisfaction – Guidelines for monitoring and measuring

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Teritorio e del Mare, 2014. V.I.V.A. Sustainable Wine. Disciplinare Aria. Disciplinare Acqua. Disciplinare Vigneto. Disciplinare Territorio

Ministero delle Politiche agricole alimentari e forestali, 2007 .Elenco delle razze minacciate, Ottobre 2007.

OECD, 2001. Multifunctionality Towards an analytical framework. Agricolture and food, OECD Publication service

OECD, 2011, How's life? Measuring well-being, OECD Publishing

FAO Natural Resources Management and Environment Department, 2013. SAFA Sustainability Assessement of Food and Agricolture Systems, Food and Agricolture Organisation of the United Nations (FAO), viewed 7 Feb 2016, http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/SAFA_Guidelines_Final_122013.pdf

Probst, L, Frideres, L , Pedersen, Lidé, S, 2015. Business Innovation Observatory. Collaborative Economy: collaborative production and the maker economy, European Commission

Regolamento CE 834/2007

Sanchez Ramirez, PKS, Petti, L, Haberland, NT, Lie Ugaya, CM, 2014. Subcategory assessment method for Social Life Cycle Assessment. Part 1: methodological framework. Int J Life Cycle Assess 19(8): 1515–1523

Senni S. (2005), L'agricoltura sociale come fattore di, Agriregionieuropa, n. 2

Steiner,R, 2009. Impulsi scientifico-spirituali per il progresso dell'agricoltura (Corso sull'agricoltura) Ediz. Antroposofica

UNEP/SETAC, 2009. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, viewed 8 Feb 2016, http://bit.ly/1L54IpB

Benoit Norris, C, Traverso, M, Valdivia, S, et al. The Methodological sheets of sub-categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA), viewed 1 Mar 2016 http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/11/S-LCA_methodological_sheets_11.11.13.pdf,

Wadhwa, CL, 2006. Network Analisys and Synthesis, New Agw International Limited

Weidema, BP, 2006. The integration of economic and social aspects in life cycle assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 11, Special Issue 1, 89-96

Zamagni, A, Amerighi, O, Buttol, P, 2011. Strengths or bias in social LCA? Int J Life Cycle Assess. 16, 596–598

Social LCA: indicatori per l'applicazione nel settore lattiero-caseario

Maria Claudia Lucchetti[1], Olimpia Martucci[1], Ilaria Massa[2], Gabriella Arcese[3]

[1] Università degli Studi Roma Tre
[2] Sapienza Università di Roma
[3] Università degli Studi di Bari Aldo Moro

Email: **ilaria.massa@uniroma1.it**

Abstract

La Social Life Cycle Assessment (SLCA) è lo strumento di valutazione degli aspetti economico-sociali basato sull'approccio del ciclo di vita. La mancanza di uno standard ha stimolato la proposta di approcci applicativi diversi, e spesso fortemente specifici, al fine di fornire utili contributi e migliorare la capacità dello strumento di essere applicato. Il presente lavoro ha l'obiettivo di fornire uno schema generico applicabile alle imprese del settore lattiero-caseario per la valutazione degli impatti sociali con metodologia SLCA.Seguendo le indicazioni dei documenti di riferimento della SLCA, sono stati individuati gli stakeholder di riferimento, le categorie di impatto e gli indicatori. La costruzione dello schema ha evidenziato la necessità in futuro di sviluppare documenti di riferimento specifici per settore. È inoltre necessario ampliare lo studio delle categorie di impatto realtive alla categoria di stakeholder dei consumatori.

1. Introduzione

Il Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) definisce il quadro completo per l'integrazione delle tre dimensioni che compongono il complesso concetto di sostenibilità, valutando la sostenibiltà secondo l'approccio del ciclo di vita realizzato dal punto di vista triple bottom line – ambientale, economico e sociale – (Kloepffer 2008; Finkbeiner et al, 2010; Zamagni, 2012).

In particolare, il Social Life Cycle Assessment (SLCA) è lo strumento per la valutazione degli impatti socio-economici reali o potenziali relativi ai soggetti coinvolti lungo l'intero ciclo di vita (UNEP/SETAC, 2009).

Nonostante la chiara necessità di integrare questi tre aspetti, tale modello presenta ancora problemi in merito all'efficacia della sua applicabilità. Sono ancora necessari approfondimenti metodologici– ed elaborazioni di specifiche indicazioni per settore produttivo di applicazione (Arcese et al, 2016; Valdivia et al, 2013; Neugebauer et al, 2015).

Questo lavoro si concentra sulla metodologia SLCA, con lo scopo di individuare uno schema di riferimento per la valutazione degli impatti sociali nel settore lattiero-caseario, partendo dalla definizione degli stakeholder chiave per arrivare ad individuare le sotto categorie di impatto al fine di proporre un set di indicatori.

2. Letteratura di riferimento

Il crescente interesse per le questioni sociali ha condotto ad un progressivo aumento della produzione scientifica in materia (Wu, 2014; Jørgensen, 2012).

In particolare, negli ultimi anni (2011-2014) sono stati pubblicati numerosi casi di studio finalizzati ad evitare il rischio di sviluppare una metodologia di difficile applicazione (Arcese et al. 2016). Tuttavia, la mancanza di uno standard ha comportato lo sviluppo di diversi approcci. Così, il quadro teorico SLCA è estremamente frammentato (Macombe et al. 2013).

La metodologia SLCA fa riferimento allo standard ISO 14040-44 e si base sulle stesse fasi dell'analisi LCA ambientale.

Per definizione, gli impatti sociali sono conseguenze di pressioni positive o negative sugli endpoint (Areas of Protection - AoP) sociali (UNEP/SETAC, 2009), mantenendo invariati il concetto di sistema e i suoi confini; unità funzionale; cut-off e allocazione.

Le Linee Guida SLCA, documento di riferimento della metodologia, individuano cinque categorie di stakeholder - lavoratori, consumatori, comunità locale, società e attori della catena del valore. Successivamente è stato introdotto il concetto di sotto-categoria di impatto per fornire elementi per definire gli indicatori di inventario relativi a ciascuna categoria di stakeholder. Le difficoltà di creazione di un inventario nell'ambito degli impatti sociali ha portato alla redazione di schede metodologiche per dotare i ricercatori di un riferimento per l'applicazione della SLCA (UNEP/SETAC, 2010; 2013).

3. Materiali e Metodi

L'obiettivo principale della SLCA è di valutare gli impatti socio-economici che direttamente e indirettamente riguardano gli stakeholder coinvolti lungo il ciclo di vita del prodotto. Il sistema preso in analisi è mostrato in Figura 1.

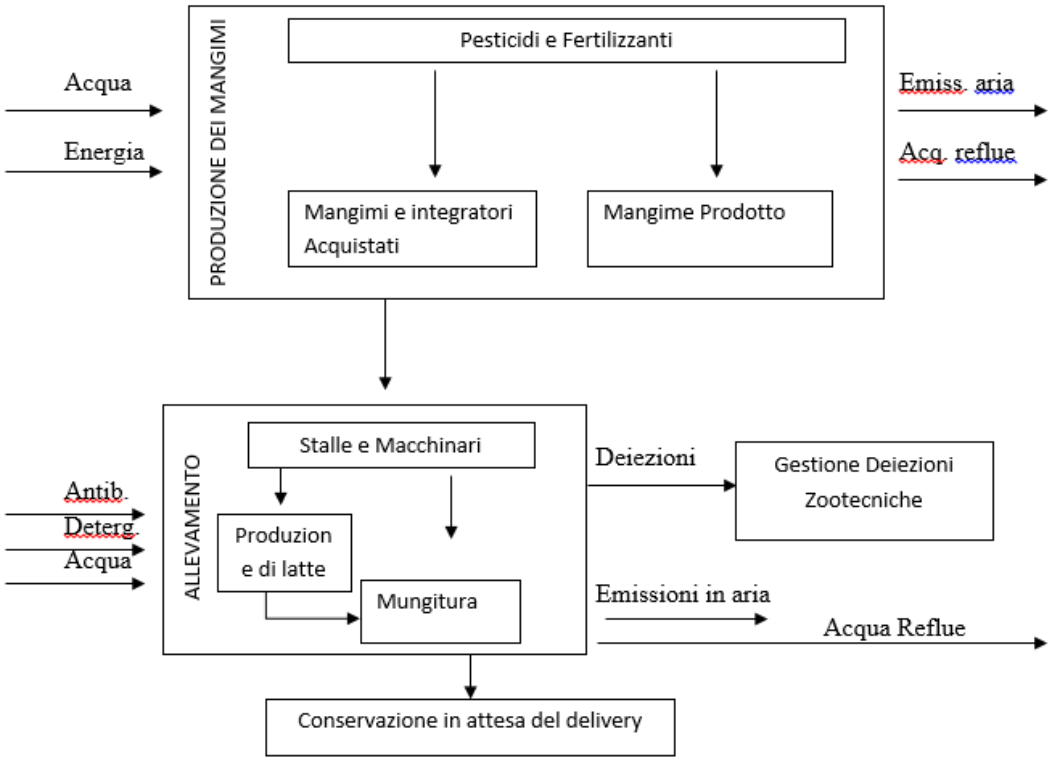


Figura 1: Sistema e confini del sistema

Secondo le Linee Guida SLCA, il primo livello di classificazione impatti socio-economici avviene con l'individuazione delle categorie di stakeholder (UNEP/SETAC, 2009). A seconda della fase del ciclo di vita le categorie possono variare nella loro composizione (ad esempio ci si può riferire agli attori di valore della catena sia in termini di *upstream suppliers* che di distributori). Sulla base di tali considerazioni, sono state identificate e dettagliate le seguenti categorie di stakeholder, e successivamente sono state specificate le sotto categorie di impatto di riferimento (Tabella 1).

Tabella 1: Identificazione degli Stakeholder chiave, Riferimenti: GRI.4 (G4-25) – SLCA (Section 4.1)

STAKEHOLDER	DEFINIZIONE
Lavoratori	Questa categoria comprende i lavoratori impegnati nel comparto agricolo, zootecnico e amministrativo.
Comunità Locale	Cittadini residenti nel territorio
Società	Organizzazioni che al livello micro (enti locali) e/o a livello macro (enti nazionali, associazioni) interagiscono direttamente o indirettamente con l'azienda
Attori della catena del valore	Fornitori di beni o servizi
Consumatori	Organizzazione che acquista il prodotto

4. Risultati

Di seguito si riportano, raggruppati per categorie di stakeholder, le categorie di impatto fornendone una definizione (Tabella 2) e nelle successive Tabelle 3,4,5,6,7 ne sono esplicitatii relativi indicatori qualitativi e quantitativi.

Tabella 2: Definizione delle categorie di impatto

Stakeholders	Categorie di impatto	Definizione
Lavoratori	Orario di lavoro	Rispetto delle disposizioni di legge vigenti in materia di orario di lavoro.
	Condizioni di lavoro	Impegno per garantire ai dipendenti un ambiente di lavoro stimolante e gratificante, che favorisca lo sviluppo personale e professionale
	Pari Opportunità	Impegno profuso per garantire pari condizioni di lavoro ed equo accesso a benefit (premi, formazione) ai suoi lavoratori.
	Salute e Sicurezza	Misure adottate per garantire condizioni di lavoro sicure e per fornire adeguate risorse per prevenire incidenti che potrebbero compromettere la salute fisica o psicologica dei dipendenti.
	Equa retribuzione	Pratiche in materia di salari adottate dall'organizzazione.
Comunità Locale	Accesso alle risorse materiali	Impegno nel rispettare, proteggere, fornire o migliorare l'accesso della comunità alle risorse materiali o alle infrastrutture
	Patrimonio culturale	Coinvolgimento in iniziative volte a preservare il patrimonio e il paesaggio naturale
	Salute e Sicurezza	Inevitabilmente le attività agricole e di allevamento sono produttive di odori e polveri. Si valuta l'impegno dell'organizzazione nel ridurre al minimo il suo impatto sulla qualità della vita locale.
	Impegno/ coinvolgimento della comunità	Impegno per favorire lo sviluppo locale
	Occupazione locale	Capacità nel contribuire direttamente o indirettamente all'occupazione locale.

Stakeholders	Categorie di impatto	Definizione
Society	Impegno per la sostenibilità	Procedure dal carattere vincolante in materia di sostenibilità (i.e. certificazioni)
	Contributo allo sviluppo economico	Entrate generate ed eventuali posti di lavoro creati
	Sviluppo tecnologico	Azioni e partnership per stimolare l'innovazione tecnologica/ ricerca
Value Chain Actors	Promozione di pratiche di RS	Promozione di iniziative di RS tra i suoi fornitori
	Relazione con i fornitori	Promozione di prassi commerciali eque e sostenibili.
Consumatori	Salute e Sicurezza	Procedure per garantire un prodotto sano e sicuro.
	Meccanismi di Feedback	Efficacia delle misure di gestione dei feedback dei consumatori.
	Trasparenza	Azioni intraprese per comunicare in modo completo informazioni sul suo prodotto.

Tabella 3: Lavoratori del comparto agricolo, zootecnico e amministrativo

Orario di Lavoro	
Durata della settimana lavorativa	h/week
Straordinari	Tot h di straordinario
	Comunicazione chiara delle ore di lavoro e le modalità di lavoro straordinario
Condizioni di lavoro	
Formazione continua	Ore medie di formazione annue per dipendente
Ambiente lavorativo	Tasso grezzo di turnover Forza di Separazione
Pari opportunità	
Benefit previsti per i lavoratori a tempo pieno che non sono forniti per i lavoratori part-time (G4-LA2)	• Assistenza sanitaria • Disabilità e copertura di invalidità • Congedo parentale • Disposizione pensionamento • Altro
Accesso ad occasioni di formazione	% di h di training per genere
Equità salariale	Differenziale salariale per genere e nazionalità
Salute e Sicurezza	
Incidenti sul lavoro	Tasso di infortuni base annua

	Tipologia di infortunio (Indice di gravità) Giornate di lavoro perse
Strumenti di prevenzione	Adeguate misure generali di sicurezza sul lavoro
	Misure preventive e protocolli di emergenza per quanto riguarda gli incidenti e gli infortuni
Adozione di strumenti volontari	Forum management-dipendenti per controllare e implementare programmi di sicurezza sul lavoro.
Equa Retribuzione	
Salario	Retribuzione oraria
Pagamento regolare e documentato	Sì/No

Tabella 4: Comunità Locale

Accesso alle risorse materiali	
Riutilizzo delle materie prime	% di riutilizzo degli input
Efficienza energetica	Misure per il risparmio energetico
Acqua	% volumi di acque di scarico utilizzate in altri processi
	Adozione di BAT per l'utilizzo dell'acqua (*)
Patrimonio culturale	
Biodiversità	Sviluppo di un sistema per il monitoraggio della biodiversità
	Selezione delle colture piantate e coltivate affinché non alterino i diversi ecosistemi presenti nel terreno (Dairy Sustainable Framework)
Salute e Sicurezza	
Gestione Rifiuti	Quantità totale di rifiuti classificati per tipologia e modalità di smaltimento
	Adozione di BAT per lo smaltimento dei rifiuti
Impegno/ coinvolgimento della comunità	
Attività per la Comunità	Collaborazioni con Autorità Locali Promuove attività formative (tirocini) Visite gratuite presso l'azienda Donazioni a organizzazioni no profit locali
Sviluppo Rurale	Partecipazione a progetti regionali/nazionali di sviluppo rurale

Engagement	Definizione di procedure per recepire eventuali reclami da parte dei cittadini
Occupazione Locale	
Catena di fornitura	% di spesa concentrata su fornitori locali
Impiego locale	% si lavoratori residenti nel Municipio
Creazione del Valore	Esistenza di partnership commerciali con organizzazioni locali

(*)IFC – WB "Environmental, Health, and Safety Guidelines for Mammalian Livestock Production" (2007)

(*)Dairy Sustainable Framework – Annual Report 2014

Tabella 5: Società

Impegno per la sostenibilità	
Certificazioni	Certificazione formale che attesti l'adozione di SGA
Contributo allo sviluppo economico	
Valore Economico Diretto e Distribuito	(ricavi- costi diretti della produzione) = valore della produzione
Occupazione	Posti di lavoro direttamente/ indirettamente creati
Sviluppo tecnologico	
R&D	Investimenti in ricerca e sviluppo
	Partnership con Enti di Ricerca / Partecipazione a progetti pilota

Tabella 6: Attori di valore della catena

Promozione di pratiche di CSR	
Sistemi di selezione dei fornitori	Codici di condotta per i fornitori
	Audit fornitori
	Iniziative per la promozione di pratiche di RS nella catena di fornitura
Relazione con i fornitori	
Pratiche commerciali	Adozione dei principi promossi dalla *Supply Chain Initiative* (COM472/2014): • accordi scritti • prevedibilità • informazione • riservatezza • responsabilità proporzionate • richieste motivate

Tabella 7: Consumatori

Salute e Sicurezza	
Qualità	Possesso di Etichette Ambientali di Prodotto
	Possesso di Certificazioni volontarie di qualità
Meccanismi di Feedback	
Customer Satisfaction	Indagini volte a indagare il livello di soddisfazione del cliente
Reclami	Tot reclami in un anno
Trasparenza	
Tracciabilità	Adozione di sistemi volontari per il miglioramento del sistema di tracciabilità
Comunicazione	Strumenti semplici ed efficaci per il reperimento informazioni sull'impresa (i.e. sito web; report di sostenibilità)

5. Conclusioni

La valutazione degli impatti sociali è altamente influenzata dal contesto geografico sociale in cui è localizzato il sistema oggetto di analisi (UNEP/SETAC 2010). Grande rilevanza nella valutazione è attribuibile al settore produttivo. L'obiettivo del presente lavoro è stato quello di elaborare uno strumento pratico e generale per valutazioni con metodologia SLCA nel settore lattiero-caseario. Le schede sono state costruite sulla base delle indicazioni fornite dai documenti di riferimento redatti dall'UNEP e SETAC. Al fine di coprire le caratteristiche specifiche del settoresono state adottate delle sotto-categorie di impatto *ad hoc* in grado di valutare aspetti sociali caratteristici del settore agro-alimentare, sulla base anche dei contributi presenti in letteratura (come ad esempio De Luca et al., 2014). Tale esercizio ha messo in evidenza la necessità di sviluppare indicatori per migliorare l'applicabilità della metodologia ad un settore caratterizzato da piccole e medie imprese (spesso contraddistinte da un forte legame territoriale o a conduzione familiare), nonché di ampliare la sezione di categorie di impatto riferite alla categoria di stakeholder dei consumatori.

Inoltre, l'applicazione nel settore agro-alimentare in generale ha anche dimostrato che gli aspetti relativi all'impatto socio-economico sui consumatori in termini di qualità del prodotto non sono ancora state affrontate. Le attuali categorie di impatto riferite ai consumatori sono associate al rischio di uso improprio del prodotto o alla composizione organolettica inappropriata. Non vi sono indicatori relativi alle esperienze di uso.

6. Bibliografia

Arcese, G., Lucchetti, M.C., Massa, I., Valente C., 2016. State of the art in S-LCA: integrating literature review and automatic text analysis. JLCA 1-12, doi: 10.1007/s11367-016-1082-0

De Luca, Anna Irene, et al. "Social life cycle assessment and participatory approaches: a methodological proposal applied to citrus farming in Southern Italy." Integrated environmental assessment and management 11.3 (2015): 383-396.

Finkbeiner, M., Schau, E.M., Lehmann, A., Traverso, M., 2010. Towards life cycle sustainability assessment. Sust., 2(10), 3309-3322. Doi:10.3390/su2103309

Jørgensen A,Dreyer LC,Wangel A 2012. Addressing the effect of social life cycle assessments. Int J Life Cycle Assess 17:828–839

Kloepffer, W., 2008. Life cycle sustainability assessment of products. Int. J. Life Cycle Assess., 13(2), 89-95. Doi: http://dx.Doi.org/10.1065/lca2008.02.376

Lagarde, V., Macombe, C., 2013. Designing the social life cycle of products from the systematic competitive model. Int. J. Life Cycle Assess., 18(1), 172-184. Doi:10.1007/s11367-012-0448-1.

Macombe C, Leskinen P, Feschet P, Antikainen R (2013) Social life cycle assessment of biodiesel production at three levels: a literature review and development needs. J Clean Prod 52:205–216

Neugebauer S, Traverso M, Scheumann R, Chang YJ, Wolf K, Finkbeiner M 2014. Impact Pathways to Address Social Well-Being and Social Justice in SLCA—Fair Wage and Level of Education. Sustainability. doi:10.3390/su6084839

UNEP/SETAC Life-Cycle Initiative 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products. United Nation Environment Programme, Paris

UNEP/SETAC, 2010. Methodological sheets of sub-categories of impact for a Social LCA. Available online at http://lcinitiative.unep.fr.

UNEP/SETAC, 2013. Methodological sheets of sub-categories of impact for a Social LCA. Aailable online at http://www.lifecycleinitiative.org

Valdivia S, Ugaya CML HJ, Traverso M, Mazijn B, Sonnemann G 2013. A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio+20. Int J Life Cycle Assess 18:1673–1685

Wu R, Yang D, Chen J 2014. Social life cycle assessment revisited. Sustainability 6(7):4200–4226

Zamagni A, 2012. Life cycle sustainability assessment. Int. J. Life Cycle Assess., 17(4):373-376. doi: 10.1007/s11367-012-0389-8

Sviluppi metodologici in campo lca



Strategie di gestione di LCD a fine vita: un caso di studio e applicazione dell'LCA

Alessia Amato, Laura Rocchetti, Francesca Beolchini

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche, Via Brecce Bianche, 60131, Ancona

Email: **f.beolchini@univpm.it**

Abstract

Un trattamento innovativo per il riciclo di schermi a cristalli liquidi (LCD) a fine vita, che include anche il recupero di indio, è analizzato e confrontato secondo la metodologia LCA con lo smaltimento in discarica, l'incenerimento e il trattamento tradizionale di riciclo, con recupero dei soli principali materiali. I trattamenti di riciclaggio consentono di evitare emissioni grazie al recupero di vetro, plastica e acciaio (circa 70 kg di CO_2-eq. per 100 kg di LCD). Dallo studio LCA non sembra conveniente spingere il riciclo fino al recupero di indio. Prove sperimentali hanno permesso di sviluppare un sistema di ricircolo che utilizza la soluzione estraente più volte, riducendo lo scarico delle acque reflue, con una diminuzione del 35% delle emissioni di CO_2-eq. Se venisse effettuato un pretrattamento in grado di concentrare l'indio di almeno cinque volte, il trattamento innovativo sarebbe più vantaggioso da un punto di vista ambientale.

1. Introduzione

I rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE) sono considerati tra i flussi di rifiuti a più rapida crescita nell'Unione Europea. Nel 2014, nel mondo sono stati generati 41,8 milioni di tonnellate (Mt) di RAEE, in Unione Europea 11,6 Mt, e in Italia 0,2 Mt, cioè 3,8 kg RAEE/abitante (Baldé et al., 2015; CDC RAEE, 2015). Gli schermi piatti a cristalli liquidi (LCD) costituiscono circa la metà della massa delle piccole o grandi apparecchiature vendute e negli ultimi anni hanno visto un incremento nelle vendite. In Unione Europea il flusso di LCD destinato a diventare rifiuto è alimentato dai più di 55 milioni di unità di LCD venduti annualmente (Statistica, 2016), agevolato, inoltre, dal fatto che la durata di vita di un LCD è stimata a circa 4-10 anni. Il fine vita degli LCD merita particolare attenzione per il contenuto significativo di sostanze con effetti sull'ambiente e sulla salute umana, come i metalli (mercurio, cadmio, piombo, ecc.) e i ritardanti di fiamma bromurati (Binnemans et al., 2013; Tsydenova e Bengtsson, 2011). Tuttavia, gli LCD rappresentano una importante fonte secondaria di elementi di valore. Di fondamentale importanza è il corretto smaltimento dei RAEE, soprattutto quelli di piccole dimensioni, poiché se vengono erroneamente gettati via tra i rifiuti domestici, potrebbero essere sottoposti a incenerimento o confinamento in discarica (Baldé et al., 2015). Gli svantaggi di queste due opzioni di gestione risiedono nella perdita di risorse, in quanto i RAEE sono considerati una vera e propria miniera urbana, nel rischio di lisciviazione di contaminanti nel caso del confinamento in discarica, e inquinamento di aria nel caso di incenerimento. La direttiva Europea 2012/19/UE sui RAEE (Commissione Europea, 2012) ha fissato degli obiettivi minimi di recupero, di preparazione al riutilizzo e di riciclaggio dei RAEE.

L'interesse per gli LCD è dovuto al contenuto di diverse frazioni di valore, tra le quali l'indio, un metallo classificato dalla Commissione Europea come materia prima critica (Commissione Europea, 2014), con una concentrazione media di circa 160 ppm (Ma e Xu, 2013; Wang, 2009). Questo metallo è utilizzato in forma di ossido combinato con stagno, per formare un film chiamato ITO (ossido di indio-stagno), un materiale optoelettronico con le caratteristiche di trasparenza alla luce visibile, conduzione elettrica e di riflessione termica (Li et al., 2011). I componenti della retroilluminazione rendono gli LCD un rifiuto pericoloso per la possibile presenza di lampade fluorescenti contenenti mercurio (Binnemans et al., 2013; Li et al., 2009; Park et al., 2006).

Il presente lavoro mira alla valutazione degli impatti ambientali tramite uno studio LCA di diverse strategie di gestione e trattamento di LCD a fine vita. Le opzioni prese in considerazione sono: (i) lo smaltimento in discarica, (ii) l'incenerimento, (iii) un processo di recupero tradizionale per i materiali più comuni (ad esempio plastica, vetro, acciaio), e (iv) un processo innovativo che rispetto al tradizionale comprende anche il recupero di indio presente nel pannello. Una volta individuate le fasi migliorabili del processo innovativo, è stata condotta un'attività sperimentale per identificare un sistema di ricircolo delle acque reflue per consentire di ridurre gli impatti del processo innovativo. Infine, è stata valutata la teorica concentrazione di indio negli LCD, ottenibile tramite pretrattamento, tale da rendere più vantaggioso il trattamento innovativo finalizzato anche al riciclo dell'indio.

2. Materiali e metodi

2.1. Opzioni di gestione degli LCD a fine vita

Sono stati considerati quattro scenari per la valutazione delle strategie di gestione di LCD a fine vita, che includono il conferimento in discarica (scenario 1) e l'incenerimento (scenario 2), inseriti come scenari di base utilizzati per il confronto con metodiche di riciclo che prevedono il recupero di materiali di valore. Lo scenario 3 prevede il riciclo tradizionale di LCD, che include una prima fase di smontaggio manuale con l'individuazione di tutte le frazioni potenzialmente recuperabili, come metalli, plastica, vetro e cavi. Nello scenario 3 il pannello rimanente dell'LCD, contenente lo strato di ITO, è considerato come un rifiuto da smaltire. Lo scenario 4 è rappresentato da un processo innovativo sviluppato dal nostro gruppo di ricerca, che oltre ad includere il processo di riciclaggio descritto nello scenario 3, prevede anche l'applicazione di processi idrometallurgici sul pannello finalizzato al recupero di indio, seguendo le condizioni ottimizzate da Rocchetti et al. (2015). Il pannello è sottoposto a triturazione fino a una dimensione dei frammenti di 1 cm ed un lavaggio con acqua per rimuovere i cristalli liquidi. Successivamente, l'indio viene lisciviato utilizzando acido solforico in una configurazione cross-current e recuperato per mezzo di cementazione con zinco dopo l'aggiunta di idrossido di sodio fino a pH 3 (Rocchetti et al., 2014). Il processo include anche il trattamento Fenton delle acque reflue provenienti dalla fase di lavaggio del pannello, effettuata con $FeSO_4$ e H_2O_2 (Kang e Hwang, 2000).

Tabella 1: processi coinvolti nel riciclaggio innovativo di LCD a fine vita, input di materie prime ed energia e materiali recuperati, riferiti a 100 kg di LCD

Processo	**Input**	**Quantità**	**Materiali recuperati**
smontaggio manuale	-		plastica, vetro, cavi, metalli
triturazione	elettricità	0,17 kWh	plastica, vetro
lavaggio e trattamento delle acque	elettricità acqua ferro solfato perossido di idrogeno (50%)	0,14 kWh 25 kg 12,25 kg 8,25 kg	-
lisciviazione	elettricità acqua acido solforico	0,65 kWh 11,57 kg 2,63 kg	vetro
cementazione	elettricità sodio idrossido zinco	0,65 kWh 1,40 kg 0,04 kg	indio

La Tabella 1 riporta gli input necessari per ogni fase del processo innovativo, compresi i reagenti e l'energia necessaria per le operazioni di impianto per il trattamento di 100 kg di rifiuti, e le frazioni recuperate.

2.2. Metodologia usata nell'LCA

Gli obiettivi principali dell'analisi LCA hanno riguardato l'identificazione degli impatti ambientali causati dalle diverse strategie di gestione di LCD a fine vita, l'individuazione della strategia di gestione più favorevole e i miglioramenti applicabili per rendere i trattamenti di riciclo più sostenibili. I confini del sistema includono il conferimento in discarica, l'incenerimento, il trattamento tradizionale e il trattamento innovativo di LCD (Figura 1). Nello studio LCA le fasi di produzione e utilizzo degli LCD, raccolta e trasporto non sono state considerate.

Per i processi di produzione di energia e materie prime e la stima del potenziale impatto ambientale dei processi considerati, è stato utilizzato il software GaBi 6 (Thinkstep) integrato con i database GaBi Professional e Ecoinvent version 2.2. L'unità funzionale è stata fissata a 100 kg di LCD a fine vita con la seguente composizione: 48% metalli, 25% plastica, 8% circuiti stampati, 7% vetro, 6% pannello, 3% altre componenti, 2% cavi, e 1% lampade. Considerando la tipologia di reagenti utilizzati nei processi di riciclo degli LCD, sono state selezionate le categorie di impatto di riscaldamento globale a 100 anni e acidificazione, valutate con i metodi raccomandati dall'International Reference Life Cycle Data System a livello di midpoint (ILCD, 2011). Per la fase di miglioramento dei trattamenti di riciclo, è stata valutata l'influenza del contenuto di indio sulla scelta dell'applicazione del processo innovativo o del processo tradizionale.

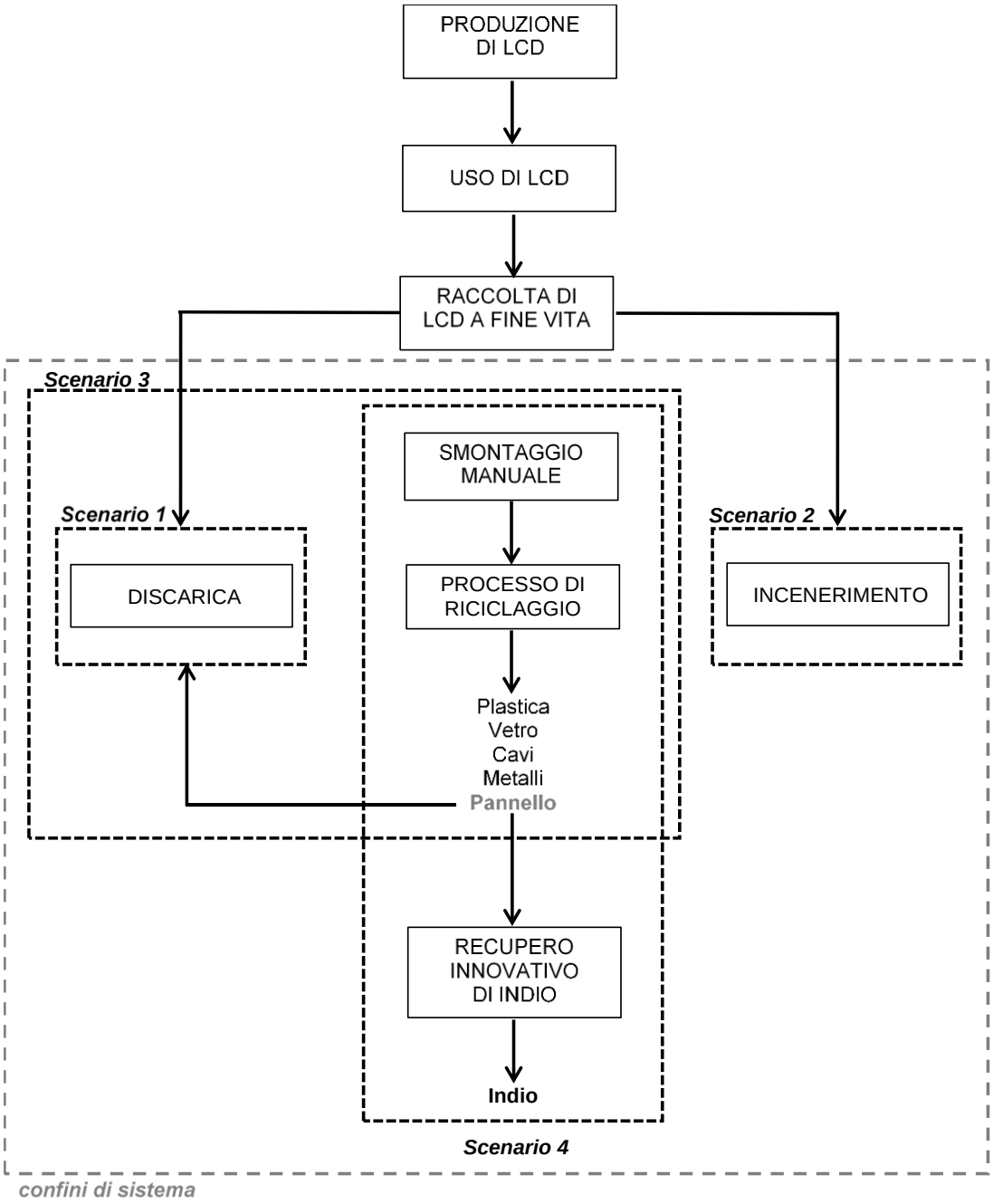


Figura 1: confini del sistema per lo studio LCA. I flussi sono riportati in Tabella 1

Per questo scopo, è stato considerato un indice espresso in percentuale, chiamato "innovativo vs tradizionale", calcolato in funzione di diverse concentrazioni di indio nel pannello (ipotizzando di ottenerle grazie a pretrattamenti che concentrano l'indio). L'indice è stato calcolato come differenza tra la somma algebrica delle emissioni ed emissioni evitate del processo innovativo meno la somma algebrica delle emissioni ed emissioni evitate del processo tradizionale, diviso per la somma algebrica delle emissioni

ed emissioni e vitate del processo tradizionale, nelle categorie di impatto di riscaldamento globale e acidificazione. Gli effetti positivi del recupero di materie prime secondarie (vetro, plastica, acciaio, alluminio, cavi, indio) sono stati quantificati come impatto evitato per la produzione primaria, e riportati come valori negativi, con un rapporto di sostituzione 1:1.

2.3. Attività sperimentale

L'LCA è stata combinata all'attività sperimentale atta a valutare la possibilità di ridurre i consumi di acqua del processo innovativo per il recupero di indio. L'acqua in oggetto è quella derivante dal lavaggio degli LCD e dalla cementazione. L'acqua del lavaggio è stata riutilizzata per trattare una seconda quantità di scarti LCD. L'operazione è stata effettuata dopo la rimozione della soluzione in superficie (circa il 10% del totale) e la sostituzione del volume. La procedura è stata ripetuta per otto volte e ogni frazione lavata è stata sottoposta a lisciviazione (Rocchetti et al., 2015). Un campione è stato raccolto per analizzare la concentrazione di indio alla fine di ogni lisciviazione e analizzato (EPA, 2001).

Per l'ottimizzazione del numero di ricircoli dell'acqua derivante dalla cementazione, dopo una fase di trattamento completo di LCD, comprendente estrazione e recupero di indio (Rocchetti et al., 2014), la soluzione di cementazione è stata utilizzata per una nuova lisciviazione dopo la sostituzione del 50% del volume per raggiungere le necessarie condizioni acide. La procedura è stata ripetuta per cinque volte, determinando al termine la concentrazione dell'indio nei campioni.

3. Risultati e discussione

3.1. Confronto tra gli scenari di gestione LCD

Il conferimento in discarica (scenario 1) e l'incenerimento (scenario 2) determinano i più alti impatti nelle categorie considerate, e ciò è particolarmente evidente per l'incenerimento nella categoria del riscaldamento globale, proprio a seguito del processo di combustione (81 kg CO2-eq.). Nella categoria dell'acidificazione, invece, i più elevati impatti sono associati al conferimento in discarica degli LCD (0,08 kg H+-eq.) a causa del possibile rilascio di contaminanti per effetto della lisciviazione. Entrambi i processi di riciclo hanno evitato la produzione di parte delle emissioni nelle categorie considerate, grazie al recupero di materiali. Tale fatto non è sempre scontato, come evidenziato in una review di Kiddee et al. (2013). Infatti, in letteratura nella maggior parte degli studi il riciclo risulta l'opzione di gestione più appropriata rispetto a incenerimento o discarica. Tuttavia, in alcuni studi è risultato che i trattamenti di riciclo hanno determinato elevati impatti nell'ambiente, ad esempio a causa della presenza di certe sostanze.

Nel presente studio, il riciclo convenzionale è risultato più vantaggioso da un punto di vista ambientale rispetto a quello innovativo (-68 kg CO_2-eq. e -0,25 kg H+-eq.), soprattutto grazie al recupero di acciaio e plastica. Lo svantaggio principale del riciclo innovativo è dovuto all'entità delle frazioni recuperate (vetro

e indio) che non compensa gli impatti determinati dall'utilizzo di reagenti nel processo di riciclo.

3.2. Riduzione del consumo di acqua

I risultati hanno evidenziato che la fase di lavaggio è stata quella con il più alto carico ambientale, con un contributo superiore al 60% sulle emissioni totali di CO_2-eq. (Figura 2). Circa l'80% di questo effetto negativo è dovuto all'utilizzo di perossido di idrogeno per il trattamento delle acque reflue. Lo studio sul riciclo dell'acqua per ridurne il consumo ha evidenziato che l'acqua per il lavaggio degli LCD può essere riutilizzata solo una volta senza perdere in maniera sigificativa l'efficienza della successiva lisciviazione. Al suo secondo riutilizzo, infatti, il contenuto organico derivante dai cristalli liquidi fa diminuire del 40% l'efficienza di estrazione di indio. Per quanto riguarda la soluzione di cementazione, questa può essere fatta ricircolare per tre volte senza effetti evidenti sulla efficienza di lisciviazione. Quest'ultima diminuisce al quarto ricircolo di circa il 42%.

I dati dell'attività sperimentale sul ricircolo dell'acqua di lavaggio e di cementazione sono stati utilizzati per lo studio di LCA. La riduzione del consumo dell'acqua ha permesso quasi di dimezzare le emissioni dovute all'utilizzo di reagenti e ai consumi energetici fino a 6,6 kg di CO_2-eq. I vantaggi del ricircolo sono stati meno evidenti, ma comunque significativi, per la fase di cementazione.

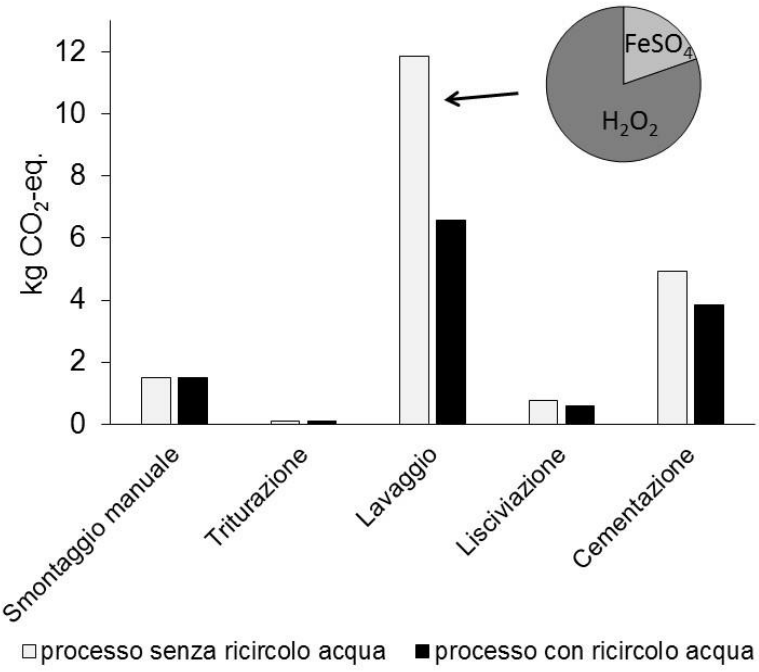


Figura 2: Potenziali emissioni di CO_2-eq. di ogni fase del processo di riciclaggio innovativo di LCD, unità funzionale 100 kg di LCD, in assenza e presenza di ricircolo delle acque. Il grafico a torta rappresenta il contributo dei reagenti usati nel lavaggio (il contributo di acqua ed elettricità sono trascurabili)

3.3. Aumento della concentrazione di indio negli LCD

L'andamento dell'indice "innovativo vs tradizionale" ha mostrato che un incremento di cinque volte della concentrazione di indio negli LCD, fino a circa 750 ppm, permette di eguagliare le emissioni di CO_2-eq. dei processi di riciclaggio innovativo e tradizionale. Nella stessa categoria di impatto, un aumento di dieci volte della concentrazione iniziale, fino a circa 1500 ppm di indio, favorisce del 15% il processo innovativo rispetto al tradizionale. Invece, se si riuscisse solamente a raddoppiare il contenuto di indio, gli impatti del trattamento innovativo e tradizionale nella categoria dell'acidificazione verrebbero eguagliati.

4. Conclusioni

Tra le strategie di gestione di LCD a fine vita considerate nel presente studio, l'incenerimento e il conferimento in discarica sono risultati i meno opportuni per le due categorie di impatto considerate: riscaldamento globale e acidificazione. La soluzione migliore è risultata essere il riciclaggio tradizionale, senza il trattamento del pannello. I trattamenti di riciclaggio permettono di evitare delle emissioni a causa della produzione primaria evitata di materiali come il vetro, la plastica, l'acciaio (circa 70 kg di CO_2-eq. evitati per 100 kg di LCD nel riciclaggio tradizionale). I punti critici del trattamento innovativo di riciclo di LCD, che comprende anche il trattamento del pannello, sono stati ovviati attraverso il ricircolo dell'acqua. Ciò ha permesso un risparmio di circa il 35% delle emissioni di CO_2-eq. Inoltre, la possibilità di effettuare un pretrattamento in grado di aumentare la concentrazione di indio nei rifiuti di almeno cinque volte rispetto al valore iniziale potrebbe rendere il processo innovativo l'opzione più sostenibile.

Considerando la notevole quantità di RAEE da gestire, il riciclo e il riutilizzo dei componenti è una condizione necessaria al fine di attuare un'economia circolare. La valutazione dei potenziali impatti ambientali può essere utile per capire se è conveniente spingere il riciclaggio fino al recupero di componenti presenti a basse concentrazioni, anche se ad alto valore (indio nel presente caso), o fermarsi ai principali materiali che compongono gli LCD.

Questo studio mostra che la concentrazione relativamente bassa di indio negli LCD di fine vita è il collo di bottiglia per il riciclaggio. Inoltre, suggerisce che la ricerca dovrebbe essere indirizzata a identificare un pretrattamento degli LCD a fine vita in grado di concentrare l'indio.

5. Ringraziamenti

Questo lavoro è finanziato dal progetto Europeo HydroWEEE-DEMO 308549. Si ringrazia la Dott.ssa Francesca Alberti per i preziosi suggerimenti.

6. Bibliografia

Baldé, CP, Wang, F, Kuehr, R, Huisman, J, 2014. The Global E-waste Monitor 2014. Quantities, flows and resources. United Nations University.

Binnemans, K, Jones, PT, Blanpain, B, Van Gerven, T, Yang, Y, Walton, A, Buchert, M, 2013. Recycling of rare earths: a critical review. J. Clean. Prod. 51, 1–22.

CDC RAEE, 2015. Rapporto annuale sul sistema di ritiro e trattamento dei rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche.

Commissione Europea, 2012. Direttiva 2012/19/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 4 luglio 2012 sui rifiuti di apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE).

Commissione Europea, 2014. Report on critical raw materials for the EU. Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials.

EPA (U.S Environmental Protection Agency), 2001. Method 200.7, Trace elements in water, solids, and biosolids by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Office of Science and Technology, Washington, D.C. 20460.

ILCD, 2011. European Commission-Joint Research Centre - 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. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

Kang, YW, Hwang, KY, 2000. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. Water Res. 34, 2786–2790.

Kiddee, P, Naidu, R, Wong, MH, 2013. Electronic waste management approaches: An overview. Waste Manage. 33, 1237–1250.

Li, J, Gao, S, Duan, H, Liu, L, 2009. Recovery of valuable materials from waste liquid crystal display panel. Waste Manage. 29, 2033–2039.

Li, Y, Liu, Z, Li, Q, Liu, Z, Zeng, L, 2011. Recovery of indium from used indium–tin oxide (ITO) targets. Hydrometallurgy 105, 207–212.

Ma, E, Xu, Z, 2013. Technological process and optimum design of organic materials vacuum pyrolysis and indium chlorinated separation from waste liquid crystal display panels. J. Hazard. Mater. 263, 610–617.

Park, HB, Lee, SE, Kim, GY, Lee, YD, Choi, KC, 2006. Effect of dual coplanar electrodes on mercury-free flat fluorescent lamps for liquid crystal display. J. Disp. Technol. 2, 60–66.

Rocchetti, L, Amato, A, Beolchini, F, 2014. Recovery of indium from liquid crystal displays. J. Clean. Prod. 1–7.

Rocchetti, L, Amato, A, Fonti, V, Ubaldini, S, De Michelis, I, Kopacek, B, Vegliò, F, Beolchini, F, 2015. Cross-current leaching of indium from end-of-life LCD panels. Waste Manage. 42, 180–187.

Statistica, 2016. Worldwide sales of LCD TV by region from 2011 to 2015 (in million units), viewed 22 Mar 2016, <http://www.statista.com/statistics/326947/lcd-sales-by-region/>.

Tsydenova, O, Bengtsson, M, 2011. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. Waste Manage. 31, 45–58.

Wang, HY, 2009. A study of the effects of LCD glass sand on the properties of concrete. Waste Manage. 29, 335–341.

Life Cycle Assessment and System Dynamics: an integrated approach for the dimension stone sector

Isabella Bianco, Gian Andrea Blengini

DIATI, Department of Environmental, Land and Infrastructure Engineering, Politecnico di Torino - Corso Duca degli Abruzzi 24, 10129, Italy

Email: isabella.bianco@polito.it

Abstract

The Italian traditional sector of dimension stones (mostly marbles and granites) has begun to recognize the importance of improving its sustainability. Nevertheless, a lot of different variables, sometimes in conflict, influence the production system from the economical, environmental and social point of view. As a consequence, a global and holistic approach is required. The on-going study aims to provide some tools facilitating the analysis of this complex system through the integration of the Life Cycle Thinking and the System Dynamic (SD) Approach. On-site data were collected in order to perform a more accurate Life Cycle Assessment (LCA) with boundaries from-cradle-to-gate. An SD model was then developed to interlink the obtained values of environmental potential impacts with economical aspects and to dynamically simulate the behaviour of the system.Introduction

1. Introduction

Dimension stones (such as granites and marbles) represent a sector of the Italian market with a long tradition. During the last decades, however, this sector deeply changed mainly because of the mechanisation and of the introduction of new working techniques (Fig. 1). Consequently, this transformed the relationships between the stone sector, the territory and the society and made the ornamental stone responsible of impacts of different nature. Issues of concern are, for example, the depletion of ornamental stone, which is a non-renewable resource, the modification of natural equilibrium and the pollution related to the stone activity. As stated by Bellini (1992) and Doveri (2008), some problems of turbid water occurred when slurry wastes reach the aquifer. Moreover, as described by Cuccia et al. (2011), dry processes and stone lorry transportation lead to problems of atmospheric aerosols in the near inhabited areas. The issue of pollution is then related also to the processes themselves (use of energy, fuel, explosives, etc.) and to the wastes they produce. On this topic, many researchers are currently investigating how stone slurry muds can potentially be recycled (e.g. Marras et al., 2010; Dino & Fornaro, 2005, Vola et al., 2011). It is so clear that, as most of the industrial processes, the stone sector has important implications on the Italian market and is source of occupational opportunities, but at the same time it involves also costs for the society and the environment. Since the variables that influence the sector are deeply interconnected, the management needs to follow an approach as much holistic and comprehensive as possible.



Figure 1: At the left, marble quarry in the Colonnata basin (Carrara); at the right, cutting of granite slabs (Crodo, Verbania)

In such systems, indeed, the whole is much more than the sum of its parts, because it has to be added also the contribution of the trans/cross-boundary interrelationships between and among the parts (Halog and Manik, 2011).
For this reason, in order to make the sector sustainable and resilient over time, it is necessary to analyse the system in its global complexity. The study presented in this paper is part of an on-going PhD study, which aims to give to the stone sector some tools in order to assess its sustainability. From the environmental point of view, it is followed a Life Cycle approach, which allows to analyse the stone production in its entirety and to avoid the shifting of impacts from one stage of the process to another one. This means that the study evaluates the potential environmental effects all along the life cycle of the stone process, with boundaries from-cradle-to-gate (from the extraction of raw materials to the finished stone product). The Life Cycle Assessment (LCA) is therefore the tool employed to calculate the potential impacts of the stone production. This kind of evaluation is usually run on voluntary basis, but they are currently largely diffused in many different fields and reported in literature as efficient tools for investigating the impact of processes (e.g. Durucan et al., 2006), for evaluating different alternatives (e.g. Bribián et al., 2011) or for comparing different products (e.g. Pargana et al., 2014). In the dimension stone field, previous LCA analyses were carried out (e.g. Traverso et al., 2009; Capitano et al., 2011), but, since just scarce data on specific stone processes are available in LCA databases, they often presented a high percentage of assumptions. Moreover, as stated before, other interlinked aspects influence the sustainability of the system. In order to define the interconnections among the different kind of variables, the study has been integrated with the System Dynamic approach, which allows to simulate the dynamicity and non-linearity of the variables over time (Reichel and Runger, 2013; Stasinopoulos et al., 2011, Trappey et al., 2011). Aim of this paper is therefore to suggest to stone industry managers an integrated methodology as tool to help them facing multi-criteria issues.

2. Methodology

The current investigation involved analysing Italian stone quarries and transformation plants to study the sustainability of the stone sector. To this aim, the methodology followed in the study is the systematic approach of the life cycle thinking, aiming at analysing a product or process over its entire life cycle. For the environmental aspects, the Life Cycle Assessment is a worldwide accepted objective tool for analyzing and quantifying the environmental consequences of products. Guidelines for assessing an LCA are standardised by the International Organization of Standardisation's (ISO) 14040-44 and by the International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook released by the European Commission Joint Research Centre (JRC). To perform an LCA, four iterative stages have to be followed: goal and scope definitions, life-cycle inventory (LCI) analysis, life-cycle impact assessment (LCIA), and interpretation. Available databases (such as Ecoinvent, Thinkstep, ELCD) gather LCA datasets about a wide range of processes. Nevertheless, there still lack information about many processes and products. The field investigated in the current study, for example, is not supported, at the moment, with datasets of the specific stone processes. In order to analyse the impacts with a more accurate detail, the study examined the processes by collecting data directly on site and through the dialog with owners of quarries and transformation plants, with firms connected to the sector and with public administrations. This inventory phase is usually the most complex and time consuming stage of the LCA. It is often difficult to gather all the data required because of the secrecy of some industrial processes or because of the unavailability of some data. In these cases the current research attempted to make estimations based on analogous processes and to evaluate the influence of the assumptions on the results. The collection of data was combined with the realization of a parameterised model developed with the LCA software application Gabi, which, with databases and methods, help the calculation of the potential impacts. Aim of the project is to provide companies and researcher with a flexible tool, which contains the most significant processes of the stone sector, but that is, at the meantime, able to be adapted to specific productions. The phase of Impact Assessment was carried out with average data of the Italian production. Nevertheless, as previously stated, other aspects of different nature influence the sustainability of the stone sector. In order to have a more global comprehension of the system and to estimate the interactions between different variables, existing hybrid models were reviewed (Onat et al., 2016; Bilec et al., 2006). As a result, the integration between LCA analysis and System Dynamics (SD) approach was chosen. The SD is a tool firstly applied to business managerial problems, but then broadened to many other fields since long (Forrester, 1969). In particular, SD allows modelling the dynamic non-linearity of systems through variables linked by connectors defined by mathematical functions. The current research developed a model to gather and interlink environmental and economic variables.

3. Case study

Aim of the research project is to provide professionals of the stone sector with tools able to support the sustainability of specific stone productions. As stated before, the followed approach is the combination of LCA and SD. Because of the lack, in LCA databases, of datasets about stone processes, on field investigations occurred. Two representative Italian contexts were analysed: the marble stone industry of Carrara basin (Tuscany) and the granite production of Verbano Cusio Ossola province (Piedmont). This choice was made because of the significant differences in physical properties between marbles and granites, which led to the development of two different process technologies. The study is currently investigating the processes and materials involved in the life cycle of hard and soft stones, with boundaries *form-cradle-to-gate* (from the extraction of the stone to the finished product). This paper focuses in particular on the extraction of soft stones (such as marble), because of the larger availability of data. The described methodology is applied on a type bench cut, with dimensions of 17m x 8m x 3m. The total volume extracted in this case is therefore of 408 m^3, which is then split into 5 blocks in order to allow the lorry transportation. This process is composed by: the basal cutting with a chain saw machine, the drilling of holes for the diamond wire passage, the bench cut with diamond wire machine, the cut into smaller blocks with diamond wire, the consequent production of slurry mud, which can be destined, in different percentages, to disposal, recycle or be dispersed into the environment.
The investigation involved both direct and indirect impacts. For example, as far as concern the marble cutting with diamond wire techniques, the direct impacts include the consumption of wires and other materials (vulcanised rubber for the pulleys, protection ribbons) and the electricity spent for cutting (water was not considered because it is reused through a closed loop); while indirect impacts are the production of the diamond wire as well as the other involved tools (Table 1).

Table 1: Direct and indirect impacts that were taken into account for the Life Cycle Assessment of the marble extraction phase

	Direct impacts	**Indirect impacts**
Drilling	Consumption of widia inserts	Production of widia inserts (primary data, on-going investigation)
Chain cutting	Electricity	(secondary data)
	Consumption of widia inserts	Production of widia inserts (primary data, on-going investigation)
	Consumption of biologic grease	Production of lubricant grease (secondary data)
	Electricity	(secondary data)
DW cutting	Consumption of diamond wire	Production of diamond wire: steel wire (secondary data), plastic coating (secondary data), diamond bead (primary data), electricity (secondary data)
	Consumption of vulcanised rubber	Production of vulcanised rubber (secondary data)
	Consumption of protection ribbon	Production of teflon ribbon (secondary data)
	Electricity	(secondary data)

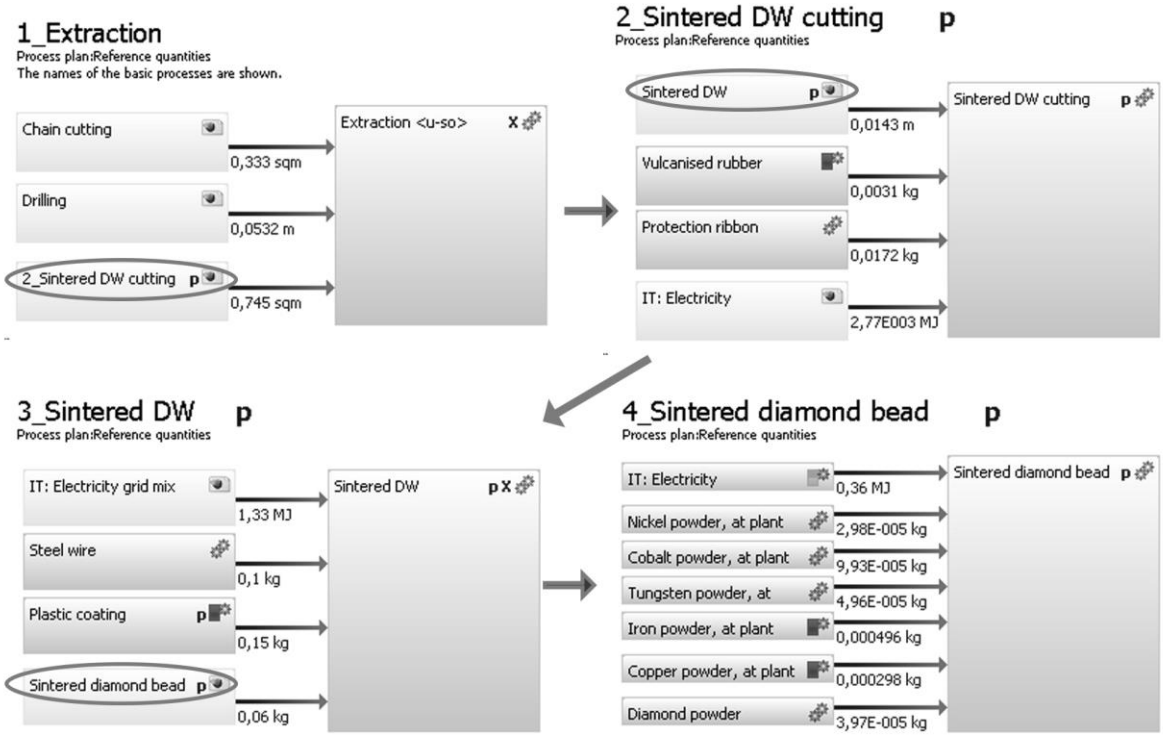


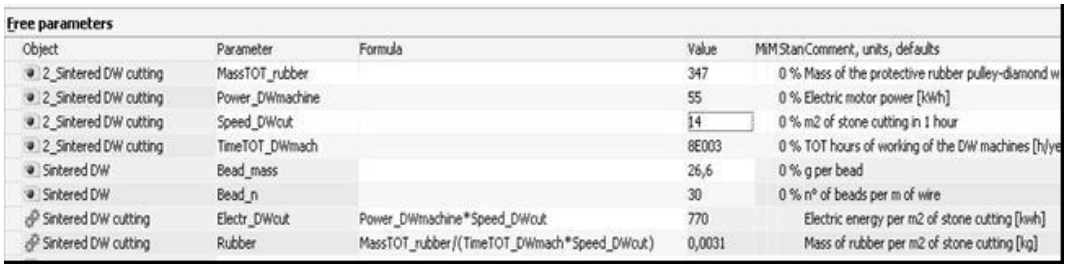
Figure 2: Part of the LCA model showing the diamond wire (DW) cutting of marble. As it can be noticed, every plan progressively contains the impacts related to the different inputs. (Developed with Gabi software)

These processes were used to create an LCA model built with a vertical structure, where the plans of the direct process incorporate the indirect ones.

This kind of structure was chosen to facilitate both the separate identification of impacts related to the different processes of the system and following phase of SD modelling. The structure of the model for the process of the marble extraction with diamond wire (DW) technique is showed in Fig. 2.

A lot of variables can differ from quarry to quarry, firstly because of the natural variability of stone deposits, but also because of the use of different machineries, which can influence the consumption of materials and energy. A good flexibility of the model is reached through the setting of parameters which facilitate the customisation of the model according to specific cases or scenarios (Fig. 3). With the average values' setting, impact assessments related to 1 m^3 of quarried marble were performed.

The methods used for the assessment are Recipe 1.08 at Midpoint and ILCD, focusing on climate change, freshwater ecotoxicity and resource depletion. The climate change impact category has been chosen because it is well understood also by non LCA practitioner, such as, for example the owners of stone companies; the freshwater ecotoxicity was chosen because of the potential impact that slurry waste have on aquifers; the resource depletion is significant of the fact that a non-renewable resource is extracted.



Free parameters

Object	Parameter	Formula	Value	M M Stan	Comment, units, defaults
2_Sintered DW cutting	MassTOT_rubber		347	0 %	Mass of the protective rubber pulley-diamond w
2_Sintered DW cutting	Power_DWmachine		55	0 %	Electric motor power [kWh]
2_Sintered DW cutting	Speed_DWcut		14	0 %	m2 of stone cutting in 1 hour
2_Sintered DW cutting	TimeTOT_DWmach		8E003	0 %	TOT hours of working of the DW machines [h/ye
Sintered DW	Bead_mass		26,6	0 %	g per bead
Sintered DW	Bead_n		30	0 %	n° of beads per m of wire
Sintered DW cutting	Electr_DWcut	Power_DWmachine*Speed_DWcut	770		Electric energy per m2 of stone cutting [kwh]
Sintered DW cutting	Rubber	MassTOT_rubber/(TimeTOT_DWmach*Speed_DWcut)	0,0031		Mass of rubber per m2 of stone cutting [kg]

Figure 3: Some parameters of the DW cutting. They allow the customization of the model according to specific productions

Table 2 shows the contribution of each process for the type cut (408 m^3) and for 1 m^3 of extracted stone. This data are preliminary results and are still under development. As it can be noticed, the major contribute for the global warming is the cutting with diamond wires, mainly due to the production of synthetic diamond powder (secondary data from literature). Data on the production of widia inserts for chain cutters and drilling tools are currently not available; consequently it was assumed that, for the similarity of the process (sinterisation of carbides with metals), the impacts of widia is similar to the impact given by the sinterisation of diamond beads.

Finally, it is significant to notice the quite high potential impact on freshwater ecotoxicity in case the slurry waste is dispersed into the aquifer (the composition of the slurry waste comes from chemical analysis on marble quarry muds). In order to perform a more complete analysis of the stone sector, LCA results were integrated with economic variables in a System Dynamic model.

Table 2: Phases of the marble extraction with the relative impact contributions referred to the extraction of 1 m^3 of stone

		Type bench (408 m³)	**1m³ cutting**			
Process		**Input quantity**	**Input quantity**	**Climate change** [kg CO2-Eq]	**Freshwater ecotoxicity** [kg 1,4-DB eq]	**Resource Depletion, fossil and mineral** [kg Sb-Eq]
Chain cutting		51 sqm	0.125 sqm	0.45	1.91E-04	0.00057
Drilling		222 m	0.053 m	0.03	3.49E-07	
DW cutting_tot		304 sqm	0.745 sqm	7.9	8.61E-04	
Slurry waste	to water	155 kg	0.38 kg	0.0003	7.98	6.91802E-11
	to landfill			0.0027	2.28E-08	5.36E-09
Machineries (fuel)		2195 l	5.38 l	15.74	1.100E-04	1.06157E-08

Thus, they were investigated characteristics (e.g. production, speed, horsepower of machineries, etc.) and costs of the most common materials employed for the stone extraction.

Cost of labour and number of workers are other variables of the model. Costs that do not depend on the management of the quarry (such as concessions taxes) are not taken into account. As it can be seen in Fig. 4, starting from the input data, a simulation is made run; the operator can dynamically change some variables directly on the model and evaluate, through trend graphs, how changes influence environmental and economical aspects. For example, a major speed of the cutting tools causes a faster cutting and consequently a reduction of energy consumption (lower economic and environmental costs).

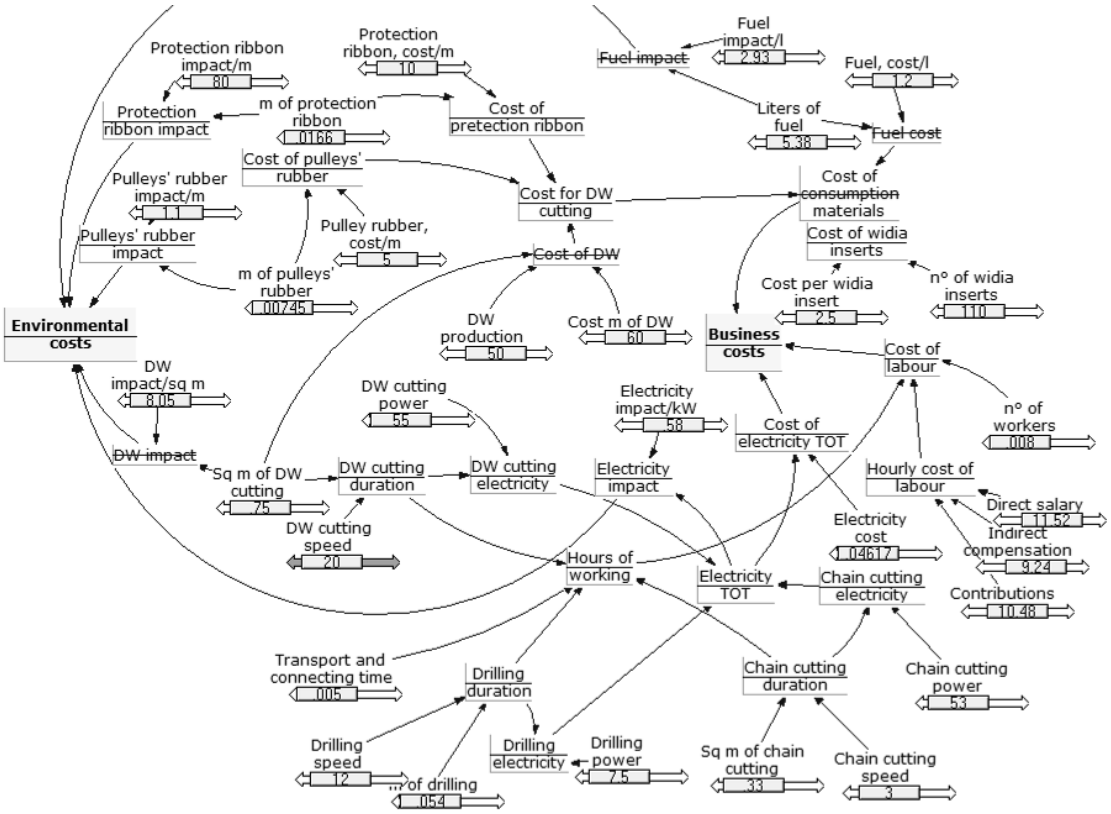


Figure 4:Model connecting environmental and economical costs of marble extraction. As it can be seen, the value of variables represented with a double arrow can be dynamically changed directly on the simulation (developed with Vensim PLE software)

Nevertheless, the increase in speed entails also a lower performance of the tools, which leads to increase the quantity of necessary items, with consequent added economic and environmental costs. At the moment the model does not contain social variables because of the unavailability of accurate data and because of the difficulty of weighting the social aspects with a quantitative value.

4. Conclusion

The decisions that industry managers have to make are usually dependent on complex systems where variables of different nature interact and influence each other in a dynamic and non-linear way. The current study is focused on the Italian dimension stone sector, which has begun to recognize the importance of increasing its sustainability. Goal of the on-going study is not to indicate the best techniques in absolute terms, but to give to enterprises some tools to support evaluations and decisions with a holistic and dynamic approach. The standardised LCA has been chosen as first tool to evaluate the potential environmental impacts. A flexible model has been realised to allow evaluations on specific productions. Moreover, the research integrated the LCA with the approach of the system dynamics. Variables related to characteristics of tools and to their costs have been interlinked to perform economical and environmental analyses. There is however need to integrate also social aspects. Currently, the study mostly focused on the quarrying processes of marbles, but further research is under development to examine also the transformation phase and the variables influencing the production of hard stones. This study and the complete models will be shared with interested companies to encourage the enhancement of sustainability of the stone sector.

5. References

Bilec, M., Ries, R., Scott, H. M., Sharrard, A. L., 2006. Example of a Hybrid Life-Cycle Assessment of Construction Processes. Journal of Infrastructure Systems, 207- 215.

Bellini, A., 1992. Inquinamento da idrocarburi delle sorgenti del gruppo di Torano (Acquedotto di Carrara).

Bribián, I.Z., Capilla, A.V., Usón, A.A., 2011. Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the eco-efficiency improvement potential. Build. Environ. 46, 1133–1140.

Capitano, C., Traverso, M., Rizzo, G., Finkbeiner, M., 2011. Life Cycle Sustainability Assessment: an implementation to marble products. Proceedings of the LCM 2011 Conference, Berlin, Germany.

Cuccia, E., Piazzalunga, A., Bernardoni, V., Brambilla, L., Fermo, P., Massabò, D., Molteni, U., Prati P., Valli, G., Vecchi R., 2011. Carbonate measurements in PM10 near the marble quarries of Carrara (Italy) by infrared spectroscopy (FT-IR) and source apportionment by positive matrix factorization (PMF), Atmospheric Environment 45, 6481-6487.

Dino, G.A., Fornaro, M., 2005. L'utilizzo integrale delle risorse lapidee negli aspetti estrattivi, di lavorazione e di recupero ambientale dei siti, Giornale di Geologia Applicata 2, 320–327.

Doveri, M., 2008. Studio idrogeologico e idrogeochimico dei sistemi acquiferi carbonatici nel bacino del Torrente Carrione (Alpi Apuane nord-occidentali). Proceedings Simposio stato del territorio e delle risorse naturali in Toscana, 167-176, Florence, Italy.

Durucan, S., Korre, A., Munoz-Melendez, G., 2006. Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry. J. Clean. Prod. 14, 1057-1070

EU Commission - Joint Research Centre, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance.

Forrester, J. W., 1969. Urban Dynamics. Ed. Pegasus Communications.

Halog, A., Manik, Y., 2011. Advancing Integrated Systems Modelling Framework for Life Cycle Sustainability Assessment. Sustainability 3, 469–499.

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.

Jiménez Anistro, A.P., Toledo, C.E.E., 2015. System Dynamics Approach in LCA for PET-Renewable Raw Materials Impact. American Journal of Operations Research, 5, 307–316.

Marras, G., Careddu, N., Internicola, C., Siotto, G., 2010. Recovery and reuse of marble powder by-product, Proc. of Global Stone Congress 2010, Valencia, Spain.

Onat, N. C., Kucukvar, M., Tatari, O., Egilmez G., 2016. Integration of system dynamics approach toward deepening and broadening the life cycle sustainability assessment framework: a case for electric vehicles. Int J Life Cycle Assess, 1-26

Pargana, N., Duarte Pineiro, M., Dinis, S. J., De Brito, J., 2014. Comparative environmental life cycle assessment of thermal insulation materials of buildings. Energy Build. 82, 466–481.

Reichel, T., Runger, G., 2013. Multi-Criteria Decision Support for Manufacturing Process Chains. Chemnitzer Informatik-Berichte, 1-13.

Stasinopoulos, P., Compston, P., Newell, B., Jones, H.M., 2012. A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects. Int J Life Cycle Assess. 17, 199–207.

Traverso, M., Rizzo, G., Finkbeiner, M., 2009. Environmental performance of building materials: life cycle assessment of a typical Sicilian marble. Int J Life Cycle Assess. 15. 104–114.

Vola, G., Lovera, E., Sandrone, R., Allevi, S., Piazza, E., 2011. Riutilizzo di residui di “Pietra di Luserna” come risorsa nel settore delle costruzioni: tecnologia, sostenibilità ambientale ed economica, Geoingegneria Ambientale e Mineraria 2, 5-16.

Pollinators in life cycle impact assessment

Eleonora Crenna[1], Serenella Sala[2], Erwan Souter[2]

[1] Department of Earth and Environmental Sciences, University of Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milan, Italy
[2] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Sustainability Assessment Unit, via Enrico Fermi 2749, 21027 Ispra (VA), Italy

Email: **serenella.sala@jrc.ec.europa.eu**

Abstract

Given the key role of pollination in providing human benefits worldwide, the recently documented declines in insect pollinator populations have raised concerns regarding potential risks, particularly to global food security. Therefore, assessing the impacts on pollinators is fundamental to enhance the environmental sustainability of human production and consumption patterns, especially in the agro-food supply chains. However, the existing life cycle oriented methods, such as life cycle assessment (LCA), miss to assess impacts on pollinators. Future investigations are to be oriented to improve the models and the indicators currently used in the life cycle impact assessment (LCIA) framework. Based on existing toxicity data for agrochemical formulations, our study is oriented towards the proposals of characterization factors, primarily for fate, exposure and effects of the chemicals affecting pollinators in the current models of ecotoxicity within the LCIA framework.

1. Introduction

Human interventions are threatening biodiversity at an unprecedented scale and pace, thus potentially affecting also the provision of critical ecosystem services, including insect pollination (MEA, 2005). By pollinating more than 80% of wild plant species and almost 75% of primary agricultural crops (Klein et al., 2007), insect pollinators represent a key component in providing human benefits worldwide through the maintenance of both wild plant communities and agricultural productivity. As a consequence, the local and regional declines in pollinator populations, which have been recently documented by several authors (e.g. Biesmeijer et al., 2006; Carvalheiro et al., 2013; Potts et al., 2015), have raised concerns in both the scientific and policy contexts regarding potential risks to global food security, economic development and human well-being. Therefore, assessing the impacts on pollinators is fundamental in any effort that aims at enhancing the environmental sustainability of human production and consumption patterns, especially in the agro-food supply chains.

Based on literature evidence, in a previous paper (Crenna et al., 2016). we identified and described eight main drivers of impact acting on pollinators, potentially threatening also pollination services. Intensive agricultural practices are responsible for the majority of the identified threats, which are 1) intensified land use as a result of uncontrolled expansion of urban areas and modern agricultural practices (e.g., Bates et al., 2011; Winfree et al., 2011), 2) use of

pesticides (e.g., Godfray et al., 2014; Thompson, 2003), 3) presence of invasive alien plants (e.g., Lopezaraiza-Mikel et al., 2007); 4) competition with invasive alien species (e.g., Stout and Morales 2009); 5) global and local climate change (e.g., Gordo and Sanz, 2005); 6) spread of pests and pathogens (e.g. Le Conte et al., 2010); 7) electro-magnetic pollution, including electro-magnetic radiations, electric charges and magnetic field fluctuations (e.g. Ferrari, 2014) and 8) genetically modified crops (e.g., Han et al., 2010) (see Table 1 for more detail).

Table 1: Summary of the potential direct and indirect effects of each impact driver category on insect pollinators and pollination services (adapted from Crenna et al., 2016)

Impact driver category		**Potential effects on insect pollinators and pollination services**	
		Direct effects	**Indirect effects**
1	Land occupation and transformation	Loss of favourable nesting sites and food supply; loss of pollinator species richness and abundance	Lower visitation rate to flowering plants in fragmented areas due to local extinctions; biotic homogenization, with wild plant biodiversity loss; resulting pollination deficit
2	Ecotoxicity	Potential toxic lethal and sub-lethal effects, due to poisoning for direct exposure to pesticide or for ingesting contaminated pollen and nectar	Pollination deficit as a result of pollinators' loss
3	Invasive alien plant species	*Negative effect*: competition between native and non-native plant for pollination. *Positive effect*: Facilitation of both survival of native pollinators when food resources are scarce, and native plant reproduction.	*Negative effect:* reduced pollination success of native species; potential for hybrid formation; resulting pollination deficit. *Positive effect* on pollination of native plants.
4	Invasive alien pollinator species	Competition for food resources and nest sites; displacement of native organisms toward less profitable forage leading to limited quantity of pollen carried to the hive.	Spread of exotic pests and pathogens causing infections leading in some cases to death; resulting pollination deficit.

Impact driver category		Potential effects on insect pollinators and pollination services	
		Direct effects	**Indirect effects**
5	Climate change	Loss of synchrony between insect pollinator activity and flowering/fruiting time; geographic shifts with species either losing or expanding their range.	Local species extinction; reduction in reproductive success and species richness of both pollinators and plants; competitive relationships among species or hybridization
6	Pests and pathogens	Infections with lethal or sub-lethal effects	Spread of other parasites, particularly virus, causing secondary infections; resulting pollination deficit.
7	Electro-magnetic pollution	Behavioural and physiological changes	Pollinators' death; resulting pollination deficit.
8	Genetically Modified crops	Potential toxic sub-lethal effects similar to those caused by pesticide exposure, for ingestion of nectar/pollen containing toxins	Hybridization with native plants; plant diversity extinction; resulting pollination deficit

Despite the recognized importance of pollination for environmental and socio-economic reasons, the existing methodologies assessing impacts along supply chains, such as life cycle assessment (LCA), miss to assess the impacts on pollinators. This is principally due to a general lack of knowledge on how different anthropogenic pressures actually affect changes in pollinator populations and which important implications on pollination services may be generated. Nowadays, none of the existing life cycle impact assessment (LCIA) models effectively accounts for pollinators. Some LCIA models have mentioned pollinators and their crucial services, but none has presented impact assessment pathways for integrating them within an LCIA framework. For example, Zhang et al. (2010a, 2010b) introduced, for the first time, a life cycle framework to assess the dependency of target industrial sectors on pollination services and the model is under further development (Chopra et al., 2015). However, it is not fully operation for what concerns the quantification of impacts on pollinators. Therefore, there are specific research needs to include pollinators as target group for biodiversity protection in the LCIA framework.

2. LCIA and pollinators

Future investigations are to be oriented to improve the models and the indicators currently used in the LCIA framework (see Fig. 1). Thus, it is of high priority covering the existing conceptual and methodological gaps:

- developing novel models and indicators both at midpoint and endpoint levels for those categories of impacts, namely invasive alien species, pests and pathogens, electro-magnetic pollution and genetically modified crops, which have not been included in the LCIA framework yet;
- integrating within the inventories those features which highlight the loss of relevant habitats for insect pollinators in the current land use models;
- integrating the fate, exposure and effects of those chemicals affecting pollinators in the current models of ecotoxicity.

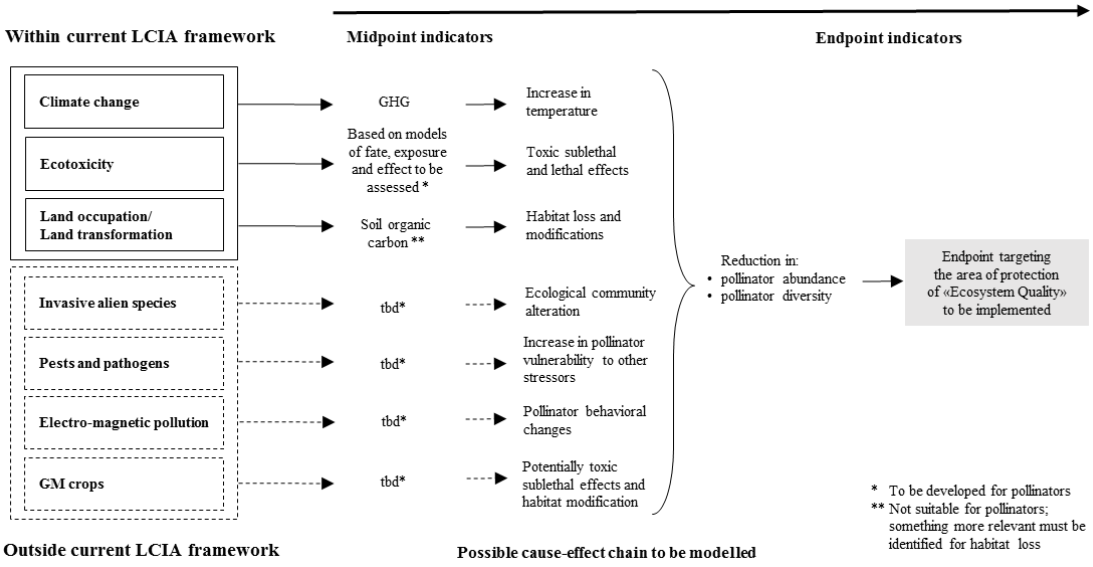


Figure 1: Identified drivers of impact on pollinators. In some cases, an impact category already exists within the traditional LCIA framework (solid line boxes), whereas in other cases new impact categories should be included (dashed line boxes). Reduction in the provision of ecosystem services, such as pollination, may lead to subsequent loss in the global economic system, nutrition supply and genetic resources (Source: Crenna et al., 2016)

It has long been known that plant protection products (PPPs), with particular regard to pesticides, are a cause of concern for insect pollinators, especially for bees. Over the last decades, the increasingly massive use of PPPs in modern agriculture and their potential impacts on pollinators have received considerable attention. Indeed, assessing the ecotoxicological risk of PPPs in terrestrial ecosystems is becoming more and more important as a term of evaluation for biodiversity preservation. However, within the LCIA context, the most attention has recently been addressed to freshwater species and their relative responses to chemical emissions (Curran et al., 2011).

Although models assessing responses of terrestrial organisms to chemical pollutants exist, they do appear to be unsuitable for pollinators.

Based on existing toxicity data for agrochemical formulations, primarily derived from EFSA (European Food Safety Authority) reports (e.g. EFSA, 2010; 2012), we aim at presenting options for the characterization of impacts on insect pollinators, focusing first on effects parameters. So far, mainly aquatic organisms are used for ranking chemicals (e.g. in USEtox). To check the ranking of chemicals according to effect factors, under different assumptions and for different organisms, we complemented the existing effect factors in USEtox with additional sets of methodologies for ranking. Firstly, we used official EFSA endpoints, both for acute and chronic effects of a sample of agrochemicals on non-target aquatic (i.e. algae, invertebrates, and fish) and terrestrial organisms (i.e. earthworms, honeybees). Specifically, we selected a sample of five among herbicides, fungicides and insecticides (see Table 2), of which effect toxicological data were available in both USEtox model and EFSA reports. Secondly, we applied different ranking approaches, either based on Potentially Affected Fraction (PAF) resulting from data on several species (as in USEtox) or based on agreed values provided by EFSA. Agreed values were used for two calculations: adopting a single endpoint (referring to the species with the lowest endpoint) or adopting agreed endpoints for different species and applying next the USEtox approach.

*Table 2: Extrapolation of Effect Factors (EF), measured as PAF.m3/kg for five agrochemicals, using different approaches. Chromatic scale ranges from red (highest risk) to green (lowest risk).*RA = Risk Assessment*

	Aquatic EF					Terrestrial EF	
	Original USEtox effect data	EFSA data using USEtox approach	EFSA lowest agreed toxicity value for aquatic RA*	EFSA agreed values using USEtox approach	EFSA agreed extrapolated chronic values using PAFISW	EFSA agreed values for earthworms	EFSA agreed values for honeybees
Clomazone	2.01 E+02	7.33 E+01	3.68 E+03	1.52 E+03	8.36 E-07	3.21 E+00	5.86 E+00
Fludioxonil	1.93 E+03	1.01 E+03	1.28 E+04	7.68 E+03	1.13 E+02	5.00 E-01	5.00 E+00
Prosulfocarb	9.12 E+02	1.32 E+02	1.02 E+04	3.63 E+03	1.63 E+01	3.48 E+00	6.25 E+00
Teflubenzuron	1.12 E+04	7.84 E+02	8.06 E+06	1.40 E+05	4.79 E+02	5.00 E-01	6.94 E+00
Fenbutatin oxide	5.30 E+04	8.51 E+04	2.50 E+06	1.72 E+05	4.50 E+02	5.00 E-01	2.50 E+00

We also applied to aquatic toxicity data the PAFISW (PAF Index for Surface Water) approach developed by Finizio et al. (2001) and updated by Sala et al. (2012), which gives different weights to exotoxicological endpoints for algae, daphnia and fish representative species, based on the recovery capability thereof. Finally, we extrapolated the effect factors also for terrestrial organisms, both epigean and hypogean, using EFSA data.

From the comparison among the different approaches shown in Table 2, it was observed that the methods applied for calculating the effect factors of aquatic organisms gave comparable results in terms of ranking, converging on Clomazone (herbicide) as the substance posing the highest risk to aquatic species and Fenbutatin oxide (insecticide) as the chemical with the lowest value. On the other hand, the ranking of the effect factors for earthworms and honeybees appeared to be inverted with respect to the results of the methods applied to aquatic species. These results would justify the current need to consider not only aquatic species, but also terrestrial organisms such as bees, whose populations could suffer declines due to the use of “apparently safe” chemicals.

It is worth noting that in this study only the effect factors of a reduced number of substances were calculated and compared, without taking into account the fate factors. Indeed, results could be different when considering both the fate values and a larger number of agrochemicals. Therefore, further studies will be required to verify that the reverse ranking between terrestrial and aquatic ecosystems as shown in Table 2 is consistent, thus allowing a more detailed assessment of the impacts on terrestrial ecosystems.

3. Conclusions

The use of chemicals, especially along the agro-food supply chain, has become increasingly relevant over the last decades, generating the urgent need to assess the effects of these synthetic substances on the ecosystems and their biodiversity, especially in terrestrial habitats. Given the importance of pollinators in many aspects of human life, from the economic to the health, both the integration of insect pollinators in life-cycle oriented methods such as LCA and the modelling of those impacts affecting their populations at global scale represent crucial elements for future investigations aiming at enhancing the sustainability of human production and consumption patterns. Thus, the development of a method which integrates the fate, exposure and effects of the chemicals affecting pollinators in current models of ecotoxicity is a priority for research. Including impacts on pollinators is an impelling step for increasing the comprehensiveness of LCA and this will allow us to better understand and assess the impacts on terrestrial ecosystems, especially the agricultural ones.

4. References

Bates, A.J., Sadler, J.P., Fairbrass, A.J., Falk, S.J., Hale, J.D., Matthews, T.J., 2011. Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. PLoS One 6, 11.

Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J., Kunin, W.E., 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. Science, 313, 351-354.

Carvalheiro, L.G., Kunin, W.E., Keil, P., Aguirre-Gutierrez, J., Ellis, W.N., Fox, R., Groom, Q., Hennekens, S., Van Landuyt, W., Maes, D., Van de Meutter, F., Michez, D., Rasmont, P., Ode, B., Potts, S.G., Reemer, M., Roberts, S.P.M., Schaminee, J., WallisDeVries, M.F., Biesmeijer, J.C., 2013. Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. Ecology Letters 16, 870-878.

Chopra, S.S., Bakshi, B.R., Khanna, V., 2015. Economic Dependence of US Industrial Sectors on Animal-mediated Pollination Service. Environmental Science & Technology, 49(24), 14441-14451CML, 2002.

Crenna, E., Sala, S., Polce, C., Collina, E., 2016. Pollinators in life cycle assessment: towards a framework for impact assessment. Journal of Cleaner Production.

Curran, M., de Baan, L., De Schryver, A.M., van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., Sonnemann, G., Huijbregts, M.A.J., 2011. Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment. Environmental Science & Technology, 45, 70-79.

European Food Security Authority (EFSA), 2012. Compilation of a database on ecotoxicological properties of active substances and plant protection products. Supporting publications 2012:EN-364. 11 pp.

European Food Security Authority (EFSA), 2010. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance fenbutatin oxide. EFSA Journal, 8(9):1711

Ferrari, T.E., 2014. Magnets, magnetic field fluctuations and geomagnetic disturbances impair the homing ability of honey bees (Apis mellifera). Journal of Apicultural Research 53, 452-465.

Finizio, A., Calliera, M., Vighi, M., 2001. Rating systems for pesticide risk classification on different ecosystems. Ecotoxicology and Environmental Safety, 49(3), 262-274.

Godfray, H.C.J., Blacquiere, T., Field, L.M., Hails, R.S., Petrokofsky, G., Potts, S.G., Raine, N.E., Vanbergen, A.J., McLean, A.R., 2014. A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 281, 9.

Gordo, O., Sanz, J.J., 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. Oecologia 146, 484-495.

Han, P., Niu, C.Y., Lei, C.L., Cui, J.J., Desneux, N., 2010. Quantification of toxins in a Cry1Ac+CpTI cotton cultivar and its potential effects on the honey bee Apis mellifera L. Ecotoxicology 19, 1452-1459.

Klein, A.M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 274, 303-313.

Le Conte, Y., Ellis, M., Ritter, W., 2010. Varroa mites and honey bee health: can Varroa explain part of the colony losses? Apidologie 41, 353-363.

Lopezaraiza-Mikel, M.E, Hayes, R.B., Whalley, M.R., Memmott, J., 2007. The impact of an alien plant on a native plant-pollinator network: an experimental approach. Ecology Letters 10, 539-550.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis., 155 pp., Island Press, Washington, DC.

Potts, S., Biesmeijer, K., Bommarco, R., Breeze, T., Carvalheiro, L., Franzén, M., González-Varo, J.P., Holzschuh, A., Kleijn, D., Klein, A-M., Kunin, B., Lecocq, T., Lundin, O., Michez, D., Neumann, P., Nieto, A., Penev, L., Rasmont, P., Ratamäki, O., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlöf, M., Scheper, J., Sørensen, P., Steffan-Dewenter, I., Stoev, P., Vilà, M., Schweiger, O., 2015. Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project. pp. 72 pp. Pensoft Publishers, Sofia.

Sala, S., Migliorati, S., Monti, G. S., Vighi, M., 2012. SSD-based rating system for the classification of pesticide risk on biodiversity. Ecotoxicology,21(4), 1050-1062.

Stout, J.C., Morales, C.L., 2009. Ecological impacts of invasive alien species on bees. Apidologie 40, 388-409.

Thompson, H.M., 2003. Behavioural effects of pesticides in bees - their potential for use in risk assessment. Ecotoxicology 12(1-4), 317-330.

USEtox, 2015. Official USEtox 2.0 model and factors. Available at http://www.usetox.org. Accessed in October 2015.

Winfree, R., Bartomeus, I., Cariveau, D.P., 2011. Native pollinators in anthropogenic habitats. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 42, 1-22.

Zhang, Y., Baral, A., Bakshi, B.R., 2010a. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, part II: toward an ecologically based LCA. Environmental Science & Technology 44, 2624-2631.

Zhang, Y., Singh, S., Bakshi, B.R., 2010b. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, Part I: a critical review. Environmental Science & Technology 44, 2232-2242.

Valutazione LCA all'interno dei protocolli ambientali multicriteri per il settore delle costruzioni

Sara Ganassali, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email: **sara.ganassali@polimi.it**

Abstract

La ricerca affronta il tema dell'inserimento dell'analisi Life Cycle Assessment all'interno dei sistemi di certificazione ambientali multicriteri degli edifici (Green Building Rating Systems e certificazioni energetiche), sottolineandone il ruolo centrale, o ancora marginale, che la metodologia acquista al loro interno. I sistemi a punteggio dei protocolli ambientali, sempre più frequentemente, prevedono l'uso di indicatori LCA per conteggiare le prestazioni ambientali di un edificio in termini di impatti prodotti e risorse consumate durante l'intero ciclo di vita, ma il peso che l'analisi acquista all'interno dei criteri valutativi della certificazione è differente. A partire dai diversi approcci vengono messi in luce gli aspetti potenziali e critici nell'uso dell'analisi LCA all'interno di alcune certificazioni e le possibilità di sviluppo.

1. Introduzione

I sistemi multicriteriali di certificazione ambientale nel campo delle costruzioni nascono a livello nazionale da un percorso volontario ad opera di enti di ricerca o associazioni e si configurano come strumenti atti a fornire requisiti precisi all'interno di criteri che, se rispettati, consentono l'accesso a punteggi premiali. A ciascun criterio è assegnato un indicatore di prestazione e un valore soglia che danno diritto al punteggio premiale, tarato in base al raggiungimento di prestazioni migliorative rispetto alla prassi convenzionale. Sommati i punteggi ottenuti per ogni criterio, l'edificio è collocato all'interno di un rating di sostenibilità, ovvero una graduatoria di merito. Questi sistemi si pongono come strumenti di valutazione dell'impatto ambientale e della sostenibilità di una scelta progettuale e del manufatto edilizio completo. Per ottenere un indice che possa rappresentare il grado di sostenibilità del progetto, il protocollo converte i differenti valori riferiti agli impatti ambientali (come il consumo di energia, di acqua, di materiali e le emissioni inquinanti e di rifiuti) e ai livelli qualitativi del progetto in analisi (come la salubrità dell'aria interna, la flessibilità d'uso e il grado di manutenibilità) in punti premiali sommabili tra loro, ottenuti in base alla soglia di prestazione raggiunta. La somma dei punti premiali in genere avviene tramite il conferimento di un peso percentuale prestabilito, in base alla rilevanza del singolo criterio rispetto agli altri. In questo modo un sistema complesso come l'edificio viene ricondotto ad una verifica per parti; il risultato di questa verifica può celare distorsioni e restituire un risultato non veritiero.

Ogni strumento di certificazione ambientale a punteggio è costituito da molteplici categorie caratterizzate da criteri, indicatori di prestazione, valori soglia, punti premiali e percentuali di pesatura differenti, non equiparabili tra loro. Questo solleva il dubbio sull'attendibilità di tali strumenti, visto che il rating

di sostenibilità in cui è collocato l'edificio, è elaborato in modo arbitrario e autonomo da ogni protocollo.

Oggi all'interno di alcuni protocolli ambientali si riscontra la necessità di inserire la valutazione Life Cycle Assessment (LCA) per garantire un calcolo più oggettivo dell'impatto ambientale del progetto sotto certificazione. In particolare in questo testo vengono analizzate quattro certificazioni ambientali: DGNB, LEED, BREEAM e Minergie-ECO. Il "peso" che l'analisi Life Cycle Assessment acquista all'interno del sistema a punteggio varia da protocollo a protocollo. L'analisi LCA può riguardare la valutazione dell'edificio nell'intero ciclo di vita e occupare un posto di rilievo grazie alla sua integrazione a partire dalla nascita della certificazione stessa (DGNB); oppure riguardare solo la struttura e l'involucro dell'edificio ed essere stata integrata di recente (LEED); oppure può essere semplicemente un'analisi di supporto per una scelta consapevole dei materiali costruttivi (BREEAM); o può essere esplicitata solo in parte con la dichiarazione dell'uso di energia primaria (Minergie–ECO).

Si riportano nel testo i differenti approcci delle quattro certificazioni a punteggio nell'integrazione dell'LCA, evidenziando l'importanza del metodo Life Cycle Assessment al loro interno.

2. Sistemi di certificazione ambientale degli edifici a confronto

2.1 Life Cycle Assessment nel DGNB

Il "Deutsches Gutesiegel Nachaltiges Bauen" (DGNB), nato in Germania, è stato il primo sistema a punteggio a contenere al suo interno, fin dal principio, la valutazione Life Cycle Assessment. Il protocollo si articola in sei macro-categorie (qualità ecologica, qualità economica, qualità socio-culturale e funzionale, qualità tecnica, qualità del processo e qualità del sito) e l'analisi LCA è presente nei criteri "Environment 1.1 - Life Cycle Impact Assessment" ed "Environment 2.1 – Life Cycle Impact Assessment – Primary Energy". Nel primo vi sono le indicazioni per il calcolo di cinque indicatori di impatto ambientale: riscaldamento globale (GWP), riduzione dell'ozono presente nella stratosfera (ODP), formazione fotochimica dell'ozono nella troposfera (POCP), acidificazione potenziale (AP) ed eutrofizzazione potenziale (EP), mentre nel secondo vi sono le indicazioni per il calcolo dell'energia primaria da fonti rinnovabili e non rinnovabili (PEI). Dunque, l'analisi LCA "pesa" all'interno della certificazione per il 13,5% del punteggio totale. Per il calcolo degli impatti nelle fasi di produzione (A1-3), di uso (B1-6) e di fine vita (C3-4), si considera una vita utile dell'edificio pari a 50 anni e si determina in fase preliminare un'unità funzionale di riferimento che sia in grado di rendere i risultati confrontabili tra loro. L'unità di riferimento è un m^2 di superficie netta (Net Floor Area - NFA) in un intero anno (m^2NFA*a). La metodologia LCA è basata sulle indicazioni contenute nella normativa DIN EN 15978, mentre il software utilizzato per effettuare il calcolo è LEGEP, il quale utilizza, oltre al proprio database, la banca dati tedesca Okobau.dat. Il calcolo dei valori derivanti dall'uso di energia elettrica e di energia consumata per il riscaldamento si basano sulle prescrizioni delle DIN V 18599 e EnEV 2014, in cui si indica il mix elettrico e termico di

riferimento. La certificazione DGNB fornisce dei valori soglia, per le fasi A1-3 e B1-6, per ogni indicatore ambientale LCA (Tabella 1), riferiti alla realizzazione di un edificio con caratteristiche costruttive “standard” conformi alle norme edilizie in vigore; per ottenere i punteggi premiali occorre dimostrare di essere al di sotto di tali soglie. I valori limite sono stati definiti da una ricerca nazionale sul patrimonio edilizio tedesco promossa dal Ministero federale dei Trasporti, dell’Edilizia e dello Sviluppo Urbano tedesco (BMVBS). Ad ogni indicatore di impatto ambientale è associato un valore percentuale che esprime il peso dell’indicatore stesso all’interno del risultato finale del criterio.

Tabella 1: Valori di riferimento degli indicatori LCA per la fase di costruzione e uso dell’edificio (DGNB) – OEI = impatto della domanda di energia elettrica in fase di uso (da modello Life Cycle Energy Modelling, LCEM e database ESUCO); OH = impatto della domanda di energia termica per il riscaldamento in fase di uso (da modello LCEM e database ESUCO); EI = domanda di energia elettrica H = domanda annuale di energia per il riscaldamento. Fonte: DGNB Core and Scheme Sheet, Env 1.1 e Env 2.1

GWP	**ODP**	**POCP**	**AP**	**EP**	**PEI nrn**
$kgCO_2eq/m^2NFA*a$ Peso: 40%	$kgR11eq/m^2NFA*a$ Peso: 15%	kgC_2H_4eq/m^2NFA*a Peso: 15%	$kgSO_2eq/m^2NFA*a$ Peso: 15%	$kgPO_4eq/m^2NFA*a$ Peso: 15%	kWh/m^2NFA*a Peso: 60%
Costruzione	**Costruzione**	**Costruzione**	**Costruzione**	**Costruzione**	**Costruzione**
9.4	$5.3*10^{-7}$	0.0042	0.037	0.0047	34.167
Uso	**Uso**	**Uso**	**Uso**	**Uso**	**Uso**
GWP_{OEIref} + GWP_{OHref}	ODP_{OEIref} + ODP_{OHref}	$POCP_{OEIref}$ + $POCO_{OHref}$	AP_{OEIref} + AP_{OHref}	EP_{OEIref} +EP_{OHref}	$PEnrn_{OEIref}$ + $PEnrn_{OHref}$
GWP_{OEIref} $0.62*EI_{ref}$	ODP_{OEIref} $3.07*10^{-9}*EI_{ref}$	$POCP_{OEIref}$ $7.62*10^{-5}*EI_{ref}$	AP_{OEIref} $1.03*10^{-3}*EI_{ref}$	EP_{OEIref} $9.92*10^{-5}*EI_{ref}$	$PEnrn_{OEIref}$ $8.78*EI_{ref}$
GWP_{OHref} $0.29*H_{ref}$	ODP_{OHref} $3.08\text{-}10^{-11}*H_{ref}$	$POCP_{OHref}$ $3.95\text{-}10^{-5}*H_{ref}$	AP_{OHref} $3.92\text{-}10^{-4}*H_{ref}$	EP_{OHref} $2.43\text{-}10^{-5}*H_{ref}$	$PEnrn_{OHref}$ $4.36*H_{ref}$

I valori soglia definiti dalla certificazione DGNB mutano e si evolvono nel tempo in relazione all’aggiornamento delle normative nazionali e ai processi di ricerca sull’ambiente costruito. L’analisi LCA viene indicata nel calcolo di due criteri rilevanti al fine dell’ottenimento della certificazione e permette di assistere per la prima volta ad una sinergia tra le pubbliche amministrazioni, che incentivano la promozione dell’analisi, e l’organismo indipendente che gestisce il sistema a punteggio, che adotta le normative internazionali e integra la metodologia LCA, riconosciuta come centrale all’interno del processo di certificazione, evidenziando gli impatti generati nell’intero ciclo di vita del manufatto edilizio.

2.2 Life Cycle Assessment nel LEED

La nuova versione del protocollo americano Leadership in Energy and Environmental Design (LEED v.4) introduce per la prima volta tra i criteri a

punteggio la valutazione LCA. La certificazione si suddivide in otto categorie ambientali (collocazione e trasporti, sostenibilità del sito, uso efficiente dell'acqua, energia e atmosfera, materiali e risorse, qualità dell'ambiente interno, innovazione e priorità regionale) e l'analisi LCA è affrontata all'interno della categoria "Materiali e Risorse", nel criterio "Building Life Cycle Impact Reduction". Il punteggio premiale che può essere ottenuto dal soddisfacimento di tale requisito è di 3 punti su un totale complessivo di 110, dunque una incidenza percentuale del 4% all'interno del protocollo. Per soddisfare il credito e ottenere i punti premiali è necessario modellare un edificio di riferimento confrontabile per localizzazione, forma, orientamento e funzione all'edificio sotto certificazione, dimostrando la capacità di quest'ultimo di ridurre del 10% il valore ottenuto dall'edificio di riferimento per almeno tre indicatori di impatto ambientale e di non superare del 5% il valore di ogni indicatore. Gli impatti ambientali che devono essere considerati sono: riscaldamento globale (GWP), riduzione dell'ozono presente nella stratosfera (ODP), formazione fotochimica dell'ozono nella troposfera (POCP), acidificazione potenziale (AP), eutrofizzazione potenziale (EP), uso di energia primaria da fonti non rinnovabili (PEI). Per il calcolo degli impatti ambientali si considera un ciclo di vita dei materiali della struttura e dell' involucro dell'edificio pari a 60 anni con un approccio "from cradle to grave" e con la quantificazione degli impatti durante le fasi di produzione (A1-3), di trasporto al cantiere (A4), di uso (B1-7) e fine vita (C1-4). Le categorie di impatto ambientale LCA fanno riferimento alle norme ISO 14044, ISO 14025, ISO 14040, ISO 21930, EN 15804 e alle indicazioni fornite dal US Green Building Council, che regola la modellazione dell'edificio di riferimento sulle indicazioni della norma ASHRAE 90.1-2010, appendice G, sezione "opaque assemblies, vertical fenestration skylightsm roof-solar reflectance and thermal emittance". Il protocollo LEED premia con 1 credito aggiuntivo se le scelte dei materiali costruttivi ricadono su almeno venti prodotti, di almeno cinque produttori diversi, certificati con Environmental Product Declaration (EPD).

La metodologia Life Cycle Assessment all'interno di LEED v4 presenta ancora carenze applicative. L'analisi condotta riguarda solo il ciclo di vita dei materiali costruttivi, senza alcuna considerazione sugli impatti ambientali generati dalla fase di uso dell'edificio, da sempre la fase responsabile del maggior impatto ambientale. Inoltre, la valutazione LCA, nonostante sia stata appena introdotta all'interno del protocollo, occupa ancora un ruolo marginale poiché il raggiungimento, o meno, dei 3-4 punti non incide in modo significativo sul punteggio finale e non modifica il posizionamento dell'edificio nel rating di sostenibilità della certificazione.

2.3 Life Cycle Assessment nel BREEAM

L'analisi LCA è presente all'interno della certificazione anglosassone British Research Establishment Environment Assessment Methodology (BREEAM), primo protocollo ambientale per il settore delle costruzioni. La certifcazione si suddivide in dieci categorie (management, acqua, salute e benessere, materiali, energia, rifiuti, trasporto, uso del suolo ed ecologia, innovazione, inquinamento) e l'analisi LCA è affrontata all'interno della categoria "Materiali" nel criterio

“Mat01 - Life Cycle Impacts”. Il punteggio premiale che può essere raggiunto per il soddisfacimento del criterio è di 5 punti, con una incidenza percentuale del 6% sul risultato totale finale.

I punti premiali vengono assegnati al progetto utilizzando un programma di calcolo, BREEAM International Calculator Mat01, che pesa gli impatti ambientali correlati al pacchetto costruttivo inserito (involucro esterno, partizioni interne orizzontali e verticali, copertura) e lo colloca all’interno di un sistema di rating da A+ (3 punti) a E (0 punti). Ad ogni indicatore di impatto ambientale è assegnata una lettera da A+ a E ed un valore percentuale di peso dell’impatto rispetto agli altri: riscaldamento globale (21.6%), estrazione dell’acqua (11.7%), estrazione risorse minerali (9.8%), ODP (9.1%), tossicità per l’uomo (8.6%), tossicità per l’acqua potabile (8.6%), rifiuti nucleari (8.2%), tossicità per il suolo (8%), smaltimento dei rifiuti (7.7%), consumo di combustibile fossile (3.3%), eutrofizzazione (3%), POCP (0.20%), acidificazione (0.05%). In aggiunta vengono calcolati, ed espressi in numeri, il carbonio incorporato ($kgCO_2eq$) in un metro quadro di pacchetto costruttivo, i kg, e la relativa percentuale, di materiali riciclati all’interno dei materiali utilizzati e la percentuale di materiali riciclabili a fine vita (Tabella 2). Per il calcolo degli impatti ambientali si considera una vita utile di 60 anni in cui vengono considerate le fasi di produzione (A1-3), costruzione (A4-5) e fine vita (C1-4).

Tabella 2: Esempio di scheda valutativa BREEAM per criterio Mat01 “Life Cyle Impacts”. Fonte: The Green Guide to specification, edizione 2009

Solaio in calcestruzzo armato Stratigrafia: legno compensato (EN 636-2); barriera al vapore; listelli lignei; isolante polietilene DPM; solaio in cls armato.	**Rating finale**	**Cambiamento climatico**	**Estrazione acqua**	**Estrazione risorse minerali**	**ODP**	**Tossicità per l’uomo**	**Tossicità acqua potabile**	**Rifiuti nucleari**	**Tossicità per il suolo**	**Smaltimento rifiuti**	**Uso combustibile fossile**	**Eutrofizzazione**	**POCP**	**Acidificazione**	**CO_2 incorporata ($kgCO_2eq$)**	**Contenuto di riciclati (kg)**	**Contenut di riciclati (%)**	**Riciclo al fine vita (%)**
	D	A	E	B	D	E	E	D	C	E	D	D	D	C	65	332	38	89

Al progetto viene assegnato 1 punto premiale aggiuntivo se almeno cinque prodotti sono certificati con dichiarazione EPD, mentre 1 credito più l’attributo di “livello esemplare” viene assegnato al progetto che contiene almeno dieci prodotti certificati con EPD. L’analisi LCA è obbligatoria all’interno del protocollo ed occorre ottenere almeno 1 punto per accedere alla certificazione, mentre per posizionarsi al livello più virtuoso nel suo rating di sostenibilità, occorrono 5 punti. Tuttavia, il punteggio finale disponibile è composto da 150 punti ed è evidente come ancora l’analisi life cycle all’interno della certificazione BREEAM occupi un’importanza non pienamente rilevante.

2.4 Life Cycle Assessment in Minergie-ECO

La certificazione svizzera Minergie-ECO è una certificazione energetica nella quale la valutazione delle prestazioni energetiche non si limita alla sola fase d'uso. La certificazione si suddivide in due categorie: salute, con lo studio dell'illuminazione naturale, dell'isolamento acustico e del comfort interno, ed ecologia della costruzione, con l'analisi del consumo totale di energia grigia da parte dell'edificio e della qualità dei materiali. All'interno di quest'ultima categoria vi è la valutazione Life Cycle Assessment: l'indicatore di impatto ambientale considerato è il consumo di energia non rinnovabile (PEI nrn), chiamata "Energia Grigia", ed intesa come la quantità complessiva di energia utilizzata per i processi di produzione (A1-3), costruzione (A4-5), uso (B1-7) e fine vita (C1-4) in un periodo utile di 60 anni.
Il sistema comprende l'intero edificio includendo all'interno del bilancio gli elementi costruttivi dell'involucro, le parti non riscaldate all'esterno del perimetro di isolamento, gli elementi costruttivi interni, gli scavi e la tecnica dell'edificio (impianto elettrico, di riscaldamento, di ventilazione e idraulico) secondo la norma svizzera SIA 380/1. Inoltre, il calcolo dettagliato dell'energia grigia dei materiali è effettuato secondo gruppi di elementi classificati dai codici dei costi di costruzione eBKP-H della norma SIA 2032 (cif. 3.2.3). L'impatto ambientale è espresso in MJ per un metro quadro di superficie all'anno (MJ/m^2*a) e viene calcolato attraverso software appositamente sviluppati in grado di soddisfare i requisiti richiesti dal sistema di certificazione Minergie (Bauteilkatalog, Enerweb 380/1, Lesonsai, THERMO e GREG). La certificazione Minergie-ECO indica due valori soglia (GW1 e GW2) entro cui deve obbligatoriamente collocarsi il consumo di energia grigia dell'edificio in analisi (Tabella 3) per ottenere la certificazione.
I valori riportati sono applicabili alle nuove costruzioni contenenti le funzioni di ufficio, scuola e residenza (singola o multifamigliare) e si differenziano tra superfici di ambienti riscaldati e superfici di ambienti non riscaldati. Se l'edificio si colloca molto al di sotto della soglia massima GW1, con un consumo di energia grigia pari, o inferiore, a 50 MJ/m^2*a è possibile conseguire un livello superiore della certificazione Minergie, raggiungendo lo standard Minergie-A.

Tabella 3: Valori GW1 e GW2 per le nuove costruzioni (Minergie-ECO). I valori derivano da una ricerca nazionale su edifici campione del patrimonio edilizio svizzero, differenti tra loro per tipologia e caratteri costruttivi

Uso	**GW1** **[MJ/m^2*a]** Superficie riscaldata	**GW2** **[MJ/m^2*a]** Superficie riscaldata	**GW1** **[MJ/m^2*a]** Superficie non riscaldata	**GW2** **[MJ/m^2*a]** Superficie non riscaldata
Edificio per uffici	110	150	30	50
Scuola	90	130	30	50
Residenza	90	130	30	50

La certificazione Minergie-ECO individua soglie che devono essere obbligatoriamente raggiunte al fine di conseguire la certificazione. Questa modalità valutativa pone il calcolo dell'energia grigia su un livello d'importanza superiore rispetto agli altri sistemi, poiché senza di essa non viene rilasciata la certificazione.

3. Conclusioni

Dall'analisi delle certificazioni è emerso il differente "peso" che la valutazione Life Cycle Assessment ha all'interno dei sistemi a punteggio utilizzati nel settore delle costruzioni.



Figura 1: Contributo percentuale dell'analisi LCA all'interno delle quattro certificazioni ambientali multicriteri (in ordine di grafico: DGNB, LEED, BREEAM, Minergie-ECO)

Il DGNB, fin dalla sua creazione, pone la metodologia LCA alla base della certificazione facendola divenire condizione fondamentale e necessaria per il posizionamento all'interno del proprio rating di sostenibilità. L'analisi Life Cycle occupa in questo modo il 13,5% del totale, grazie all'integrazione dei criteri "Environment 1.1" ed "Environment 2.1", i quali devono essere obbligatoriamente rispettati, con il raggiungimento minimo di 1 punto per ognuno, se si vuole accedere alla certificazione ambientale. LEED promuove lo studio del ciclo di vita dei materiali utilizzati nel progetto, tuttavia non viene considerata la fase di uso dell'edificio all'interno della metodologia e nessun indicatore di impatto ambientale legato all'analisi LCA è esplicitato all'interno della certificazione nella categoria dedicata ai consumi energetici. In questo modo si mostra un carente ruolo dell'approccio LCA, il quale incide solamente per il 4% del totale. In realtà la certificazione LEED, mediante la modellazione di un edificio di riferimento per il calcolo degli impatti ambientali e delle prestazioni energetiche, potrebbe già essere in grado di estendere l'analisi del ciclo di vita in modo completo anche alla fase di uso. BREEAM, come la certificazione americana, usa l'analisi LCA per il calcolo del consumo di risorse e degli impatti ambientali prodotti solo dai materiali utilizzati. La valutazione ha un'incidenza pari al 6% rispetto al risultato totale ed equivale alla metà del punteggio raggiungibile nella categoria "Materiali".Sia in BREEAM che in LEED un ruolo non marginale è giocato dall'utilizzo delle EPD, le quali garantiscono un aumento del punteggio premiale se utilizzate oltre un numero minimo prestabilito. L'EPD diviene utile supporto alla valutazione LCA, obbligando il professionista a conoscere l'eco-compatibilità del prodotto scelto e dei materiali che lo compongono.

L’aspetto negativo è la scelta facoltativa del loro uso, la quale dovrebbe invece essere regolata all’interno della certificazione e resa obbligatoria.

Nella certificazione Minergie-ECO l’importanza dell’analisi LCA non sarebbe quantificabile in termini percentuali poiché l’energia grigia dei materiali è un criterio obbligatorio da rispettare, tuttavia, il consumo di energia è uno dei sei criteri della certificazione, quindi possiamo affermare che equivale al 16,7% del totale.

Oggi, l’analisi LCA deve essere inserita tra i criteri di valutazione in altre certificazioni ambientali multicriteri europee, le quali, consapevoli del cambiamento delle politiche ambientali verso il rispetto per la natura e la salute dell’uomo, hanno attivato un processo di revisione dei propri criteri, inserendo la valutazione LCA al loro interno. Il protocollo francese HQE e lo spagnolo VERDE si stanno aggiornando con precise indicazioni sull’approccio al ciclo di vita dell’edificio, tuttavia queste integrazioni e modifiche vengono apportate a posteriori nella certificazione. La speranza è che il contributo dato all’analisi LCA possa essere maggiore rispetto a quello dei protocolli analizzati in questo testo e che la sua applicazione nel Rating System riesca ad incentivare uno sforzo da parte dei progettisti verso la consapevolezza della filiera produttiva. Un passo successivo e necessario è la dichiarazione trasparente dei risultati degli impatti ambientali nel rating delle certificazioni ambientali, risultati che vengono nascosti dalla conversione in punteggio e confinati nell’arbitrario ranking di sostenibilità senza nessuna possibilità di confronto tra un protocollo e l’altro. La diffusione delle certificazioni ambientali non corrisponde ad una uguale diffusione dell’analisi LCA, ciononostante l’incremento dell’attenzione verso l’applicazione della metodologia LCA mostra come la conoscenza del ciclo di vita del manufatto edilizio in termini oggettivi sia oggi la scelta più appropriata per una gestione complessiva della sostenibilità ambientale

4. Bibliografia

ASHRAE, 2010. ANSI/ASHRAE/IES Standard 90.1-2010, Energy Standard for Building Except Low-Rise Residential Buildings, (I-P) Edition

BREEAM, 2016. BREEAM International New-Construction 2016, Technical Manual SD233 1.0, ©2016 BRE Global

DGNB Gmbh, 2014. DGNB Criterion ENV 1.1: Life Cycle Impact Assessment. Offices version 2014, © DGNB Gmbh

Edition Minergie, 2012. Calcolo dell’Energia Grigia per gli edifici MINERGIE-A, MINERGIE-ECO, MINERGIE-P e MINERGIE A-ECO, Edition Minergie, Campus Trevano, Canobbio

Köning, H, 2008. Orientierungswerte für die Bewertung von Hochbauten – erste Stufe: Bürogebäude, Forschungsprojekt, Aktenzeichen 10.08.17.7-07.29, Bundesministerium für Verkehr (BMVBS), Berlino

Köning, H, 2010. Entwicklung von Bewertungsmaβstäben für das Bewertungssystem Nachhaltiger Wohnungsbau 10.08.17.7-10.30.2, Bundesministerium für Verkehr (BMVBS), Berlino

Lavagna, M, 2008. Life Cycle Assessment in edilizia: progettare e costruire in una prospettiva di sostenibilità ambientale, Hoepli, Milano

LEED USGBC, 2013. Reference Guide for Building Design and Construction v4, U.S. Green Building Council, Washington

SIA, 2010. SIA 2040 – via SIA verso l’efficienza energetica. SIA Zurich, Zurigo

Applicazione pilota dell'OEF alla società di gestione dell'Aeroporto Internazionale "Falcone e Borsellino" di Palermo

Alessandro Intile[1], Pier Luigi Porta[2], Bruno Tomasello[1], Serena Righi[1], Marta Quaranta[1], Diego Marazza[1]

[1]Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Università di Bologna, via dell'Agricoltura 5, 48123 Ravenna, Italia
[2]ENEA, Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna, Italia

Email: **alessandro.intile@studio.unibo.it**

Abstract

Questo lavoro si propone di valutare l'applicabilità dello strumento OEF (Organization Environmental Footprint) ad una società di gestione aeroportuale. L'articolo presenta l'impostazione metodologica dello studio: la fase di raccolta dati, l'impostazione di un modello tramite il software di Life Cycle Assessment (LCA) GaBi ts ed i risultati ottenuti. L'aeroporto è considerato come una "black box" all'interno della quale è definito il portfolio di prodotti e servizi. Lo studio presenta una analisi di screening degli impatti provocati dall'organizzazione esaminata ed evidenzia le criticità riscontrate durante l'applicazione della metodologia. La metodologia utilizzata viene quindi proposta come possibile punto di partenza per la creazione delle Organization Environmental Footprint Sector Rules (OEFSR) per il calcolo dell'impronta ambientale di questo tipo di organizzazioni che servono per avviare uno studio comparativo.

1. Introduzione

Negli ultimi anni nel panorama europeo si è assistito ad un proliferare di etichette e marchi ambientali basati sulla valutazione del ciclo di vita. La *Carbon Footprint*, le Etichette e dichiarazioni ambientali, la *Water Footprint*, sono solo alcuni esempi di questo fenomeno (Krajnc e Glavič, 2005; Kuosmanen e Kuosmanen, 2009; Nikolaou e Kazantzidis, 2016). Allo scopo di ottenere un prodotto unico e completo che permettesse di omologare la metodologia e i risultati ottenuti, il *Directorate-General for the Environment* (*DG Environment*) insieme al *European Commission's Joint Research Centre* (JRC IES) nel 2013, a seguito di un percorso di analisi, applicazione e revisione durato 2 anni, hanno completato la stesura di un documento relativo all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (Commissione Europea, 2013). La guida metodologica introduce due strumenti, la *Product Environmental Footprint* (PEF) e l'*Organization Environmental Footprint* (OEF). Questi presentano molti elementi condivisi e il comune obiettivo di ottenere studi coerenti, esaurienti e riproducibili; la differenza principale sta nell'obiettivo dell'analisi, in particolare la PEF ha la funzione di calcolare gli impatti di un singolo prodotto mentre l'OEF prende in esame l'intera organizzazione responsabile dell'erogazione di una serie di prodotti e servizi facenti parte del suo *portfolio prodotti*.

Questo studio si focalizza sulla metodologia OEF, tuttora in fase di sperimentazione. Da poco si è, infatti, conclusa la selezione delle proposte per la seconda ondata di studi pilota (*2nd wave of Environmental Footprint pilots)* che ha portato alla scelta di due nuove filiere, i prodotti caseari ed il tè da parte della Commissione Europea.

L'obiettivo dello studio è di indagare la possibile applicazione della metodologia OEF a un ente di gestione aeroportuale; si cercherà quindi, applicando le regole generali per il calcolo dell'OEF, di effettuare una prima analisi di screening degli impatti provocati dall'organizzazione esaminata. Il soggetto delle analisi effettuate è la GES.A.P. SpA, società di gestione dell'Aeroporto Internazionale di Palermo "Falcone Borsellino" (una SpA a prevalenza di capitale pubblico). In quanto gestore aeroportuale, la Società progetta, realizza e gestisce aree, infrastrutture ed impianti dello scalo, dei quali cura ogni necessaria manutenzione ed implementazione. Fornisce, altresì, i servizi centralizzati quali: il coordinamento di scalo, i sistemi informativi e di informazione al pubblico, la vigilanza e la sicurezza aeroportuale e la fornitura di servizi commerciali, direttamente o attraverso subconcessioni a terzi.

Nel dicembre 2008 GES.A.P. ha ottenuto da parte di CERMET (Kiwa Cermet Italia S.p.A.), ente di certificazione accreditato, il rilascio del Certificato del Sistema di Gestione Ambientale di qualità ai sensi della norma UNI ISO 14001: 2004, rinnovata nell'ottobre 2014 fino al 20/12/2017 (ISO, 2014).

2. Metodologia

L'OEF è una misura multifattoriale delle prestazioni ambientali di organizzazioni, basata sul concetto del *Life Cycle Assessment* (LCA), articolata in 5 fasi: definizione degli obiettivi, definizione dell'ambito, compilazione del profilo di utilizzo delle risorse e di emissioni, valutazione di impatto e interpretazione dell'impronta ambientale dell'organizzazione; queste fasi sono interessate da un processo trasversale di revisione.

2.1 Definizione degli obiettivi degli studi

L'obiettivo generale della metodologia, applicabile a qualsiasi tipo di organizzazione, è quello di ridurre gli impatti ambientali connessi alle proprie attività, valutandone l'impatto complessivo includendo tutte le attività che caratterizzano le catene di approvvigionamento/fruizione dei prodotti e servizi.

Non esistono ad oggi studi riguardanti l'applicazione della metodologia OEF ad un ente gestore aeroportuale, e non è stata ancora avviata la procedura per la creazione delle *Organization Environmental Footprint Sector Rules* (OEFSR), da utilizzare come traccia per il calcolo dell'impronta ambientale delle organizzazioni operanti in questo settore ed effettuare uno studio comparativo.

Per questa ragione nel presente studio sono state applicate le regole generali per il calcolo dell'OEF, inoltre l'analisi si ferma ad una prima fase di screening degli impatti provocati dall'organizzazione esaminata.

2.2 Definizione dell’ambito degli studi

Le informazioni utilizzate in questo studio sono state raccolte dai documenti concernenti la procedura di Valutazione Impatto Ambientale avviata il 12/06/2012 riguardante il progetto di rimodulazione (*aree land side e airside*) del *Masterplan* Aeroportuale dell'Aeroporto internazionale di Palermo "Falcone Borsellino" (GES.A.P., 2012). Come unità di analisi, sulla base della quale è stata effettuata la raccolta dati, è stata scelta la fornitura di beni e servizi presenti nel portafoglio prodotti nel 2014.

2.2.1 Portafoglio prodotti/servizi

Per la creazione del portafoglio prodotti/servizi è stato scelto di riferirsi al D.lgs. n. 18 del 13/11/1999 “Attuazione della direttiva 96/67/CE relativa al libero accesso al mercato dei servizi di assistenza a terra negli aeroporti della Comunità" e all’allegato del contratto di programma stipulato da ENAC e GESAP (All. 4 elenco dei prodotti/cespiti/servizi).

Tale documento è comune a tutti gli enti gestori aeroportuali e può quindi diventare un riferimento da includere nelle OEFSR. È stata inoltre definita la quantità dei servizi forniti nell’anno di riferimento (2014) utilizzando i dati di traffico disponibili sul sito di ENAC (ENAC, 2014).

2.2.2 Confini del sistema

I confini dell’organizzazione considerati nel presente studio comprendono tutte le attività connesse alla fornitura dei servizi riportati nel portafoglio prodotti sotto il controllo diretto dell’organizzazione. Al di fuori dei confini dell’organizzazione sono state considerate alcune attività, indirettamente attribuibili all’organizzazione e quindi considerate ricadenti all’interno dei confini dell’OEF.

Le attività a monte dell’organizzazione comprese nei confini dell’OEF sono: i) produzione e trasporto dell’energia elettrica acquistata; ii) estrazione, produzione e trasporto dell’acqua utilizzata; iii) produzione e trasporto del gasolio per il riscaldamento; iv) produzione e trasporto di benzina, gasolio e cherosene utilizzati per attività di supporto alla realizzazione dei servizi.

Per quanto riguarda le attività a valle dell’organizzazione, sono stati considerati gli impatti causati da: i) smaltimento dei rifiuti solidi assimilabili agli urbani; ii) smaltimento dei rifiuti speciali; iii) trattamento dei reflui in depuratore. Durante la modellazione del sistema è stato deciso, trattandosi di uno studio preliminare e visto il formato aggregato dei dati in nostro possesso, di trattare l’intera organizzazione come una scatola nera (*black box*) all’interno della quale entrano flussi di materia ed energia, utilizzati per fornire i servizi, e ne fuoriescono emissioni e rifiuti.

2.3 Profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni

I dati provenienti dal Sistema di Gestione Ambientale certificato (SGA) di GESAP sono stati utilizzati per la compilazione del profilo di utilizzo delle risorse e delle emissioni relative all’anno 2014. I dati comprendono: i) consumo di energia elettrica; ii) consumo di acqua; iii) consumo di gasolio per il

riscaldamento delle strutture; iv) quantità di rifiuti speciali prodotti; v) quantità di Rifiuti Solidi Assimilabili agli urbani (RSAU) prodotti; vi) composizione media annuale delle acque eseguita allo scarico del depuratore.

Sono stati inoltre reperiti, tramite consultazione diretta con i responsabili dell'azienda, dati di consumo di carburante (diesel e benzina) utilizzato per l'esercizio del parco macchine di GESAP funzionale alle attività aeroportuali.

È stato infine approssimato, tramite consultazione dei responsabili del mantenimento del SGA, l'ammontare complessivo delle distanze percorse per via aerea e terrestre per i viaggi aziendali.

2.4 Valutazione di impatto dell'impronta ambientale

La fase di valutazione di impatto è stata effettuata utilizzando le 14 categorie di impatto presenti nel metodo "*Impacts ILCD/PEF recommendation*" (European Commission-Joint Research Centre, 2011) che raccoglie le categorie ed i fattori di caratterizzazione consigliati nella guida metodologica per lo svolgimento di indagini PEF e OEF (Tabella 1). I risultati degli impatti dei singoli processi sulle diverse categorie, espressi nei rispettivi indicatori, sono stati normalizzati utilizzando i fattori di normalizzazione NFs[3] 2010 EU *domestic.*

Tabella 1: Categorie di impatto del metodo "Impacts ILD/PEF recommendation"

Categoria di impatto	*Abbreviazione*	*Unità di misura*
Acidification (v1.06)	AP	Mole of H^+ eq.
Climate change, incl biogenic carbon (v1.06)	GWP	kg CO_2 Eq.
Ecotoxicity freshwater (v1.06)	EcoTox	CTUe
Eutrophication freshwater (v1.06)	EP freshwater	kg P Eq.
Eutrophication marine (v1.06)	EP marine water	kg N Eq.
Eutrophication terrestrial (v1.06)	EP terrestrial	Mole of N Eq.
Human toxicity, cancer effects (v1.06)	HumTox cancer	CTUh
Human toxicity, non-cancer effects (v1.06)	HumTox no cancer	CTUh
Ionizing radiation, human health (v1.06)	Ion Rad	kBq U235 Eq.
Ozone depletion (v1.06)	ODP	kg CFC-11 Eq.
Particulate matter/Respiratory inorganics (v1.06)	PM	kg PM2.5-Eq.
Photochemical ozone formation, human health (v1.06)	POCP	kg NMVOC
Resource depletion water, (v1.06)	water depletion	m^3 Eq.
Resource depletion, mineral, fossils and renewables, (v1.06)	resource depletion	kg Sb Eq.

3 Normalisation factors

3. Modellazione tramite GaBi ts

Per il calcolo dell'impronta ambientale dell'organizzazione è stato implementato un modello utilizzando il software GaBi ts, prodotto da *Thinkstep*.

La Figura 1 riporta il piano principale del modello all'interno del quale sono stati inseriti i processi ed i flussi considerati nello studio.

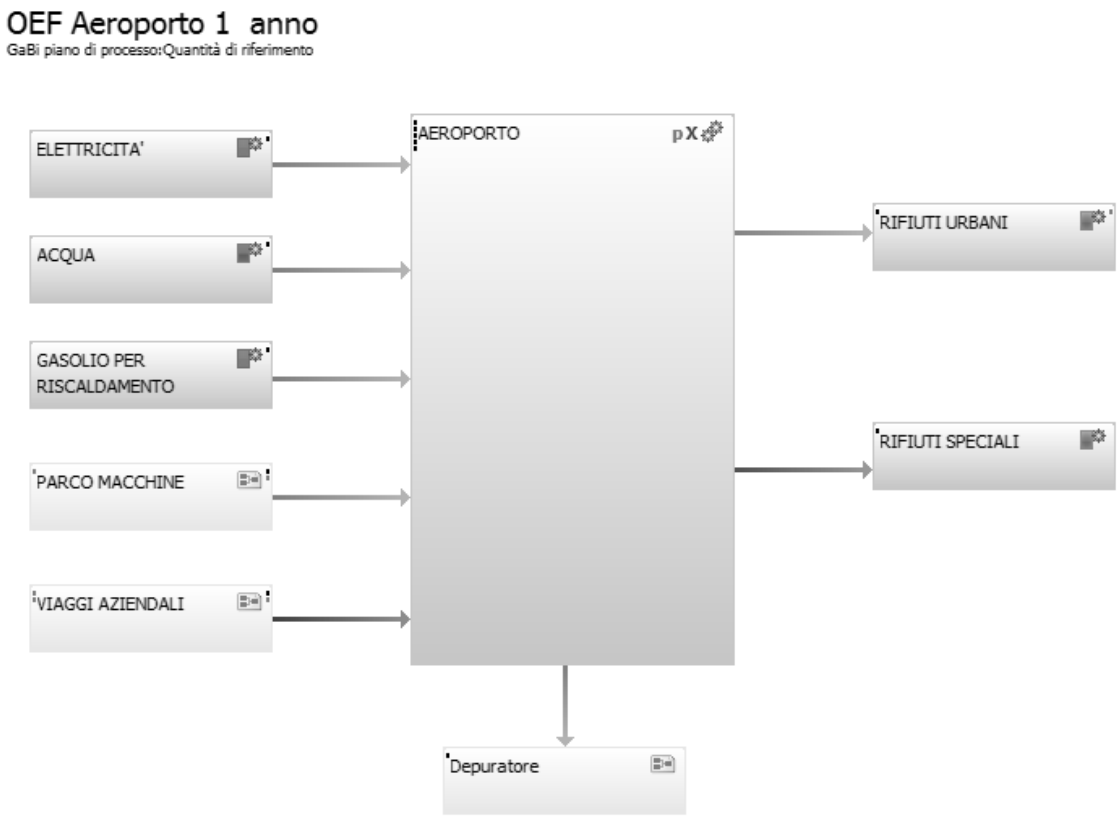


Figura 1: Piano principale del modello "OEF Aeroporto"

I processi utilizzati nel modello sono stati reperiti nella banca dati GaBi o creati appositamente. Ad esempio, il processo "Depuratore" è stato ottenuto implementando i dati primari sulle emissioni in acqua a valle del depuratore reale, in un processo di depurazione generico.

4. Risultati e discussione

I risultati dello studio sono riportati in Tabella 2, i contributi percentuali di ogni processo sul totale degli impatti sono riportati in Tabella 3. I risultati normalizzati sono riportati in Figura 2.

Tabella 2: Risultati per il metodo ILD/PEF recommendation

Categorie di impatto	Depuratore	Parco macchine	Viaggi aziendali	Acqua	Elettricità	Gasolio per riscaldamento	Rifiuti Speciali	Rifiuti Urbani	Totale
Acidification midpoint [Mole of H+ eq.]	1,08E+03	1,34E+03	3,29E+01	7,39E+01	1,67E+04	2,87E+02	9,76E+01	1,99E+02	1,98E+04
Climate change [kg CO2-Equiv.]	1,02E+06	1,73E+05	8,04E+03	4,89E+04	6,33E+06	1,41E+05	1,28E+04	5,21E+05	8,25E+06
Ecotoxicity freshwater [CTUe]	1,01E+04	3,86E+04	1,07E+03	9,03E+03	2,18E+05	1,51E+04	2,35E+04	1,13E+04	3,27E+05
Eutrophication freshwater [kg P eq]	1,50E-01	1,08E+00	7,81E-03	3,03E+00	9,12E+00	2,41E-02	2,11E-02	6,87E+01	8,22E+01
Eutrophication marine [kg N-Equiv.]	1,63E+03	6,13E+02	2,48E+00	1,40E+01	2,47E+02	7,23E-01	7,04E-01	9,64E+01	2,60E+03
Eutrophication terrestrial [Mole of N eq.]	3,63E+03	6,96E+03	1,50E+02	2,38E+02	3,48E+04	8,51E+02	4,28E+02	6,94E+02	4,78E+04
Human toxicity, cancer effects [CTUh]	2,51E-04	1,13E-03	5,04E-05	2,79E-04	6,62E-03	7,84E-04	1,29E-02	4,94E-04	2,25E-02
Human toxicity, non-cancer effects [CTUh]	2,25E-03	1,54E-02	2,23E-04	3,36E-03	9,02E-02	2,72E-03	1,53E+00	1,25E-02	1,65E+00
Ionizing radiation, human health [kBq U235 eq]	3,37E+03	2,58E+02	8,60E+00	4,84E+02	3,01E+05	8,23E+01	3,94E+02	6,86E+02	3,06E+05
Ozone depletion [kg CFC-11 eq]	1,39E-05	7,43E-07	2,57E-08	9,96E-07	1,34E-03	2,19E-07	3,64E-07	1,51E-06	1,36E-03
Particulate matter/Respiratory inorganics [kg PM2,5-Equiv.]	4,16E+01	7,61E+01	7,99E-01	4,55E+00	7,75E+02	9,15E+00	2,94E+00	9,21E+00	9,19E+02
Photochemical ozone formation, human health [kg NMVOC]	1,15E+03	5,30E+02	3,40E+01	5,72E+01	9,83E+03	2,38E+02	1,05E+02	3,76E+02	1,23E+04
Resource depletion water [m³ eq.]	5,65E+02	6,36E+01	1,22E+00	1,95E+04	5,25E+04	2,20E+01	6,30E+02	1,15E+02	7,34E+04
Resource depletion, mineral, fossils and renewables [kg Sb-Equiv.]	3,18E-01	4,63E-02	1,69E-03	1,07E-02	9,67E+00	2,32E-02	1,19E-02	1,99E-02	1,01E+01

Tabella 3: Contributo percentuale dei processi all'impatto totale per singola categoria

Categorie di impatto	Depuratore	Parco macchine	Viaggi aziendali	Acqua	Elettricità	Gasolio per riscaldamento	Rifiuti Speciali	Rifiuti Urbani
Acidification midpoint [Mole of H+ eq.]	5,44%	6,74%	0,17%	0,37%	84,35%	1,44%	0,49%	1,00%
Climate change [kg CO2-Equiv.]	12,31%	2,10%	0,10%	0,59%	76,72%	1,71%	0,15%	6,32%
Ecotoxicity freshwater [CTUe]	3,08%	11,81%	0,33%	2,76%	66,72%	4,63%	7,21%	3,45%
Eutrophication freshwater [kg P eq]	0,18%	1,32%	0,01%	3,69%	11,10%	0,03%	0,03%	83,65%
Eutrophication marine [kg N-Equiv.]	62,58%	23,54%	0,10%	0,54%	9,48%	0,03%	0,03%	3,70%
Eutrophication terrestrial [Mole of N eq.]	7,59%	14,56%	0,31%	0,50%	72,89%	1,78%	0,90%	1,45%
Human toxicity, cancer effects [CTUh]	1,11%	5,02%	0,22%	1,24%	29,37%	3,48%	57,36%	2,19%
Human toxicity, non-cancer effects [CTUh]	0,14%	0,93%	0,01%	0,20%	5,45%	0,16%	92,34%	0,76%
Ionizing radiation, human health [kBq U235 eq]	1,10%	0,08%	0,00%	0,16%	98,28%	0,03%	0,13%	0,22%
Ozone depletion [kg CFC-11 eq]	1,02%	0,05%	0,00%	0,07%	98,70%	0,02%	0,03%	0,11%
Particulate matter/Respiratory inorganics [kg PM2,5-Equiv.]	4,52%	8,28%	0,09%	0,49%	84,30%	0,99%	0,32%	1,00%
Photochemical ozone formation, human health [kg NMVOC]	9,33%	4,30%	0,28%	0,46%	79,79%	1,93%	0,85%	3,06%
Resource depletion water [m³ eq.]	0,77%	0,09%	0,00%	26,61%	71,49%	0,03%	0,86%	0,16%
Resource depletion, mineral, fossils and renewables [kg Sb-Equiv.]	3,15%	0,46%	0,02%	0,11%	95,73%	0,23%	0,12%	0,20%

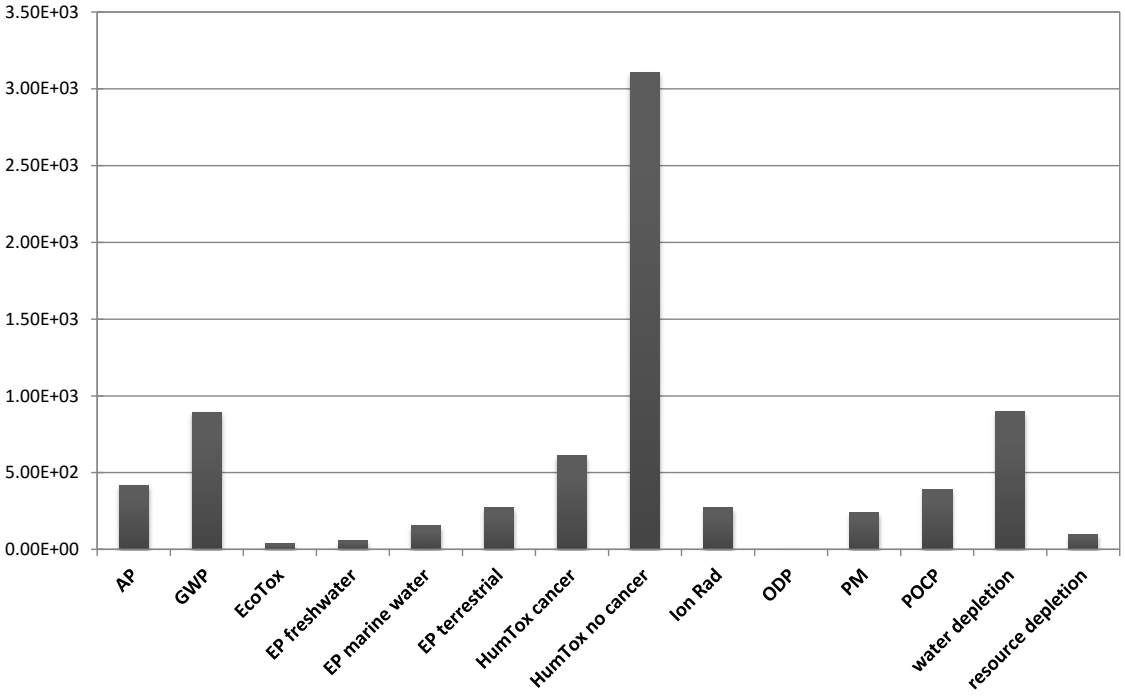


Figura 2: Risultati normalizzati con i fattori ILCD domestic EU citizen

I risultati ottenuti mostrano come dai consumi di elettricità derivino gran parte degli impatti per quasi tutte le categorie d'impatto, arrivando a oltre il 98% per le categorie "Ozone depletion" e "Particulate matter/Respiratory inorganics". Oltre all'elettricità, i rifiuti, sia urbani sia speciali, e il processo di depurazione influiscono significativamente su alcune categorie d'impatto.

La gestione dei rifiuti e il controllo delle acque di scarico destinate a depuratore, possono essere gestiti ottimizzando i sistemi attualmente in essere. Per quanto riguarda invece l'uso di elettricità, il grado di aggregazione dei dati ad oggi disponibili non permette una corretta distribuzione dei consumi per servizio fornito. In questo modo è più difficile pensare ad azioni di risparmio energetico mirate.

La soluzione può essere quella di allocare i consumi ai servizi presenti nel portafogli prodotti, in modo da individuare le criticità e implementare sistemi atti a contenere i consumi. Ci sono diversi metodi per ottenere questo risultato; il sistema più diretto potrebbe essere quello di installare dei contatori che permettano di scorporare i consumi per servizio fornito, questo sistema è molto utile in processi lineari ma potrebbe essere difficile da attuare per un aeroporto dove il servizio è diffuso; un altro sistema potrebbe essere quello di allocare i servizi utilizzando dei fattori comuni come ad esempio il profitto o il numero di utenti del servizio stesso. Questo però farà parte di una seconda fase del lavoro.

Per quanto riguarda i risultati generali, l'individuazione di un riferimento normativo che definisca i servizi effettivamente erogati da un aeroporto permette di definire il portafoglio prodotti/ servizi in maniera semplice e standardizzata, quantomeno a livello nazionale. Una criticità emersa nello studio, che può essere estesa a tutte quelle ditte che forniscono contemporaneamente una grande varietà di servizi nella stessa struttura (centri commerciali, ospedali, etc.), è la difficoltà di allocare i consumi ai diversi servizi forniti.

5. Conclusioni

Questo lavoro rappresenta il primo tentativo di applicazione della metodologia OEF a un ente di gestione aeroportuale. La maggiore difficoltà metodologica incontrata è stata quella di definire un portafoglio prodotti/servizi adeguato al caso studio in oggetto. Questa difficoltà è stata superata grazie all'utilizzo del contratto di programma stipulato da ENAC e GESAP e comune a tutti gli enti gestori aeroportuali. È soddisfato quindi il requisito di basare la definizione del portafoglio prodotti/servizi su un documento ufficiale e sufficientemente generale. Limite rilevante dello studio è stato quello di non aver potuto compiere un'allocazione dei flussi fra il portafogli prodotti/servizi ma di aver trattato l'intera organizzazione come una scatola nera le cui suddivisioni interne non possono essere indagate. Dai risultati dell'applicazione della metodologia OEF, è stato però possibile stimare sia l'impatto complessivo dell'organizzazione sia il contributo dei diversi processi sulle categorie.

Si può quindi affermare che la metodologia OEF è adeguata al calcolo dell'impronta ambientale di questo tipo di organizzazioni, e si propongono i materiali e i metodi utilizzati in questo studio come un possibile punto di partenza per lo sviluppo delle OEFSR che servono per avviare uno studio comparativo.

6. Bibliografia

Commissione Europea (2013). Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. Gazzetta ufficiale dell'Unione Europea, serie L Numero 124 del 4 maggio 2013.

ENAC (2014). Dati di traffico 2014. Direzione Sviluppo Studi Economici e Tariffe. Ed. Sapia, P.

European Commission-Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability (2011). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union; 2011

GES.A.P. (2012). «Progetto di rimodulazione (aree land side) del masterplan aeroportuale studio di impatto ambientale.» Quadro di riferimento progettuale. Palermo, 1, 2012.

GES.A.P. S.p.A. (2008). «Sviluppo di un Sistema di Gestione Ambientale secondo lo standard ISO14001:2004.» ANALISI AMBIENTALE. A cura di Luca Magagnini, Marta Nardella, Francesca Piccini – GSQ Diego Marazza, Ilaria Manganelli, Devarghes Savelli – CIRSA Elisa Ulazzi. Ravenna, RA, 15 12 2008.

ISO (2004). ISO 14001, Environmental management systems-Requirements with guidance for use. International organization for Standardization, Ginevra, Svizzera.

Krajnc, D, Glavič, P, 2005. How to compare companies on relevant dimensions of sustainability. Ecol. Econ. 55, 551-563.

Kuosmanen, T, Kuosmanen, N, 2009. How not to measure sustainable value (and how one might). Ecol. Econ. 69, 235-243.

Nikolaou, IE, Kazantzidis, L, 2016. A sustainable consumption index/label to reduce information asymmetry among consumers and producers. Sust. Prod. Cons. 6, 51-61.

Accuracy of Life Cycle Assessment results for a reusable expositive panel

Sara Toniolo, Anna Mazzi, Matteo Fedalto, Antonio Scipioni

Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente

Email: **scipioni@unipd.it**

Abstract

Within LCA (Life Cycle Assessment) methodology, allocation procedures have to be applied in two specific cases: for simoultaneous products and for subsequent products. The first case is well known, but the second case is still under development. In this context, the aim of this study is to investigate the accuracy of LCA results for a reusable expositive panel using four different allocation formulas (cut-off, 50/50, PEF method and system expansion). The functional unit is 1 m^2 of set up stand built with panels which components are reusable and can be disassembled after-use. The Life Cycle Impact Assessment is conducted using the ReCiPe 2008. The results reveal that in general the application of cut-off, 50/50 and PEF methods present lower values than the system expansion application. To confirm the results obtained an uncertainty analysis and some tornado analyses were performed.

1. Introduction

A critical issue often debated in the scientific literature within Life Cycle Assessment (LCA) is the definition of allocation procedures, especially for recycling (Frischknecht et al., 2007). If the market value of the waste or end-of-life product at its point of origin is above zero, in LCA perspective, it is a co-product and the multifunctionality has to be solved by allocation. However, the case of recycling is different from multifunctionality, because the secondary good is not only a co-function of the system but itself is again and again recycled (EC-JRC, 2010). Managing secondary material utilization and end-of-life recovery can be considered a challenging point in life cycle based environmental assessment (Allacker et al., 2014). However, in contrast with other disciplines where specific metrics for material recovery are utilized, several competing approaches exist within LCA.

In recent years, different frameworks have proposed various mechanisms to manage allocation for recycling, such as ISO TR 14049:2012 (ISO, 2012), PAS 2050:2011 (BSI, 2011), Product Environmental Footprint (PEF) Guide (European Commission, 2013) and ISO TS 14067:2013 (ISO, 2013). Several papers have been published concerning recycling within LCA, using the system expansion method (Blengini et al., 2012; Kim and Song, 2014) and the cut-off approach (Intini et al., 2011; Simões et al., 2010) or exploring different formulas (Huang et al., 2013; Johnson et al., 2013; Zampori and Dotelli, 2014; Pegoretti et al., 2014; Reale et al., 2015; Toniolo et al. 2013). Indeed, these mechanisms differ in their approaches to credit recycling: substitution methods stimulate the recyclability, whereas methods based on the recycled content stimulate the use

of recycled materials, as reported by Van der Harst et al., 2016. Even if there is actually no need to reach consensus in this respect (Frischknecht, 2010) and an appropriate modelling approach should be defined by the commissioner of the study (Allacker et al., 2014), there is a literature gap concerning the analysis of the accuracy of the results obtained. Thus, the aim of this study is to investigate the accuracy of LCA results for a reusable product using four different allocation formulas internationally accepted. The product chosen is an expositive stand built with panels produced mainly with aluminum (contour and joints), steel (screws, bolts, and segments), wood (medium density fiberboard), textile and paint, separately packaged in steel or paper boxes. The packages are reutilized and all the components of the panels are disassembled after usage and mainly recycled.

2. Materials and methods

2.1 Goal and scope definition

The functional unit chosen to conduct this study is 1 m^2 of set up stand built with panels which components can be disassembled after-use and are reusable. The product end of life (EOL) scenario is the disassembly and the material recovery to produce other panels for new expositive stands. The system boundaries (Figure 1) include the whole system required to manufacture the panels for the stand set up.

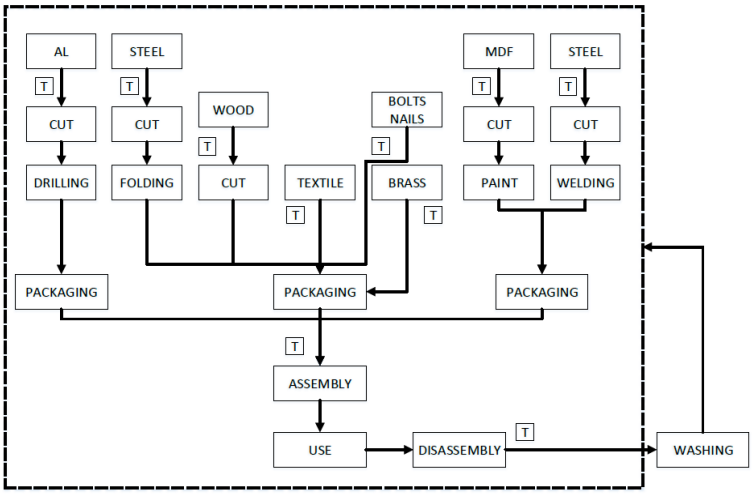


Figure 1: System boundaries of the product analysed. The following abbreviations are used: T (Transport); AL (Aluminum); MDF (Medium Density Fiberboard). The dashed lines represent the boundaries of the company

2.2 Life Cycle Inventory

The primary data, directly collected by means of specific data sheets, concern panel production and stand set up, transport of materials to produce the panel and to set up the stand. The production of the stand is performed assembling

the parts directly in the place where the trade fair is held. The assembly is carried out manually and the related impacts are assumed negligible. After usage the stand is assumed to be mainly disassembled and the parts to be recovered to produce other panels. Different recycling allocation formulas (1), (2), (3) and (4) were applied to assess the environmental burdens of the product under study. Formula (1) represents cut-off approach, (2) represents system expansion, (3) is called 50/50 method and (4) is the formula proposed in PEF Guide.

(1) $E=(1-R_1)E_V+R_1E_R+(1-R_2)E_D$ *(BSI, 2011)*

(2) $E=E_V+(E_r-E_v)R_2+(1-R_2)E_D$ *(BSI, 2011)*

(3) $E= (1-0.5R_1)E_V+0.5R_1E_r+0.5R_2(E_r-E_v)+(1-0.5R_2)E_D$ *(Pegoretti et al., 2014)*

(4) $E=(1-0.5R_1)E_v+0.5R_1E_r+0.5R_2(E_{recyclingEoL}-E_v^*Q_s/Q_p)+R_3(E_{ER}-LHVX_{ER,heat}E_{SE,heat}-LHVX_{ER,heat}E_{SE,heat})+(1-0.5R_2-R_3)E_D-0.5R_1E_D^*$ *(European Commission, 2013)*

where R_1 represents the recycled content of materials, R_2 is the recyclability rate and R_3 is the proportion of material in the product that is used for energy recovery at end-of-life. The main values of these parameters are from primary sources and are reported in Table 1. E_V represents the impacts associated with the utilization of virgin materials, E_R and E_r cover the impact arising from recycling processes of R_1 and R_2 fractions, respectively, and E_D considers the environmental burdens arising from the disposal of waste materials. $E_{recyclingEoL}$ represents specific emissions and resources consumed per unit of analysis arising from the recycling process at the end-of-life stage, including collection, sorting and transport. LHV is Lower Heating Value of the material in the product that is used for energy recovery; $X_{ER,heat}$ and $X_{ER,elec}$ are the efficiency of the energy recovery process, heat and electricity respectively. Q_s is the quality of secondary material, Q_p is the quality of primary material. E_{ER} represents specific emissions and resources consumed per unit of analysis arising from the energy recovery process. $E_{SE,heat}$ and $E_{SE,elec}$ represent specific emissions and resources consumed per unit of analysis that would have arisen from the specific substituted energy source (heat and electricity). E_V^* cover specific emissions and resources consumed per unit of analysis arising from the acquisition and pre-processing of virgin material assumed to be substituted by recyclable materials and E_D^* represents specific emissions and resources consumed per unit of analysis arising from the acquisition and pre-processing of virgin material.

Table 1: R_1, R_2 and R_3 values used for this study (primary data)

	R_1	**R_2**	**R_3**
Wood components	0	0.95	0.02
Metal components	0.2	0.98	0
Textile components	0.4	0.93	0.03

2.3 Life Cycle Impact Assessment

The Life Cycle Impact Assessment is conducted using the ReCiPe 2008 methodology with the midpoint perspective (Goedkoop et al., 2009). This step is performed for each life cycle obtained using the different recycling modelization methods. An uncertainty analysis using the Monte Carlo technique was also performed to test the robustness of the results, in terms of comparison with the results of the system expansion application, which was demonstrated to generally lead to higher results. The results of the sensitivity analysis for the PEF method are graphically reported in the form of tornado diagrams, which record the percentage impact of each parameter on the model outcomes (Papa et al., 2013).

3. Results and discussion

The results obtained through the application of the system expansion (SE), the cut-off (CO), the 50/50 method and the PEF method are compared in Figure 2. The results reveal that in general the application of cut-off, 50/50 and PEF methods present lower results than the system expansion application. Furthermore, the results obtained with 50/50 and PEF methods do not differ significantly from the results obtained through the system expansion application. The method that leads to important percentage differences is the cut-off with variations between 8% and 35%.

The category, which presents discordant results and represent an exception of the general trend is agricultural land occupation, which main impact is due to wood components characterized by a null R1 value.

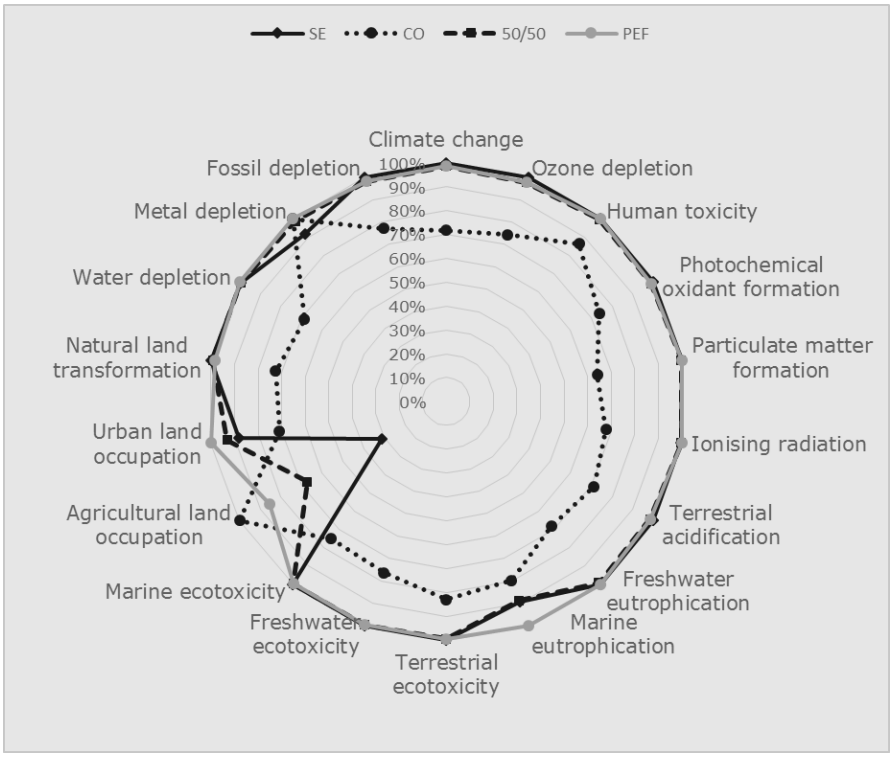


Figure 2: Relative difference of the results obtained

The uncertainty results confirm that the impact calculated with the cut-off formula are lower than the impacts calculated with the SE for almost all of the categories studied with the exceptions of metal depletion and agricultural land occupation in at least 98 cases out of 100. The category mostly affected by model uncertainty was natural land transformation. The impacts calculated using SE are greater than 50/50 in at least 98 cases out of 100 for 11 categories. The categories most affected by uncertainty are water depletion, natural land transformation, ionizing radiation and particulate matter formation. The categories most affected by uncertainty in the comparison between SE and PEF are natural land transformation, freshwater ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, particulate matter formation and human toxicity.

With reference to the PEF method some tornado analyses were also performed investigating the recycling rate. The tornado analyses are not performed for the cut-off because it is a simplified approach (Rives et al., 2012) with no specific parameters for the modelization of the recycling.

Figure 3 shows the obtained results for some impact categories. As it can be seen, the general trend is that the higher input value (higher recycling rate) gives output lower than the base case.

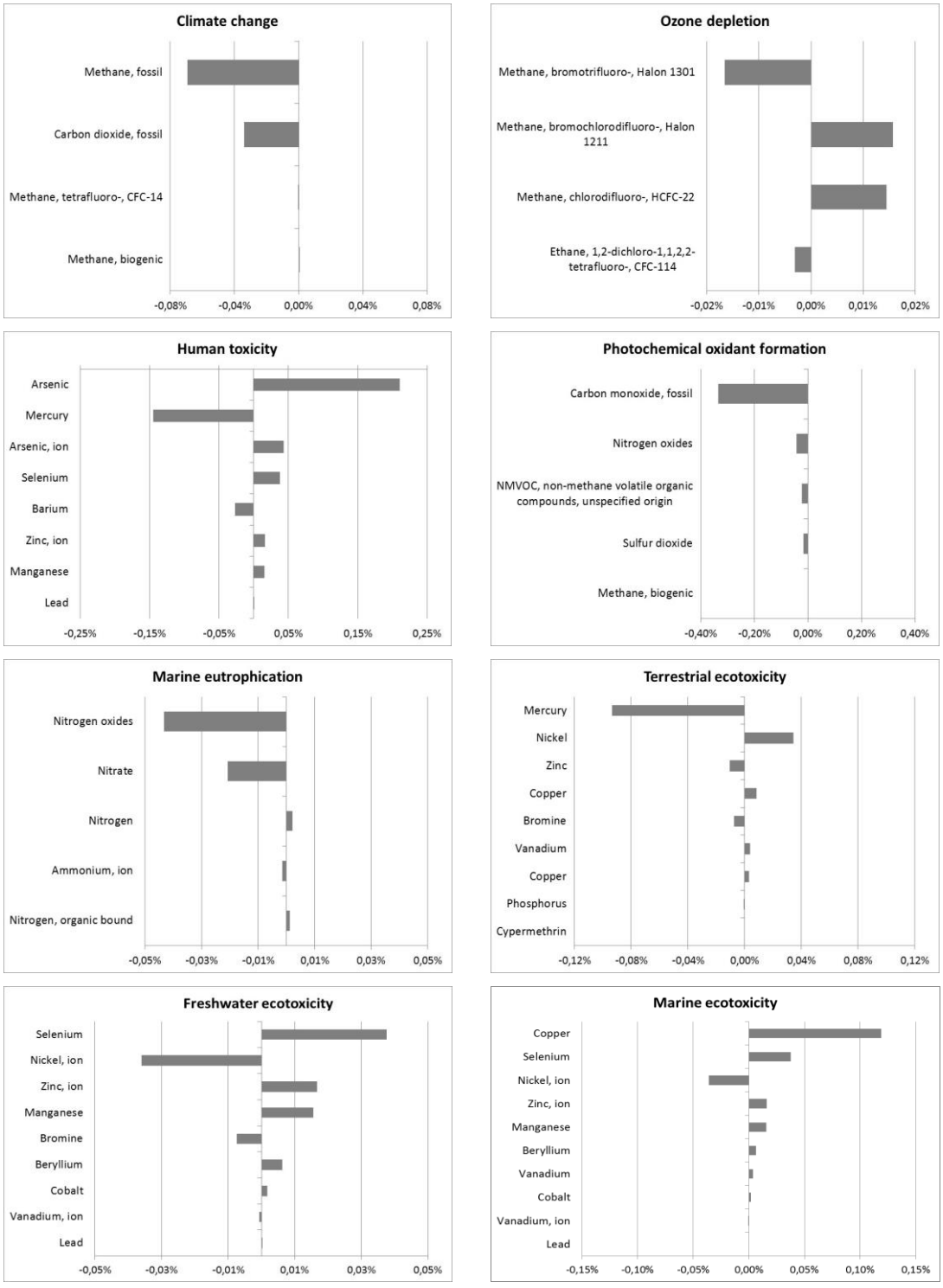


Figure 3: Tornado analyses of PEF formula application changing the recycling rate

The outputs represent environmental emissions; this means that increasing the recycling rate of the materials increases the environmental performance of the system. In certain cases, there is a trend reversal, this means that the lower

input (lower recycling rate) gives results lower than the base case namely reducing recycling for certain materials reduces the environmental emissions (due to technical reasons related to the recycling processes).

4. Conclusion

In this study, four alternative allocation formulas for recycling are applied to an expositive panel, namely cut-off, system expansion, 50/50 and the PEF method. The results of this case study show clearly that the application of the cut-off method produces lower impact than the other analysed methods. The results obtained using the system expansion and the PEF methods do not differ significantly (partially in line with Reale et al., 2015) and, generally, higher impact is obtained using the system expansion formula.

The impacts obtained using the 50/50 and the PEF approach differ for less than 2.3% for almost all of the categories analysed in respect to the results obtained through SE application. However, for the categories ionising radiation, agricultural land occupation, urban land occupation and metal depletion the system expansion approach presents lower impact than the other methods used. In addition, for the categories marine eutrophication and water depletion the system expansion method presents lower impacts than PEF method.

This study can help interpreting the results of Johnson et al. (2013), who highlighted that the cut-off is highly sensitive to recycled content rate, whereas the end-of-life recycling method, equivalent to system expansion, is highly sensitive to recyclability and that cut-off does not realize the benefits of designing for recyclability. Indeed, according to Huang et al. (2013) substitution methods can be supported by material manufacturers because they reveal an immediate environmental advantage.

5. References

Allacker, K, Mathieux, F, Manfredi, S, Pelletier, N, De Camillis, C, Ardente, F, Pant, R, 2013. Allocation solutions for secondary material production and end of liferecovery: Proposals for product policy initiatives. Resource Conserv Recy. 88, 1-12.

Blengini, GA, Busto, M, Fantoni, M, Fino, D, 2012. Eco-efficient waste glass recycling: Integrated waste management and green product development through LCA. Waste Manage. 32, 1000-1008.

BSI, 2011. PAS 2050 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, BSI London United Kingdom.

EC-JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

European Commission, 2013. Commission 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).

Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Doka, G, Dones, R, Heck, T, Hellweg, S, Hischer, R, Nemecek, T, Rebitzer, G, Spielmann, M, Wernet, G, 2007. Overview and Methodology, Ecoinvent Report No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventory, Dübendorf, Switzerland.

Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, M, De Schryver, A, Struje, J, van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and then endpoint level. First edition, Report I: Characterisation

Huang, Y, Spray, A, Parry, T, 2013. Sensitivity analysis of methodological choices in road pavement LCA. Int J Life Cycle Assessment. 18, 93-101.

Intini, F, Kuehtz, S, 2011. Recycling in buildings: an LCA case study of a thermal insulation panel made of polyester fiber, recycled from post-consumer PET bottles. Int J Life Cycle Assessment. 16, 306-15.

ISO, 2012. ISO/TR 14049 Environmental management — Life cycle assessment — Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis.

ISO, 2013. ISO/TS 14067 Greenhouse gases -- Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication.

Johnson, JX, McMillan, CA, Keoleian, GA, 2013. Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods. The Case Study of Aluminum. J Ind Ecol. 17,700-711.

Kim, MH, Song, HB, 2014. Analysis of the global warming potential for wood waste recycling

Systems. J Clean Prod. 69, 199-207.

Papa, M, Pedrazzani, R, Bertanza, G, 2013. How green are environmental technologies? A new approach for a global evaluation: The case of WWTP effluents ozonation. Water Res. 47, 3679-3687.

Pegoretti, T, Mathieux, F, Evrard, D, Brissaud, D, de Franca Arruda, JR, 2014. Use of recycled natural fibres in industrial products: A comparativeLCA case study on acoustic components in the Brazilian automotivesector. Resource Conserv Recy. 84, 1-14.

Reale, F, Buttol, P, Cortesi, S, Mengarelli, M, Masoni, P, Scalbi, S, Zamagni, A, 2015. Dealing with LCA modeling for end of life of mechatronic products. Environ Eng Manag J. 14, 1691-1704.

Rigamonti, L, Grosso, M, Sunseri, MC, 2009. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. Int J Life Cycle Assessment. 14, 411-419.

Rives, J, Fernández-Rodríguez, I, Rieradevall, J, Gabarrell, X, 2012. Environmental analysis of the production of champagne cork stoppers. J Clean Prod. 25, 1-13.

Simões, C, Xara, S, Bernardo, CA, 2010. Life cycle assessment of a road safety product made with virgin and recycled HDPE. Waste Manage Res. 29, 414-422.

Toniolo, S, Mazzi, A, Niero, M, Zuliani, F, Scipioni, A, 2013. Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging. Resource Conserv Recy. 77, 61-68.

Van der Harst, E, Potting, J, Kroeze, C, 2016. Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. J Clean Prod. 48, 565-583.

Zampori, L, Dotelli, G, 2014. Design of a sustainable packaging in the food sector by applying LCA. Int J Life Cycle Assessment. 19, 206-217.

Limitations and opportunities of combining *Cradle to Grave* and *Cradle-to-Cradle* approaches to support the circular economy

Monia Niero, Michael Z. Hauschild, Stig I. Olsen

Division for Quantitative Sustainability Assessment (QSA), Department of Management Engineering, Technical University of Denmark

Email: **monni@dtu.dk**

Abstract

Both Life Cycle Assessment (LCA) with its "Cradle to Grave" approach and the Cradle to Cradle® (C2C) design framework based on the eco-effectiveness concept can support the implementation of circular economy. Based on the insights gained in the packaging sector, we perform a Strengths, Weaknesses, Opportunities, and Threats (SWOT) analysis of the combined use of LCA and "C2C tools", i.e. the C2C design protocol and the C2C certified™ product standard, in the implementation of circularity strategies at the product level. Moreover, we discuss the challenges which need to be addressed in order to move from a relative to an absolute environmental sustainability perspective at the company level, and define a framework for implementing circularity strategies at the company level, considering an absolute environonmental sustainability perspective and the business dimension.

1. Introduction

Circular economy (CE), defined as a restorative industrial system by intention and design (EMF, 2013), is a central vision within the debate about how society shall tackle the increasing resource scarcity. It has inspired the European Commission's action plan for the development of a sustainable, low carbon, resource efficient and competitive European economy (EU Commission, 2015). In a CE, the objective is to maximize value at each point in a product's life (Stahel, 2016), since the aim is to keep products, components and materials at their highest utility at all times, distinguishing between technical and biological cycles (EMF, 2013). Five main principles have been identified in the Ellen MacArthur Foundation´s (EMF) definition of CE (CIRAIG, 2015): 1) Embrace systems thinking; 2) Design out waste; 3) Embed diversity, 4) Use waste as food; 5) Run closed-loop systems on renewable energy.

Key players for the development of the CE are policy makers and economic actors, such as business and consumers. The actions proposed in the EU action plan for CE (EU Commission, 2015) are meant to contribute to "closing the loop" of product life cycles through greater recycling and re-use, and to bring benefits for both the environment and the economy. Moreover, these actions should support the CE in each step of the value chain – from product design and production processes to consumption, repair and remanufacturing, waste management, and secondary raw materials that are fed back into the economy. A methodology for policy makers to accelerate the transition towards the CE has recently been proposed (EMF, 2015).

However in the business sector only limited concrete guidance has so far been developed on how to measure the performance of a product or company in the implementation of the CE. An example is the Circularity Indicator Project by EMF and Granta (2015), which introduced the Material Circularity Indicator (MCI) to allow companies to estimate how advanced they are on their journey from linear to circular. The MCI presents both differences and commonalities with the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. An LCA focuses on evaluating the environmental impacts throughout the life cycle of a product, considering a broad range of environmental impacts, whereas "*the MCI concentrates on the flow of materials throughout the use of a product" (*EMF and Granta, 2015). The MCI specifically encourages the use of recycled or reused material and recycling or reusing it at the end of use, while recognising increased utility of a product (i.e. durability and usage intensity). However, in the assessment of circularity strategies an analysis focusing only on durability and recyclability of a product might be not sufficient.

The implementation of CE strategies in product development calls for the adoption of decision support tools at the early design stage. Traditionally, the integration of environmental considerations in product design has been realized through eco-design or design for environment (Glavic and Lukmande, 2007). Eco-design is based on the eco-efficiency approach, i.e. the environmental performance of a product system is related to its product system value (ISO, 2012). The most widespread tool able to quantify improvements in terms of eco-efficiency is LCA, but it focuses on reducing impacts and thereby increasing the relative environmental sustainability of products (Bjørn and Hauschild, 2013). A broader approach oriented towards product quality and innovation is the Cradle to Cradle® (C2C) design framework. C2C aims at increasing the positive footprint of products by designing "eco-effective" solutions, i.e. maximizing the benefit to ecological and economic systems (McDonough and Braungart, 2002), therefore envisioning a future of absolute environmental sustainability (Bjørn and Hauschild, 2013). The C2C vision is identified as perhaps the main conceptual pillar of the CE and it distinguishes itself from other concepts (e.g. life cycle thinking) by its perfect fit with CE on its most basic principles, despite having a narrow concreteness range, i.e. being a framework and not a tool (CIRAIG, 2015). Within the C2C design framework the main tools available are the C2C design protocol (EPEA, 2016) and the C2C certified™ product standard (hereafter "C2C certification program") (Cradle to Cradle Products Innovation Institute, 2016).

The aim of the paper is to perform a Strengths, Weaknesses, Opportunities, and Threats (SWOT) analysis of the combined use of LCA and "C2C tools" in the implementation of circularity strategies at the product level. We build our analysis on the insights gained in the packaging sector, i.e. a priority sector in the circular economy agenda (EMF, 2013). Moreover, we discuss the challenges and the gaps which need to be filled in order to move from a relative to an absolute environmental sustainability perspective in assessing and implementing circularity strategies at the company level.

2. Materials and method

2.1 Use of SWOT analysis for LCA purposes

The SWOT analysis is a strategic business planning process in matrix form created in the 1960s and used first in business and lately in social contexts and community work as a tool to identify positive and negative factors within organizations, communities, and the broader society (Daddi et al., 2015). Strenghts and Weaknesses refer to internal factors, while Opportunities and Threats refer to external factors. SWOT analysis has previously been used in an LCA context with different aims, e.g. to assess the benefits and draw-backs of the use of new materials in plastic industry applications (La Rosa et al. 2013) or to identify the characteristics of LCA-based methodologies such as cluster LCA (Daddi et al. 2015). Moreover, the life-cycle perspective has been used in connection with the traditional SWOT matrix to represent both product-related climate information, e.g. the Climate SWOT (Pesonen and Horn, 2014) and sustainability information, e.g. the Sustainability-SWOT (Pesonen and Horn, 2013) in the form of a streamlined tool. In the present paper we use the SWOT analysis as a tool to identify the main internal and external factors influencing a combined use of the Cradle to Grave methodology (based on LCA) and the main C2C tools (i.e. C2C design protocol and C2C certification program) in implementing circular economy strategies for product design and optimization.

2.2 LCA and C2C for circular product design

Since CE starts at the very beginning of a product's life (EU Commission, 2015), product design deserves a key role. Both eco-efficiency and eco-effectiveness concepts can inspire product design (de Pauw et al. 2014). Both concepts need design strategies and tools (LCA and C2C certification program, respectively) to be implemented. The link between them is represented in Figure 1.

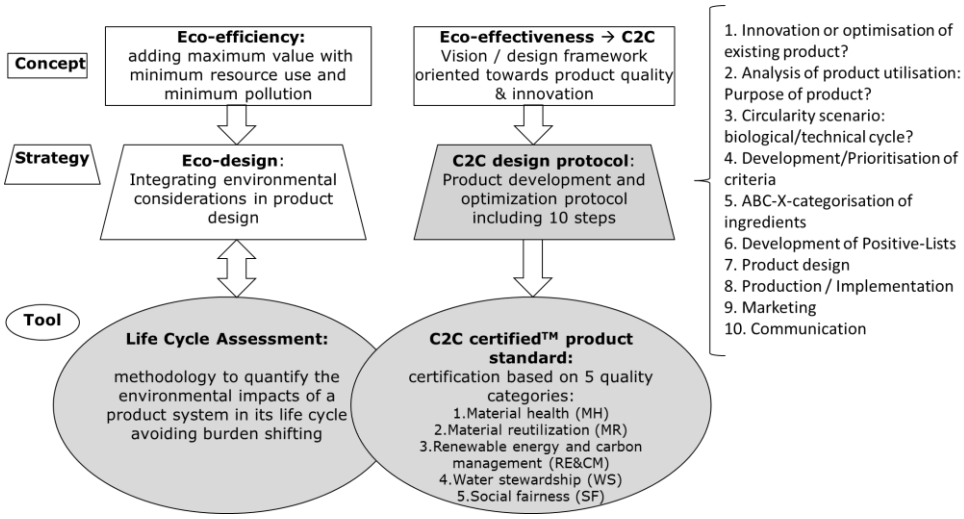


Figure 1: Categorization of concepts, strategies and tools for circular economy implementation. Grey filled shapes represent the focus of this paper

In this framework, where several concepts, strategies and tools are included, several research questions arise: i) *Can LCA be used to assess the environmental performances of C2C certified products*? We recently demonstrated the possiblity to quantify and compare the environmental impact associated with different levels of two C2C certification requirements (MR and RE, see Figure 1) by using LCA for aluminum cans (Niero et al., 2016b).

A further research question is: ii) *How can the C2C vision inspire the LCA methodology?* Since the focus of circular economy is to avoid loss of resources by developing continuous flows of materials either in the biological or technical cycle (EMF, 2013), recycling should be addressed not only from a quantitative point of view but also from a qualitative perspective as advocated by C2C. The "resource quality" aspect appeared not be sufficiently tackled by the LCA methodology (Niero and Olsen, 2015), therefore the C2C design framework can inspire the Life Cycle Inventory modelling of continuous loop of materials, by including the effect of the actual material composition, e.g. including alloying elements in the case of aluminium cans, as shown by Niero and Olsen (2015).

A last question, which is addressed in this paper is: iii) *Which are the main limitations and opportunities in a combined use of LCA and C2C tools (i.e. C2C design protocol and C2C certification program)?*

3. Results and discussion

3.1 SWOT analysis

The SWOT analysis of the combined use of LCA and C2C tools is reported in Table 1, where we refer both to the C2C design protocol and to the C2C certification program. Strenghts and Weaknesses mainly refer to internal factors, i.e. the inherent limitations and opportunities in LCA and C2C design protocol/C2C certification program respectively, meanwhile the Opportunities and Threats refer mainly to the external factors, i.e. the actions needed to facilitate a combined use in product development and optimization.

According to Rossi et al. (2006) LCA adopts a "tool-driven" approach to addressing environmental problems, i.e. it uses a tool to evaluate the environmental performance of a product, and then make improvements to the product based on the conclusions generated by the tool. C2C adopts instead a "goal-driven" approach (Rossi et al., 2006). In the C2C design protocol first the goals to be achieved are established, i.e. product innovation or optimization and the purpose of the product are defined from the beginning in order to fit one of the two circularity scenarios, i.e. either the biological or the technical cycle. The identification of the circularity scenarios then determines the best end of life option, i.e. compostability or recyclability. The C2C certification program with its requirements in five quality categories allows to identify which ingredients are better suited for the use of the product in either the biological or technical cycle. Alternative scenarios can be assessed by means of LCA. A combined use of the C2C certification program and LCA can support the progression towards higher C2C certification level, as detailed in the framework for continuous beverage packaging systems by Niero et al. (2016a).

Table 1: Non exhaustive list of the Strenghts, Weaknesses, Opportunities and Threats of a combined use of LCA and C2C design protocol / C2C certification program

LCA combined with:		**Strenghts**	**Weaknesses**	**Opportunities**	**Threats**
C2C design protocol		- Identification of the defined use of the product and optimization of the components for the defined use - Labelling and external review	LCI data availability	- Development of positive ingredient lists - Inclusion of the defined use and re-use in the functional unit definition	Information not publicily available
C2C certification program	Material Health	Knowledge of material composition at the ppm level	Gaps in life cycle impact assessment for indoor and consumer exposure	Considering the unintended use of the product during use and disposal stage	Access to confidential information from suppliers
	Material Reutilization	Quantification of recyclability / compostability potential	Only recyclability / compostability and recycled content are considered	Address the continuous loop of materials in multiple life cycles	Consistent quantification of benefits from recycling throughout multiple life cycles
	Renewable Energy & Carbon Management		Only the manufacturing stage is considered (except for Platinum level)	Inclusion of “cradle to grave” perspective and broad range of impact categories	Extra information required
	Water Stewardship		Only the manufacturing stage is considered (except for Platinum level)	Including water scarcity impact assessment	Extra information required
	Social Fairness		Qualitative aspects considered	Combining with Social-LCA	Extra information required

3.2 Challenges in developing circularity strategies at company level

To assess the effectiveness of circularity strategies at the company level, one approach, developed in the context of the Circularity Indicator project, is to build up the material circularity of the company from the material circularity of the company’s product (EMF and Granta, 2015). However, industries should benchmark their activities not just against their competitors and their own previous offerings, but also against the space which will be available to them in a sustainable world (Hauschild, 2015). The planetary boundary concept, defining a safe operating space for humanity with respect to the Earth system and the planet’s biophysical subsystems or processes (Rockström et al., 2009), is now widely recognized as an approach to inform efforts towards global environmental sustainability (Steffen et al., 2015).

To ensure that industries deliver their essential contribution to society within the absolute boundaries of sustainability while adopting strategies for circular economy, the traditional focus on eco-efficiency needs to be combined with the focus on eco-effectiveness. Hauschild (2015) recently suggested that to support development within planetary boundaries, targets at corporate level should be set from an absolute sustainability perspective. However, the use of ecological limits in corporate social responsibility reporting is still very limited (Bjørn et al., 2016).

A method for aligning corporate greenhouse gas emissions target with climate goals has recently been proposed (Krabbe et al. 2015). But the general applicability of carbon footprint as indicator of environmental sustainability in the design and manufacture of products has been questioned (Laurent et al. 2010) and for many technologies a broader range of impact categories needs to be considered for qualified decision making.

Moreover the definition of circularity strategies at the company level should consider also the business dimension. This requires adapting the business model, i.e. how a business delivers and creates value in the value chain, to the circular economy model, where economic growth should be decoupled from resource constraints, while considering the boundaries of our planet, see Figure 2 for a schematic representation of the framework.

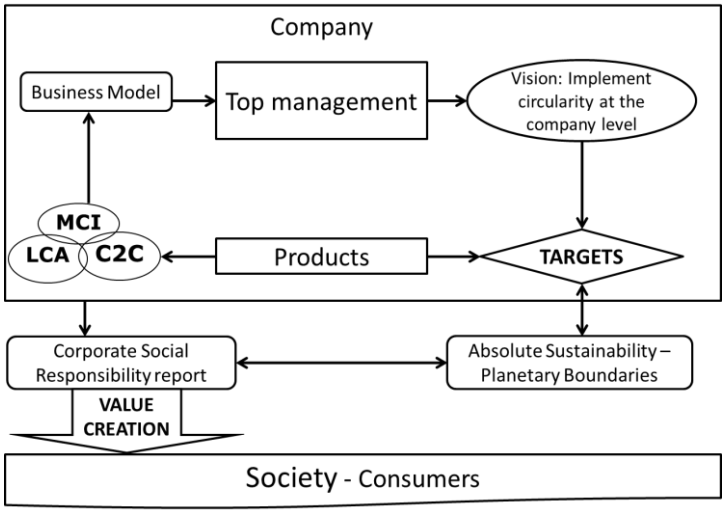


Figure 2: Framework for implementing circularity strategies at the company level, considering an absolute environonmental sustainability perspective and the business dimension

4. Conclusions

LCA based on a “Cradle to Grave” approach can benefit from the combination with the C2C design framework and its operative tools in the implementation of circular economy strategies both at product and organizational level.

At the product level, by combining LCA with the C2C design protocol and the C2C certification framework, the definition of circularity strategies can be supported. The main opportunities are to align the goal (i.e. implementing circularity strategies at product level) with the actions needed to achieve the goal (e.g. defining the intended use of the product and and including quantitative sustainability assessment tools in the C2C certification program). The main threats are the extra information required and the challenges in modelling multiple life cycles, e.g. avoiding a double counting of the benefits from recycling.

At the company level the main gap to be filled is to define targets for implementing circularity strategies, considering both an absolute environonmental sustainability perspective and the business dimension.

5. Acknowledgments

The authors would like to thank Carlsberg Foundation for funding the projects "*Design of Cradle to Cradle® - Inspired System for Beer Beverage Packaging*" and "*Absolute Circular Economy" (ACE) toolkit to support companies in the implementation of Circular Economy strategies from an Absolute environmental sustainability perspective*", as well as all people in Carlsberg Group and EPEA involved in the research, in particular Simon B. Hoffmeyer, Sustainability Director at Carlsberg Group.

6. References

Bjørn, A, Hauschild, MZ, 2013. Absolute versus Relative Environmental Sustainability. What can the Cradle-to-Cradle and Eco-efficiency Concepts Learn from Each Other? J Ind Ecol 17(2):321-332.

CIRAIG, 2015. Circular economy: a critical literature review of concepts. Montréal (Québec) Canada.

Cradle to Cradle Products Innovation Institute. 2016. Cradle to Cradle Certified Product Standard Version 3.1. http://s3.amazonaws.com/c2c-website/resources/certification/standard/C2CCertified_ProductStandard_V3.1_160107_final.pdf

Daddi, T, Nucci, B, Iraldo, F, Testa, F, 2015. Enhancing the Adoption of Life Cycle Assessment by Small and Medium Enterprises Grouped in an Industrial Cluster. J Indust Ecolo DOI: 10.1111/jiec.12379

de Pauw, IC, Karana, E, Kandachar, P, Poppelaars, F, 2014. Comparing Biomimicry and Cradle to Cradle with Ecodesign: a case study of student design projects. J Clean Prod 78:174–183.

EMF, 2013. Towards the Circular Economy Vol. 2: opportunities for the consumer goods sector. Ellen MacArthur Foundation. pp. 1-44.

EMF, 2015. Delivering the circular economy. A toolkit for policymakers. Ellen MacArthur Foundation. pp. 1-177.

EMF, Granta, 2015. Circularity Indicators. An approach to measuring circularity; Methodology. Ellen MacArthur Foundation and Granta Design. pp. 1-98.

EPEA, 2016. Product development and optimization. Personal communication.

EU Commission, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, COM(2015) 614/2.

Glavic, P, Lukman, R, 2007. Review of sustainability terms and their definitions. J Clean Prod 15, 1875-1885.

Hauschild, MZ, 2015. Better – but is it good enough? On the need to consider both eco-efficiency and eco-effectiveness to gauge industrial sustainability. Procedia CIRP 29, 1 – 7.

ISO, 2012. 14045:2012. Environmental management - Eco-efficiency assessment of product systems - Principles, requirements and guidelines. International Organization for Standardization, Geneva.

Krabbe, O, Linthorst, G, Blok, K, Crijns-Graus, W, van Vuuren, DP, Höhne, N, Faria, P, Aden, N, Pineda, AC, 2015. Aligning corporate greenhouse-gas emissions targets with climate goals. Nature Climate Change DOI: 10.1038/NCLIMATE2770.

La Rosa, AD, Cozzo, G, Latteri, A, Recca, A, Björklund, A, Parrinello, E, Cicala, G, 2013. Life cycle assessment of a novel hybrid glass-hemp/thermoset composite. J Clean Prod 44, 69-76.

Laurent, A, Olsen, SI, Hauschild, MZ, 2010. Carbon footprint as environmental performance indicator for the manufacturing industry. CIRP Annals - Manufacturing Technology 59, 37–40.

McDonough, W., Braungart, M., 'Cradle to cradle—Remaking the way we make things', (North Point Press, New York, NY, USA, 2002)

Niero, M, Hauschild, MZ, Hoffmeyer, SB, Olsen SI, 2016a. Combining eco-efficiency and eco-effectiveness for continuous loop beverage packaging systems: learnings from the Carlsberg Circular Community. Submitted to J Ind Ecol

Niero, M, Negrelli, AJ, Hoffmeyer, SB, Olsen, SI, Birkved, M 2016b. Closing the loop for aluminium cans: Life Cycle Assessment of progression in Cradle-to-Cradle certification levels. J Clean Prod 126, 352-362.

Niero, M, Olsen, SI, 2015. Circular economy : to be or not to be in a closed product loop ? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. Submitted to Resour. Conserv. Recycl.

Pesonen, HL, Horn, S, 2013. Evaluating the Sustainability SWOT as a streamlined tool for life cycle sustainability assessment. Int J Life Cycle Assess 18:1780–1792.

Pesonen, HL, Horn, S, 2014. Evaluating the climate SWOT as a tool for defining climate strategies for business, J Clean Prod 64, 562-571.

Rockström, J, Steffen, W, Noone, K, Persson, A, Chapin, FS. et al, 2009. A safe operating space for humanity. Nature 461, 472–475.

Rossi, M, Charon, S, Wing, G, Ewell, J, 2006. Design for the Next Generation Incorporating Cradle-to-Cradle Design into Herman Miller Products. J Ind Ecol 10(4): 193–210.

Stahel, W. 2016. The circular economy. Nature 531, 435–438.

Steffen, W, Richardson, K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, et al, 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. Science, 347(6223). 10.1126/science.1259855.

Development of National Databases of Greenhouse Gases Emission Factor

Simona Scalbi, Patrizia Buttol, Francesca Reale, Paolo Masoni

ENEA, Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile

Email: **simona.scalbi@enea.it**

Abstract

According to a study published by ADEME (2010), about the 70% of the carbon footprint of sectors that are not covered by the European Emission Trading System is constituted by indirect emissions. Carbon Footprint of Organisations (CFO) is a standardised (ISO 14064) management tool for measuring and managing greenhouse gases emissions. LIFE Clim'Foot project aims to develop a complete tool box for calculating and reducing CFO, including the development of five national databases on Emission Factors (EF) for the calculation of CFO for each country involved in the project complemented with training material for end-users. This article presents the first step of the preparation of the EF National Databases. The Databases common structure and an example of the EF calculation of Italian Natural Gas are presented. The replicability and transferability of Clim'Foot experience to a European context will be assessed during the project.

1. Introduction

At the Paris Climate Conference (COP21) in December 2015, 195 countries agreed on a global action plan to limit global warming to well below 2 °C above pre-industrial levels. The national climate action plans presented in Paris are not enough to reach this target, but show the trend that is necessary to follow. The EU countries have already started to deal with this problem. In particular, together with Iceland they endorsed the Kyoto protocol (1998) and were committed to cut the greenhouse gas emissions with a 20% reduction target compared to 1990 by 2020.
This reduction is shared in the following way:
The EU is responsible for emissions in sectors covered by the emission trading system (ETS);
Each country is responsible for its national emissions in the sectors outside the ETS1.
The EU ETS covers about 45% of total greenhouse gas emissions and concerns organizations' direct emissions. The organizations that are out of the ETS system could apply this framework for the mitigation of their GHG emissions but, according to a study published by ADEME (2010), about the 70% of their carbon footprint is constituted by indirect emissions. So direct emissions are not the main levers for reducing their contribution to global warming, but a broader approach, encompassing indirect emissions (carbon

[1] (http://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/progress/kyoto_2/index_en.htm

footprint-CF) should be adopted. In literature standards and specifications exist to calculate the carbon footprint of Organisations (CFO) (GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard (scope 1 and scope 2) (2004); GHG Protocol Corporate Value Chain (Scope 3) (2011a); ISO 14064, Part1) and the carbon footprint of products (ISO/TS 14067, PAS 2050, GHG Protocol Product Life Cycle Standard (2011b)) However, to develop policies and involve private and public organizations in reducing their carbon footprint, it is necessary to provide reliable data, tools and methodologies. Besides the environmental advantages due to the mitigation actions that can be introduced, the application of the CFO provides the organisations with the opportunity to reduce management costs, to optimize resources, to build stronger relationships within their supply chain, to innovate and to improve their management system.

LIFE Clim'Foot project (Climate Governance: Implementing Public Policies to Calculate and Reduce Organisations' Carbon Footprint), which is coordinated by ADEME and involves five EU countries and seven partners (www.climfoot-project.eu/), aims to fill this gap and to propose tools and policies for the reduction of CFO. The main goals of the project are:

- to launch a dynamic European network for carbon accounting;
- to develop a complete tool box for calculating and reducing the carbon footprint of organisations, including the development of five national databases on Emission Factors[2] (EF) for the calculation of CFO for each country involved in the project and of training materials and sessions for end-users. ENEA, with the collaboration of Ecoinnovazione srl[3], is developing a common structure of the national databases and is setting the rules for the definition of the Country-specific EFs. The creation of EF National databases, including free country-specific and reliable data, is necessary to support the implementation of CFO in public and private organizations.

In Italy this is considered as a way to increase the awareness of the enterprises towards the application of life cycle methods, such as Life Cycle Assessment (LCA), which is the most complete and advanced method having a full set of impact categories. Indeed, CFO can be seen as an "entry level" of life cycle approaches, combining simplicity and connection with an urgent and well-known environmental problem, the climate change.

This article presents the first step of the preparation of the EF National Databases.

2. National databases

The aim of Clim'Foot Database of Country specific EF is to guarantee the correct calculation of carbon footprint in European Organizations. Specific and reliable data are considered the fundamental element to support the identification of improvement options and the reduction of direct and indirect

[2] A factor allowing GHG emissions to be estimated from a unit of available activity data (e.g. tonnes of fuel consumed, tonnes of products) and absolute GHG emission (GHG, 2004)

[3] www.ecoinnovazione.it

GHG emissions. The reference documents for the calculation of CFO (the GHG protocols for Organizations and the ISO 14064) define what an Organization should do to identify, measure and communicate the GHG emissions produced (directly and indirectly) from all the activities of the organization, including energy used in buildings, industrial processes and company vehicles (commonly referred to a year).

The approaches to calculate the CF are similar in both documents. The ISO standard provides the reference framework for calculating the CFO, without going into the detail of its implementation. On the other hand, the GHG protocol is more descriptive and contains motivational reasons for GHG reporting (Dawson and McGray, 2004).

These documents propose the classification of three types of emissions:

1. ***Direct GHG emissions***: emissions from sources owned or controlled by the company.
2. ***Energy indirect GHG emissions***: emissions from the production of purchased energy used by the company (electricity, heat or steam).
3. ***Other indirect GHG emissions***: extraction and production of purchased materials and fuels, emissions from business travels by employees, transport of products and materials, waste generated by the organization but managed by another organization, etc.

The GHG Protocol documents define these emissions as *Scope 1, Scope 2* and *Scope 3,* respectively. The same nomenclature is adopted in this article.

Figure 1 shows a graphical highlight.

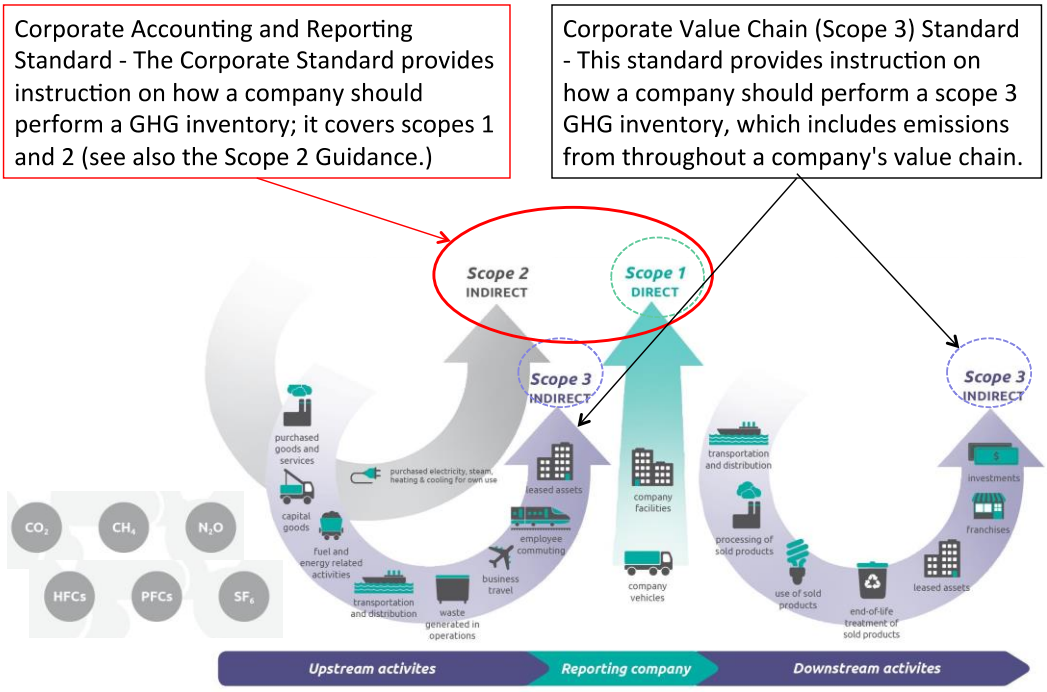


Figure 1: Classification of GHG emissions to calculate CF (elaboration from GHG protocol 2004)

1.1. Databases structure

In the EU countries the following sectors are the main responsible for the GHG emission (Figure 2):

- energy (fuel combustion and fugitive emissions from fuels);
- transport;
- industrial processes and product use;
- agriculture;
- waste management.

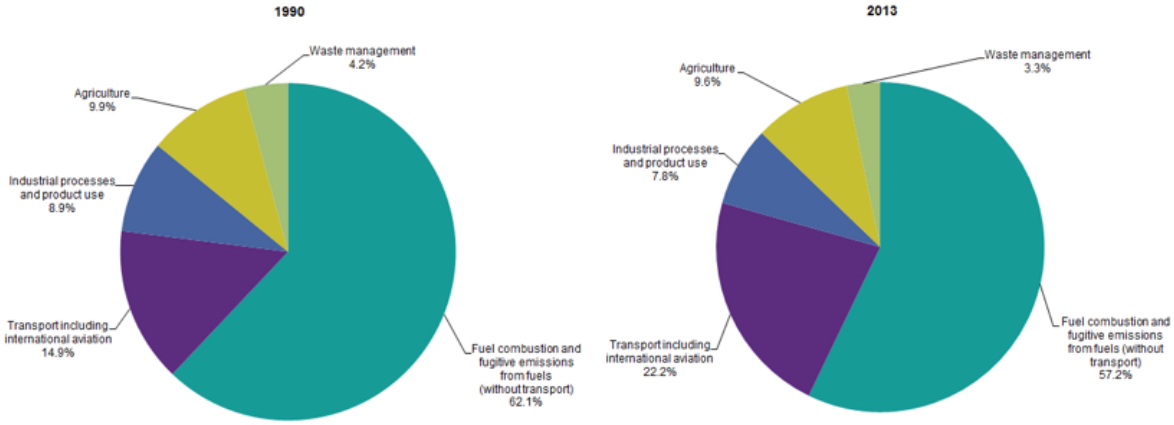


Figure 2: Greenhouse gas emissions, analysis by source sector, EU-28, 1990 and 2013 (source: Eurostat)

This trend is confirmed in all countries involved in Clim'foot. Hence these sectors have been identified as "key categories" in terms of their contribution to the absolute level of national emissions and removals. Moreover the GHG protocol provides an overview of direct and indirect GHG emission sources organized by scopes and industry sectors, which may be used as an initial guide to identify major GHG emission sources.

The Clim'Foot database covers the key European categories and follows the recommendations of the GHG protocols to add details to the sector industrial processes and product use, which will include Metals, Chemicals, Minerals, Pulp and paper, Semiconductor productions, Refrigerants, and the emissions related to land use, land use change and forestry (LULUCF). Each activity in the databases is represented as a unit of human activity that exchanges GHG emissions with the environment. The activity can be referred to processes/goods/services.

A data set is the element in the Database that describes and quantifies this activity in terms of EF. In Clim'Foot Databases each data set is composed by four main parts (Figure 3).

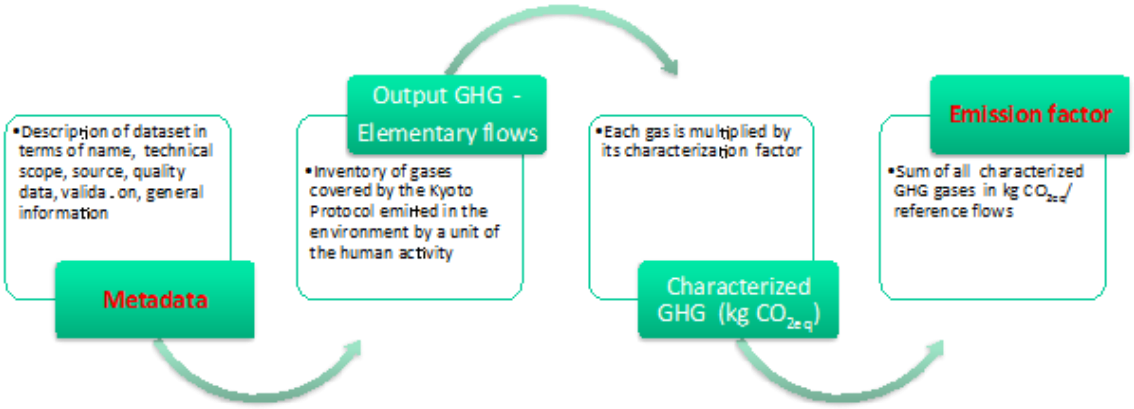


Figure 3: Dataset scheme, in Red mandatory data to be displayed. Information related to the other boxes is reported if available

Metadata

They provide a description of the data set with the aim of guarantying clear information to support the end user in the choice of the dataset for the Carbon footprint calculation; in particular the following items are reported: the name of the dataset, the source of data, the process description, the data quality in term of technological, geographical and time representativeness and reliability and quality data statement, as well as a validation note and general information.

Elementary flows

The inventory of GHG gases emitted in the environment by the unit of human activity described in the data set with the quantity related to the amount of activity considered; The Clim'Foot DBs cover the greenhouse gases defined by the Kyoto Protocol, including Nitrogen trifluoride (NF_3)[4] that has been recently added to the requirements of Scope 3 Standard and Product Standard.

Characterization factors

They are applied to convert the GHG emitted gases into common unit expressed as $CO_{2eq.}$ The emitted gases are reported as kg CO_{2eq} using the characterization factors of IPCC 2013. Each gas is multiplied by its characterization factor.

Emission Factor

The final value of EF is obtained by adding all different characterized emissions of the human activity described in the data set expressed in mass unit of CO_{2eq}/ amount of activity.

[4] Nitrogen trifluoride is used in the plasma etching of silicon wafers. Today nitrogen trifluoride is predominantly employed in the cleaning of the chambers in the high-volume production of liquid-crystal displays and silicon-based thin-film solar cells. Nitrogen trifluoride is also used in hydrogen fluoride and deuterium fluoride lasers, which are types of chemical lasers.

3. Sources of data

A preliminary analysis on the existing EF and Life Cycle Inventory databases at national and European/International level was carried out by interviewing DBs administrators and/or surveying available documentation. A great variety of goals currently exists: to support carbon accounting in compliance with standard, to support emissions accounting at National level (GHG National Inventories); to provide background data required in LCA studies. Other goals, that can be considered more general, relate to the establishment of LCA as supporting tool for Production and Consumption Policies or enterprises competitiveness and to the identification of product/process benchmarks in relation to sector standards.

As far as the scope is concerned, almost all analyzed DBs provide data related to several economic sectors (and categories) always including energy, transport, industrial processes and product use; agriculture; waste management.

3.1. Data source for EF

To develop the Clim'Foot national databases the data will be collected by several sources. The data sets will be developed for the emissions included in the Scope 1, 2 and 3, in agreement with the GHG protocols and ISO 14064.

The sources to collect data for the emission included in the Scope 1 are listed in order of priority:

1. National Inventory and Statistics Agencies ;
2. National Sectoral experts, stakeholder organisations or other national experts;
3. IPCC EF Database;
4. International experts;
5. International organisations publishing statistics e.g., United Nations, Eurostat or the International Energy Agency, OECD and the IMF (which maintains international activity as well as economic data).

The data for the Scope 2 and 3 can be collected by sources as:

- Existing LCI databases;
- Existing EF databases;
- LCA studies of sector associations;
- Literature data and Environmental Product Declarations (EPD);
- Country specific datasets from existing data or specific studies.

4. EF calculation for Energy sector

An example is here described on the definition of EFs for energy sector, which is really important for the calculation of a CF. Clim'Foot databases have to cover this sector with suitable and reliable datasets to perform a CFO in agreement with the GHG and ISO standards. Table 1 shows the categories considered in the Clim'Foot DB. For all items at least two EFs should be calculated:

- for the combustibles the first EF concerns the combustion in the stationary source and the second the production of the combustible (upstream data);
- for electricity, heat or steam purchased by the company the first EF concerns the production of electricity, heat, steam at plant and the second the losses of electricity on the grid and other losses for the heat or steam distribution.

Table1: Energy and energy carriers considered in Clim'Foot databases

Type-1	**Type -2**	**Subtype**
Combustibles	Fossils	Solids
		Liquids
		Gas
	Organic	Solids
		Liquids
Electricity	Electricity mix	Grid
	Power plants	Conventional
		Renewable
Heating/cooling grid	heating network	Heating/cooling grid
	Cooling network	

4.1. Example of Emission Factors of Natural gas in Italy

For Natural gas in Italy two emission factors have been calculated, one for the combustion phase (scope 1) and the other for the upstream phase (scope 3). For the combustion, data representative of Italy have been taken from ISPRA (2015). Here the origin of the gases used by final consumers is not tracked and the average natural gas and carbon content of the natural gas used in Italy is estimated by using international trade statistical data and considering the Italian production and the mix imported. The values for the inventory are reported from the 1990 until 2013 in terms of t CO_2/TJ and the EF of natural gas is calculated as total emissions of this source for the combustion. Considering the average of the last 5 years, the EF for natural gas Italian mix combustion is 1.96 kg CO_{2eq}/m^3 STP[5].

For the upstream phase no information is reported there, so data have been taken by ELCD database, specifically the process "Natural Gas; from onshore and offshore production incl. pipeline and LNG transport; consumption mix, at consumer; desulphurised" -1 kg. The Clim'Foot dataset reports the emissions

[5] STP - Standard Temperature and Pressure - is defined as air at 0 ^{o}C and 1 atm.

shown in table 2 and the EF calculated is 0.49 kg CO_{2eq}/1kg of natural gas production. The natural gas density ranges between 0.7-0.9 kg/m^3 STP. A density of 0.778 kg/m^3 was assumed considering a low calorific value of 44.1 MJ/kg from the ELCD database and an average value of the natural gas Italian mix 34.29 MJ/m^3 STP (ISPRA, 2015). Therefore the EF of natural gas production is 0.38 kg CO_{2eq}/m^3 STP of natural gas production.

Table 2: The elementary flow of Natural Gas (EU-27) production

Class	Category level 1	Category level 2	Flow	IdUnit	Quantity
Output	Emissions	Emissions to air	CH_4 (fossil)	kg	6.91E-03
Output	Emissions	Emissions to air	CO_2 (fossil)	kg	2.86E-01
Output	Emissions	Emissions to air	N_2O	kg	5.00E-06
Output	Emissions	Emissions to air	SF_6	kg	5.42E-09

5. Conclusion

The creation of National Databases of GHG Emission Factors is a key activity to promote actions of mitigation of CF in the organization and support National policies. Moreover, the CFO is a starting point for implementing within an organisation more complex and complete assessment methods such as LCA and environmental footprint. Indeed, making available reliable and free country specific data allows the implementation of more effective actions in line with the characteristics and the critical aspects of each country. Moreover the development of the first five Databases is an opportunity to evaluate the replicability and transferability of this experience to develop a European standard database for the calculation of Organisation's CF.

6. Acknowledgments

The European Union is acknowledged for funding the project Clim'Foot LIFE14 GIC/FR/000475.

7. Bibliography

ADEME, 2010, Bilan des Bilans carbone

CONVENTION ON CLIMATE CHANGE CC 2006 IPCC GUIDELINES FOR NATIONAL GREENHOUSE GAS INVENTORIES

Dawson Brian and Heather McGrayA, 2004, Comparison of ISO 14064 Part 1 and the GHG Protocol Corporate Module

DEFRA- Department of Energy & climate change, 2015, Factors for Company Reporting: Methodology Paper for Emission Factors Final Report

EU Commission, 2002. Corporate Social Responsibility: A business contribution to sustainable development. COM (2002). 347

http://www.ecologia.org/ems/ghg/news/cop9/SpannagleComparisonGrid.pdf

IPCC Climate Change 2013, The Physical Science Basis Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2013

ISO 14064:2006 Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals

ISO/TS 14048:2002 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Data documentation format

ISO/TS 14067:2013 Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication

ISPRA, 2015a, Italian green gas emissions inventory 1990-2013, National inventory report 2015, ISPRA, Rapporti 231/15, ISBN 978-88-448-0745-0

ISPRA, 2015b, " Fattori di emission atmosferica di CO2 e sviluppo delle fonti rinnovabili nel settore elettrico" Rapporti 212/15, ISBN ISBN 978-88-448-0695-8

JRC/IET Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context WELL-to-WHEELS Report Version 4a, January 2014

PAS 2050:2011 assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services

United Nation, 1998 KYOTO PROTOCOL TO THE UNITED NATIONS FRAMEWORK

Weidema B.P., Cappellaro F., Carlson R., Notten P., Pålsson A., Patyk A., Regalini E., Sacchetto F., Scalbi S., 2004. Procedural guideline for collection, treatment, and quality documentation of LCA data. ENEA (ISBN 88-8286-110-4)

World resources institute and World Business Council for sustainable development, 2004, GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard - The Corporate Standard provides instruction on how a company should perform a GHG inventory; it covers scopes 1 and 2 (see also the Scope 2 Guidance.)

World resources institute and World Business Council for sustainable development, 2011a, GHG Protocol Corporate Value Chain (Scope 3) Standard

World resources institute and World Business Council for sustainable development, 2011b,GHG Protocol Product Life Cycle Standard.

Smartainability: il ruolo della LCSA nella valutazione della sostenibilità delle smart city

Andrea Temporelli, Pierpaolo Girardi

Ricerca sul Sistema Energetico - RSE S.p.A.

Email: **andrea.temporelli@rse-web.it**

Abstract

Al fine di valutare se e come il paradigma della Smart City – grazie all'uso di tecnologie innovative – riesca a garantire una maggiore sostenibilità all'interno delle città, RSE ha sviluppato una metodologia innovativa: Smartainability. Tale tecnica di analisi, basandosi sui principi della Life Cycle Sustainable Assessment (LCSA), consente di valutare la sostenibilità ambientale, energetica, economica e sociale delle soluzioni tecnologiche innovative installate all'interno delle smart city, valutando tutti gli impatti e i benefici generati durante l'intero ciclo di vita. La realizzazione del sito di Expo Milano 2015, un prototipo di digital smart city alquanto evoluto, è stata l'occasione per sviluppare e validare la metodologia che ci si ripropone di applicare ed estendere alle città reali.

1. Introduzione

Il concetto di Smart City nasce al principio degli anni '90, sulla scia delle enormi possibilità di trasformazione delle abitudini sociali introdotte dalla diffusione delle tecnologie informatiche. Col passare degli anni, l'idea di città intelligente si sposta progressivamente dalla qualità della comunicazione alla qualità dei servizi cittadini in generale. I nuovi obiettivi sono le fonti di energia, la qualità dell'ambiente e dei servizi, l'accessibilità alla conoscenza, il controllo della criminalità, lo sviluppo dell'interesse privato verso la cosa pubblica, in un'ottica di democrazia sempre più partecipata. Si tratta quindi di obiettivi ascrivibili all'idea più ampia di sviluppo sostenibile che dovrebbero costituire lo scopo finale della transizione verso le Smart City (Girardi e Temporelli, 2015).

Ma cosa si intende per smart city? Le definizioni in letteratura sono varie e non sempre uniformi, tuttavia nella nostra analisi si considera che: "Una smart city rappresenta un ambiente urbano in grado di operare attivamente per migliorare la qualità della vita dei suoi abitanti. La città intelligente concilia e soddisfa le esigenze dei cittadini, delle imprese, delle istituzioni, mediante l'uso diffuso e innovativo anche delle Tecnologie dell'Informazione e della Comunicazione (ICT), in maniera integrata con le tecnologie tradizionali, in particolare nei campi della comunicazione, della mobilità, dell'ambiente e dell'efficienza energetica" (Girardi e Temporelli, 2015).

Questa definizione sottolinea l'importanza della presenza di Information and Communication Technologies (ICT) all'interno delle città del futuro in modo da favorire la connessione di tutti i dispositivi presenti all'interno del tessuto urbano. Obiettivo principale della smart city è aumentare il benessere dei cittadini, minimizzando gli impatti ambientali, energetici, economici e sociali. In altre parole, massimizzando la sostenibilità.

In quest'ottica è fondamentale disporre di uno strumento che consenta di valutare l'impatto sulla sostenibilità delle soluzioni per la smart city. Gli obiettivi che ci si pone sono tre: disporre di valutazioni prima che le soluzioni siano installate; non trascurare nessuna delle dimensioni delle sostenibilità; garantire che gli impatti evitati non siano in realtà trasferiti su generazioni future o luoghi diversi (adottando cioè un approccio di ciclo di vita).

Per rispondere a questi obiettivi nel presente lavoro si presenta e propone una nuova metodologia per valutare la sostenibilità delle soluzioni per le smart city: Smartainability (crasi di smartness e sustainability).

2. Obiettivi

La metodologia Smartainability permette di operare a priori una stima dei possibili benefici che si possono raggiungere scegliendo di installare tecnologie innovative all'interno di un quartiere o una città intera. La quantificazione dei benefici rappresenta la differenza di performance tra le nuove tecnologie implementate e le tecnologie tradizionali da sostituire. Grazie a Smartainability si possono analizzare soluzioni tecnologiche che abilitano funzionalità smart in grado di migliorare le condizioni ambientali, economiche, sociali di quartieri o distretti urbani.

Attualmente sono presenti in letteratura numerosi studi che sviluppano teorie, schemi, griglie di indicatori attraverso cui definire (e quantificare) gli standard rappresentativi di quella che dovrebbe essere una città smart (ISO 37120, 2014; ISO/TS 37151, 2015; Giffinger et al, 2007; Between SpA, 2014).

Perché allora si è ritenuto opportuno sviluppare un nuovo metodo di analisi? Per un cambio di prospettiva. Tutte le metodologie esistenti sono accomunate dal fatto che realizzano una "fotografia" delle città, così come sono in un dato momento, dandone una valutazione relativa di "smartness" o di "sostenibilità". Smartainability consente invece di valutare come l'applicazione di tecnologie "smart", o meglio di tecnologie che abilitano funzioni "smart", possa contribuire a rendere più sostenibili le nostre città. In altri termini non è pensata per fare una "fotografia" ma per dare indicazioni sul futuro, per essere di supporto alla pianificazione e alla programmazione.

3. La metodologia Smartainability

Smartainability si basa su due metodologie: la prima è contenuta nello studio Guidelines for conducting a cost-benefit analysis of Smart Grid projects (Giordano et al, 2012) realizzato dal centro di ricerca europea JRC per la valutazione costi benefici di smart grid; la seconda è descritta nel documento Smart Cities – Ranking of European medium-sized cities (Giffinger et al, 2007) realizzato da Vienna University of Technology, University of Lubljana, Delft University of Technology per valutare le smart city.

Dal primo studio si è derivata la tecnica di valutazione delle smart grid tramite matrici Asset-Funzionalità-Benefici e l'utilizzo di Key Performance Indicators per la quantificazione di questi ultimi. Partendo da questa tecnica, per ogni ambito di intervento o soluzione tecnologica innovativa che si intende installare, si

segue l'approccio Asset-Funzionalità-Benefici il quale prevede tre passi fondamentali: per ogni asset, o componente tecnico, che costituisce la tecnologia in esame si identificano le funzionalità attivate; quindi si valutano quali benefici sono abilitati dalle funzionalità individuate. I benefici sono poi stimati con degli indicatori.

Dalla seconda metodologia, cui Smartainability si ispira, si è considerato l'utilizzo di ambiti di analisi dei benefici identificati; l'utilizzo di ambiti o dimensioni di analisi permette di tenere conto di tutti gli aspetti della sostenibilità: ambiente, economia, società così come previsto da una LCSA (Kloepffer, 2008). In particolare sono stati inizialmente individuati quattro ambiti di analisi (o dimensioni di sostenibilità):

- Environment: comprende gli indicatori riguardanti le prestazioni ambientali dei progetti innovativi considerati (emissioni in atmosfera, produzione di rifiuti solidi urbani, consumi idrici).
- Economy: racchiude tutti gli indicatori che forniscono indicazioni economiche in base alle performance delle tecnologie (quantità di denaro che si può risparmiare, possibile aumento delle assunzioni e creazione di nuovi posti di lavoro, diminuzione dei costi legata al miglioramento dei servizi).
- Energy: include gli indicatori che valutano i risparmi energetici delle tecnologie innovative analizzate e la quota parte di energia consumata prodotta da fonti rinnovabili.
- Living: comprende gli indicatori che esprimono il miglioramento della qualità della vita dei cittadini (intesi come singoli) che godono dei benefici generati dalle tecnologie innovative installate.

Rispetto a Smart Cities – Ranking of European medium-sized cities, (Giffinger et al, 2007) sono state eliminate le dimensioni Mobility e Governance, poiché considerate più ambiti di intervento che di analisi e perché Smartainability valuta la sostenibilità degli interventi smart e non la smartness delle città. Viceversa è stata aggiunta una dimensione, Energy, perché il risparmio energetico e l'aumento della penetrazione delle rinnovabili costituisce uno dei principali obiettivi delle strategie comunitarie di sostenibilità.

Gli indicatori individuati sono valutati in termini quantitativi o, qualora non sia possibile una valutazione quantitativa, attraverso una scala di valori qualitativa.

Il concetto di ciclo di vita, o più in generale di LCSA, rientra nella tecnica di analisi per due aspetti.

Il primo riguarda il fatto che la metodologia Smartainability mutua dalla LCSA il concetto di unità funzionale: i risultati esprimono la differenza di prestazione tra la tecnologia tradizionale, che si vorrebbe sostituire, e la relativa tecnologia innovativa. La tecnologia tradizionale, da confrontare con quella innovativa, deve essere scelta sulla base della capacità di poter offrire, per quanto possibile, un servizio simile ossia la stessa unità funzionale.

Il secondo aspetto è legato agli indicatori quantitativi delle dimensioni di analisi Environment, Economy ed Energy. Per questi KPI l'analisi è realizzata valutando l'intero ciclo di vita delle tecnologie attraverso un approccio di Life Cycle Assessment (ISO 14040, 2006). In questo modo non solo è evidenziata l'influenza sull'ambiente di una tecnologia durante la sua vita (Beretta e Girardi, 2013; Brambilla et al, 2015; Giacomello et al, 2013; JRC – Joint Research Center, 2014) ma anche sui consumi energetici e sugli aspetti economici (con un approccio del tutto simile alla Life Cycle Costing).

I passi previsti per l'applicazione della metodologia Smartainability possono essere sintetizzati nei seguenti punti:

- Identificazione degli ambiti di intervento da analizzare (ad esempio: mobilità, reti energetiche, edifici, etc).
- Individuazione, per ogni ambito di intervento, delle tecnologie abilitanti e degli asset che le compongono.
- Stesura delle matrici Asset-Funzionalità.
- Identificazione dei benefici generati dalle funzionalità attivate.
- Stesura delle matrici Funzionalità-Benefici.
- Scelta degli indicatori (Key Performance Indicators – KPI) più idonei per valutare i benefici generati e tali da coprire le dimensioni della sostenibilità citate.
- Stesura delle matrici Benefici-KPI.
- Quantificazione degli indicatori (KPI) valutati come differenza delle prestazioni tra le soluzioni innovative e le corrispondenti tradizionali, con un approccio di ciclo di vita.

4. Applicazione al sito di Expo Milano 2015

Come per qualsiasi modello o metodologia, la fase di sviluppo ha necessitato di un caso di test e validazione. Smartainability ha avuto l'eccezionale opportunità di essere testata sul sito espositivo di Expo Milano 2015. La creazione di un sito ex novo, infatti, ha reso certamente più semplice verificare le ricadute delle scelte effettuate, sia rispetto all'uso di tecnologie standard sia rispetto a realtà più complesse, dove la penetrazione delle nuove tecnologie non può essere così pervasiva. Il sito dell'Esposizione Universale "Expo Milano 2015" puntava infatti a essere una finestra su quelle che saranno le città smart del futuro prossimo. L'area è stata organizzata in diversi livelli di infrastrutture progettati in modo integrato e dotati di tecnologie "smart", ossia capaci di abilitare servizi migliori, più accessibili e più numerosi rispetto a quelli offerti dalle tecnologie tradizionali.

L'attività, condotta grazie alla collaborazione con la società Expo 2015 SpA e nell'ambito dei progetti finanziati dal Fondo "Ricerca per il Sistema Elettrico Nazionale" di cui al decreto del Ministero per lo Sviluppo Economico 9 novembre 2012 e successivi (Girardi e Temporelli, 2015; Girardi et al, 2014/A) ha consentito l'analisi delle principali tecnologie innovative installate nel sito

espositivo che hanno permesso alla manifestazione di essere più sostenibile (Expo 2015 SpA, 2015). Gli ambiti di intervento (cluster nella terminologia Expo Milano 2015) analizzati sono stati tre: reti energetiche, reti di telecomunicazione e mobilità. Le soluzioni innovative sono state confrontate con le soluzioni standard che sarebbero state in grado di soddisfare le richieste dei bandi gara indetti dalla società Expo 2015 SpA.

Enel (Smart Energy and Light Solutions Partner) ha fornito la maggior parte degli asset che costituivano la smart-grid dell'area espositiva (gestione e distribuzione dell'energia elettrica e per l'illuminazione dell'intero sito della manifestazione e delle aree esterne ai padiglioni). Il benchmark, in questo caso, era costituito da una rete elettrica con magliatura tradizionale e corpi illuminanti con lampade a scarica ad alogenuri metallici.

L'applicazione di Smartainability ha mostrato come le tecnologie fornite, a parità di prestazioni, siano meno energivore se confrontate con le rispettive tecnologie tradizionali. Tutto ciò si traduce in un minore consumo di energia, con conseguente riduzione di emissioni inquinanti e minori costi economici. Inoltre, grazie alla capacità della rete di integrare in maniera ottimale l'energia prodotta da fonti rinnovabili, diminuisce la dipendenza e il consumo di energia generata da fonti fossili. Confrontando le prestazioni delle tecnologie smart per la gestione dell'energia e l'illuminazione, con le rispettive tradizionali, si sono ottenuti i risultati di seguito riportati (

Tabella 1).

Tabella 1: Valutazione delle tecnologie per la gestione energetica e l'illuminazione del sito espositivo di Expo Milano 2015

Ambito	**KPI**	**Quantificazione**
Environment	Gas serra emessi	-20.761 t di CO_2-Eq
	Gas acidi emessi	-34,31 t di NOx -60,29 t di SO_2
	Particolato emesso (PM10 e PM2,5)	-5,19 t di PM10 -3,92 t di PM2,5
Economy	Costi	-5.425.432 €
	Variazione dei costi dovuta al numero e alla durata delle interruzioni del servizio	-58%
Energy	Energia consumata	-28.580 ÷ -36.580 MWh
	Energia utilizzata prodotta da fonti rinnovabili	+5%
Living	Numero interruzioni del servizio	-25%
	Durata interruzioni del servizio	-45%

TIM (Integrated Connectivity and Services Partner), e Cisco (IP Networks and Solutions Partner) hanno fornito le tecnologie per realizzare la rete di telecomunicazione, asset che abilitavano funzionalità d'avanguardia non presenti in alcun sito nazionale al momento della manifestazione: fibra ottica

per la connessione fissa ad altissima velocità su di un numero elevato di punti di accesso, elevata capacità di trasmissione per tutte le infrastrutture wireless installate all'interno del comprensorio, monitoraggio e controllo continuo della rete e degli utenti connessi (Girardi et al, 2014/B).

In maniera analoga alle tecnologie legate all'energia, anche per quelle della rete di telecomunicazione si è operato un confronto delle prestazioni delle tecnologie innovative rispetto alle rispettive tradizionali (Tabella 2), considerando l'intero ciclo di vita degli asset. Per questa analisi la tecnologia tradizionale considerata per il confronto era una rete in rame in grado di gestire un analogo traffico di dati e informazioni.

Tabella 2: Valutazione delle tecnologie per la rete di telecomunicazione del sito espositivo di Expo Milano 2015

Ambito	**KPI**	**Quantificazione**
Environment	Gas serra emessi	-702 t di CO_2-Eq
	Gas acidi emessi	-1,60 t di NOx -1,77 t di SO_2
	Particolato emesso (PM10, PM2,5)	-0,14 t di PM10 -0,11 t di PM2,5
Economy	Costi	-838.843 €
Energy	Energia consumata	-836 MWh
Living	Tempo risparmiato	Alto
	Numero di punti informativi	Alto
	Numero di attacchi cibernetici sventati	Alto
	Numero di utenti connessi in contemporanea	Alto
	Garanzia di disponibilità di servizi e applicazioni	Alto
	Aumento dell'efficacia delle decisioni	+9,7%
	Indice di visibilità	Alto

Fiat Chrysler Automobiles (FCA) e CNH Industrial (Sustainable Mobility Partner) hanno fornito i veicoli per la Mobilità sostenibile del personale di Expo 2015 SpA (auto elettriche), delle delegazioni dei Paesi espositori (auto a biometano in modalità car sharing) e dei visitatori lungo il perimetro interno del sito della manifestazione (autobus a biometano).

L'applicazione di Smartainability ha permesso di prevedere effetti positivi per tutti gli ambiti di analisi (Tabella 3). In questo caso il benchmark erano veicoli tradizionali, ossia autobus diesel per il trasporto dei visitatori, auto a benzina e diesel (in proporzione al parco nazionale di veicoli circolanti) per i mezzi privati e in car sharing.

Tabella 3: Valutazione delle tecnologie per la mobilità del sito espositivo di Expo milano 2015

Ambito	**KPI**	**Quantificazione**
Environment	Gas serra emessi	-132 t di CO_2-Eq
	Gas acidi emessi	-1,76E-01 t di NOx -2,60E-01 t di SO_2
	Particolato emesso (PM10, PM2,5)	-1,11E-02 t di PM10 -1,73E-02 t di PM2,5
Economy	Costi	-69.651 €
Energy	Energia primaria fossile consumata	-1.488 MWh
	Energia utilizzata prodotta da fonti rinnovabili	+798%
Living	Customer engagement	Alto
	Tempo risparmiato	+3,3%
	Livello di stress alla guida	Basso

5. Sviluppi futuri

Come c'è da aspettarsi per un argomento così attuale come quello delle smart city, lo sviluppo metodologico non è fermo ma è in continua evoluzione. Al momento la ricerca punta su due filoni: da un lato al consolidamento della metodologia dall'altro all'estensione della tecnica di analisi dal sito di Expo Milano 2015 alle città "reali". Per quanto concerne il primo punto sono state realizzate delle linee guida che consentiranno l'utilizzo e la replicabilità della metodologia in più contesti e forniranno un set di indicatori suggeriti tra cui orientarsi (Girardi e Temporelli, 2016). A questo fine si sono confrontate diverse metodologie e documenti, sia legati alle smart city che alla sostenibilità delle infrastrutture: le norme ISO 37120:2014, ISO/TS 37151:2015(E), il documento Smart City Index 2014 (Between SpA, 2014), Smart Cities – Ranking of European medium-sized cities (Giffinger et al, 2007), il rapporto Ecosistema Urbano (Fiorillo e Laurenti, 2015), la metodologia di sostenibilità delle infrastrutture di Envision (ISI, 2015).

Lo sforzo principale è stato quello di identificare un set di indicatori fisso (28 di cui 8 per l'ambito Environment, 8 per Economy, 3 per Energy, 4 per Living, e 5 per People, un nuovo ambito di analisi che valuta il miglioramento della vita comunitaria) attraverso cui analizzare le soluzioni per le smart city. Inoltre, per quanto riguarda l'ambito Environment, gli indicatori sono stati scelti tenendo presente i suggerimenti del LCIA handbook (JRC, 2011). Riguardo al secondo filone, Smartainability è stata applicata (al momento in via preliminare e a breve nella forma estesa delle nuove linee guida) a un progetto di riqualificazione urbana di un'importante area della città di Milano.

6. Conclusioni

Grazie allo sviluppo della metodologia Smartainability si è reso disponibile un approccio metodologico che permette di misurare con dati quali-quantitativi quanto una smart city, o meglio le tecnologie che rendono “smart” una città, contribuiscano ad accrescerne non solo l’efficienza energetica ma anche la sostenibilità ambientale. L’applicazione alla digital smart city di Expo Milano 2015 ha permesso di testare la metodologia ma anche di confermare i vantaggi in termini ambientali, sociali ed economici che deriverebbero dallo sviluppo delle smart city. Smartainability, rispetto ad altre metodologie di valutazione o classificazione di smart city, ha la capacità di legare i benefici alle funzionalità e alle tecnologie che le abilitano, fornendo uno strumento di valutazione ex ante che può essere di reale supporto al conseguimento di obiettivi di efficienza energetica e ambientale delle aree urbane, piuttosto che limitarsi a fotografare la situazione attuale di una città senza fornire elementi interpretativi.

7. Bibliografia

Batten, JJ, 2015. Sustainable cities index 2015. Arcadis.

Beretta, S, Girardi, P, 2013. Ricadute ambientali delle misure di efficienza e risparmio energetico. Rapporto RdS 13000398. RSE SpA. Milano <www.rse-web.it>.

Between SpA, 2014. Smart City Index. <www.between.it>.

Brambilla, PC, Gargiulo, A, Girardi, P, 2015. LCA delle misure di efficienza energetica: analisi dei vettori energetici. Rapporto RdS 15000639. RSE SpA. Milano <www.rse-web.it>.

Expo 2015 SpA, 2015. Rapporto di sostenibilità 2014. <www.expo2015.org>.

Fiorillo, A, Laurenti, M, 2015. Ecosistema Urbano. Legambiente. <www.legambiente.it>.

Giffinger, R, Fertner, C, Kramar, H, Kalasek, R, Pichler-Milanovic, N, 2007. Smart cities – Ranking of European medium-sized cities – Final report. Centre of Regional Science. Vienna UT. <www.smart-cities.eu>.

Giordano, V, Onyeji, I, Fulli, G, Sanchez Jimenez, M, Filiou, C, 2012. Guidelines for conducting a cost-benefit analysis of Smart Grid projects. JRC - Joint Research Center. <www.jrc.europa.eu>.

Girardi, P, Temporelli, A, 2016. Smartainability da Expo alle città reali: linee guida. Rapporto RdS 16002409. RSE SpA. Milano <www.rse-web.it>.

Girardi, P, Temporelli, A, 2015. La Smartainability di Expo Milano 2015. Rapporto RdS 15000638. RSE SpA. Milano <www.rse-web.it>.

Girardi, P, Marazzi, R, Temporelli, A, 2014/A. Sostenibilità e smartness delle tecnologie innovative nelle smart city. Rapporto RdS 14001790. RSE SpA. Milano <www.rse-web.it>.

Girardi, P, Temporelli, A, Annunziato, A, Cocozza, C, 2014/B. Il contributo di Telecom Italia alla Smartainability® di Expo Milano 2015. Notiziario Tecnico Telecom Italia ISSN 2038-1921 Anno 23 - N. 3 dicembre 2014.

Kloepffer, W, 2008. Life cycle sustainability assessment of products. The International Journal of Life Cycle Assessment, 13(2), 89-95.

ISI, Institute for Sustainable Infrastructure – Zofnass Program for Sustainable Infrastructure, 2015. Envision Sustainable Infrastructure Rating System. <www.sustainableinfrastructure.org>.

ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework.

ISO, 2014. ISO:37120:2014(E) Sustainable development of communities – Indicators for city services and quality of life.

ISO, 2015. ISO/TS 37151:2015(E) Smart community infrastructures – Principles and requirements for performance metrics.

JRC - European Commission, 2011. ILCD handbook – International Reference life Cycle Data System: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. <https://ec.europa.eu/jrc/>.

JRC – European Commission, 2014. Well-To-Wheels Report Version 4.a, JEC Well-To-Wheels analysis. Concawe, EUCAR, European Commission. <https://ec.europa.eu/jrc/>.

UNEP – United Nations Environment Programme, 2011. Towards a Life Cycle Sustainability Assessment. www.unep.org

Premio giovani



1° classificato

Accounting for human labour in LCA: a novel Input-Output approach

Matteo V. Rocco

Politecnico di Milano, Department of Energy

Email: **matteovincenzo.rocco@polimi.it**

Abstract

One of the most controversial topic in Life Cycle Assessment (LCA) concerns the evaluation of environmental impact of human labour. The omission of human labour effects may constitute an unfortunate bias, resulting in leaking of environmental effects and, thereby, systematically misinformed decision-making. In this paper, the innovative Bioeconomic Input-Output model is proposed to internalize human labour in LCA. Specifically, the production of human labor is defined as a new productive sector of a given economy: this process absorbs a portion of the national final demand in order to produce working hours. Both the standard and the Bioeconomic models are then applied for the analysis of goods and services produced by the Italian economy in 2010, and results are compared. This model aims at representing a step forward in the process of internalization of human labour externality in LCA.

1. Introduction

One of the most controversial topic in Environmental Impact Analysis concerns the environmental burdens caused by human labour (Xu et al., 2009). According to literature, the omission of labour effects may constitute an unfortunate bias, resulting in leaking of environmental effects and, thereby, systematically misinformed decision-making (Kamp et al., 2016).

Both Environmental and Economics disciplines are involved in the debate concerning the treatment of labor as a factor of production (Ayres, 2004). Economists define human labour as an independent primary input with respect to the economic system (Faber and Manstetten, 2009), while ecologists consider it as one product of the society: as the other goods and services, production of human labour is ultimately sustained by consumption of primary resources (and emission of wastes) (Ayres, 2001). As a matter of fact, working hours are produced by workers that, in turn, spend their salaries buying and consuming goods and services required to support their life (e.g. food, clothing, housing, etc.), and causing additional direct and indirect environmental impacts that should be properly taken into account. The inclusion of such effects within the environmental burdens of goods and services is here referred as *human labour internalization*, for which one unique and univocally accepted accounting method has not been established yet (Ayres, 2004; Pokrovskii, 2011).

In this paper, the *Bioeconomic Input-Output model* is proposed as an innovative method to account for the environmental burdens caused by human labour

based on the Input-Output framework. More specifically, a *labour production sector* is decoupled from the Monetary Input-Output Table (MIOT) of national economy according to specific hypotheses and assumptions, deriving a Hybrid Input-Output system that allows to internalize the effects of human labour in the environmental burdens of national goods and services.

2. Human Labour Internalization: a brief literature review

Although many theoretical debates can be found in literature focusing on the role of labor in economy and ecology, few Authors faced the issue of labour internalization from a methodological viewpoint (Ayres, 2004), for two reasons:

- The definition of a unit process for working hours production is extremely difficult and subjected to a great arbitrariness (Treloar, 1998; Wilting, 1996);
- Literature states that contribution of working hours to environmental burdens of products is expected to be negligible for many products of modern economic systems (Boustead and Hancock, 1979). However, numerical proof of this statement has not yet provided.

The unique LCA-based method that directly addresses the internalization of environmental impact of human labour is the *Extended Exergy Accounting* (EEA), conceived by *Sciubba* (Sciubba and Ulgiati, 2005; Sciubba, 2001). The objective of EEA is to account for the exergy embodied in products, internalizing also the side effects of externalities (pollutants emissions, capitals circulation and human labour) according to specific models and assumptions. A detailed review of EEA and other exergy-based methods can be found in literature (Liao et al., 2012; Rocco et al., 2014). Beside EEA, some other Authors indirectly tried to analyze the environmental effects of human labour. *Costanza* have investigated the *energy theory of value* by comparing the embodied energy and the economic price of products out of the US economy, internalizing households through a Closed Input-Output model (Costanza and Costanza, 1980). Some efforts along this line can be found also in *Duchin*'s publications (Duchin and Steenge, 2007). Differently, *Fukuda* have investigated the relation among labour production and primary exergy requirements at global scale (Fukuda, 2003). A recent review and discussion related to human labour internalization in *EMergy analysis* has been made by Kamp et al. (Kamp et al., 2016).

3. The Bioeconomic Input-Output model

3.1 Theoretical background: Input-Output analysis

Input-Output analysis (IOA) is a cost accounting method typically applied for the analysis of national economies and for the evaluation of environmental burdens of goods and services (Miller and Blair, 2009). According to literature, IOA constitutes the computational structure of LCA (Heijungs and Suh, 2002; Leontief, 1970).

IOA is usually based on *Monetary Input-Output Tables* (MIOTs) of national economies (Hendrickson et al., 2006), which provide a comprehensive picture of the relation among economic sectors and activities, and are defined

according to the *System of National Accounts* (SNA) guidelines (Eurostat, 2013). Thus, MIOTs represent a standardized and constantly updated data source for the application of LCA. For the purposes of LCA, boundaries of IOA must encompass the whole temporal and spatial dimensions of the analyze product in a life cycle perspective (Finkbeiner et al., 2006). Since temporal and spatial extensions of supply chains usually lie across one or multiple national economies, multi-regional MIOTs are usually adopted as reference for LCA computation (Wiedmann, 2009).

National economies are conventionally represented as composed by *n* different productive sectors (economic activities) that produce and trade *n* goods and services (measured in monetary units). Such products are used for endogenous consumption x_{ij} (intermediate products) or for household consumption f_i (final demand, defined as the useful product of the economy), according to relation (1) (notice that bold fonts are used do denote vectors and matrices).

$$\mathrm{x_i} = \sum_{j=1}^{n} \mathrm{x_{ij}} + \mathrm{f_i} \;\rightarrow\; \mathbf{x}\left(n\times 1\right) = \mathbf{Z}\left(n\times n\right)\mathbf{i} + \mathbf{f}\left(n\times 1\right) \tag{1}$$

The *Leontief Production Model* (LPM) (2) allows to evaluate the total production **x** required by the analyzed system once a defined final demand vector **f** and the endogenous transactions matrix **Z** are known. Therefore, LPM allows to understand the *direct* and *indirect* (i.e. *embodied*) amount of each *i*th product of the economy required by the *j*th process to produce one unit of its product.

$$\mathbf{x} = \left(\mathbf{I} - \mathbf{Z}\hat{\mathbf{x}}^{-1}\right)^{-1}\mathbf{f} \tag{2}$$

Each sector of the economy may cause a direct environmental impact (i.e. resources consumption or wastes emission) represented by the *Environmental Intervention vector* **R**. Once this vector is known, the environmental burdens embodied in products of each national economic sector can be evaluated through relation (3), where superscripts “T” and “-1” respectively define the transposed and the inverse matrices.

$$\mathbf{e}\left(n\times 1\right) = \left[\mathbf{I} - \left(\mathbf{Z}\hat{\mathbf{x}}^{-1}\right)^{\mathrm{T}}\right]^{-1} \cdot \left[\mathbf{R}\left(1\times n\right)\hat{\mathbf{x}}^{-1}\right]^{\mathrm{T}} \tag{3}$$

The model defined by relations (2) and (3) allows quantifying the environmental burden of each product of the considered national economy, the type of which depends on the definition of vector **R**: primary energy/exergy, pollutant emissions, water, land, minerals/metals, and so on.

3.2 Bioeconomic model: theoretical definition

With reference to Figure, the generic national economy produces goods and services to fulfill the households’ activities (final demand). The national economy can be described as a *circular process* (Miller and Blair, 2009): the final demand that sustains *all* the household activities is compensated by an opposite flow of working hours required to sustain the economic production.

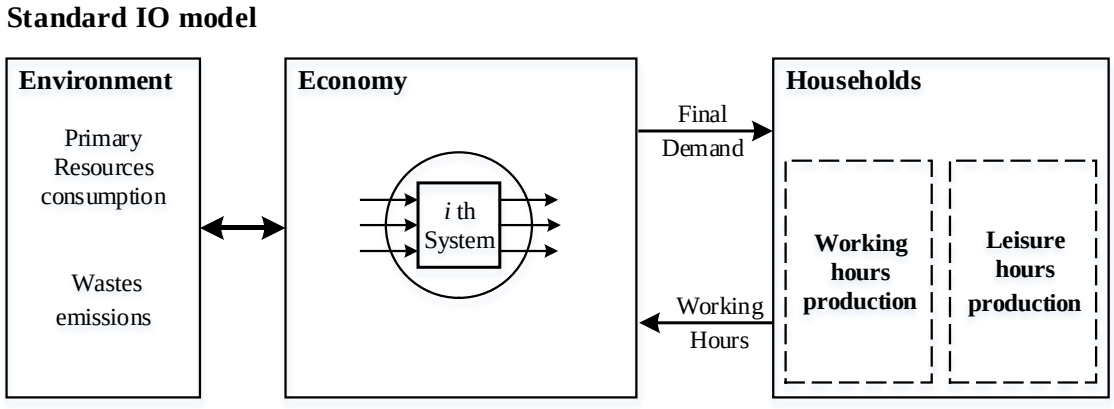


Figure 1: Schematic outline of the standard Input-Output model

According to the *Neoclassical theory of Labor Supply* (King et al., 1988), the *Bioeconomic Input-Output model* assumes that the total households' final demand is produced with two main purposes: (1) *sustain working hours production*, and (2) *sustain leisure time production*, as can be inferred from relation (4).

$$\mathbf{f}\left(n\times 1\right)=\mathbf{f}_{\mathbf{W}}+\mathbf{f}_{\mathbf{L}} \tag{4}$$

Once a quantitative criterion to share the final demand among these two productive processes has been established, boundaries of traditional IOA can be extended in order to internalize the working hours of production processes as a new sector of the economy, as showed by Figure 2. This new sector (*working hours production*, in the following) receives goods and services from other productive sectors and returns working hours as its unique output.

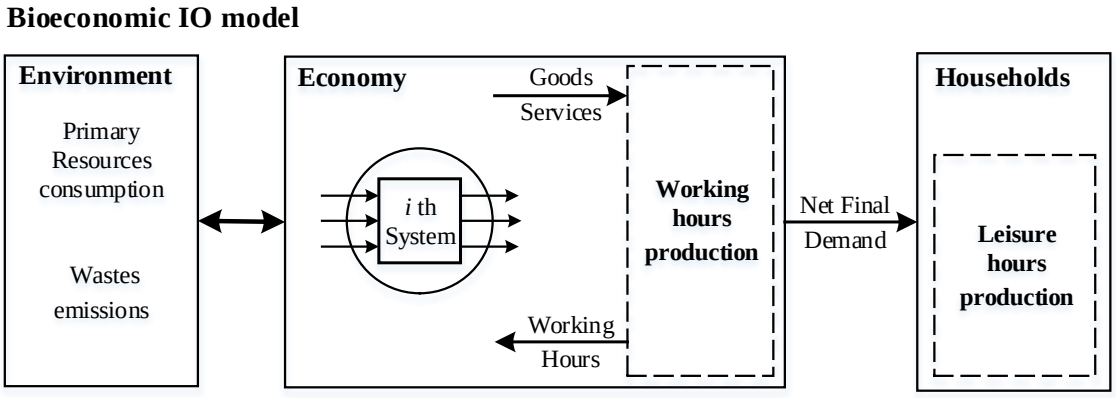


Figure 2: Schematic outline of the Bioeconomic Input-Output model

To distinguish among final demand **f** used to produce work $\mathbf{f_W}$ and leisure $\mathbf{f_L}$, the *proportionality criterion* is assumed: the amount of goods and services of each

sector that feed the production of labour is proportional to the amount of working hours required by the same sector. In other words, the ratio between final demand devoted to sustain working hours production $f_{W,i}$ and total households final demand $f_{H,tot}$ equals the ratio between the amount of hours devoted to working activities $h_{W,i}$ and total hours lived by the entire population h_{tot}, as showed by relation (5).

$$\frac{f_{W,i}}{f_{tot}} = \frac{h_{W,i}}{h_{tot}} \quad \rightarrow \quad f_{W,i} = f_{tot} \cdot \frac{h_{W,i}}{h_{tot}} \quad \rightarrow \quad \mathbf{f_W} = \mathbf{i}(1 \times n) \cdot \mathbf{f_H}(n \times 1) \cdot \frac{\mathbf{h_W}(n \times 1)}{h_{tot}} \tag{5}$$

In relation (5), $\mathbf{h_W}$ vector collects the working hours produced by all the *n* economic processes of the economy. According to the proportionality assumption above introduced, the Bioeconomic Input-Output model can be defined as the *partially closed Hybrid Input-Output* model of relation (6).

$$\mathbf{x_B} = \mathbf{Z_B i} + \mathbf{f_B} \quad \rightarrow \quad \underbrace{\begin{bmatrix} \mathbf{x} \\ h_{W,tot} \end{bmatrix}}_{\mathbf{x_B}} = \underbrace{\begin{bmatrix} \mathbf{Z} & \mathbf{f_W} \\ \mathbf{h_W^T} & - \end{bmatrix} \cdot \mathbf{i}\left[(n+1) \times 1\right]}_{\mathbf{Z_B}} + \underbrace{\begin{bmatrix} \mathbf{f_L} \\ - \end{bmatrix}}_{\mathbf{f_B}} \tag{6}$$

Once the Bioeconomic system has been properly defined by relation (6), the evaluation of specific and total environmental burdens of the net final demand production results again through the application of relations (2) and (3).

4. Case study: analysis of Italian economy in 2010

In this section, the Italian economy in 2010 is analyzed through conventional and Bioeconomic Input-Output models to account for specific and total non-renewable energy-resources embodied in goods and services. The Italian economy is modelled through a MIOT defined by 15 economic activities listed in Table 1. Notice that non-renewable energy-resources are quantified by means of their *exergy equivalents* (International Energy Agency, 2011). All the data required for the application of the methods are retrieved in literature (Timmer et al., 2012). Finally, international trades of products are treated according to the *autonomous region* model (Wiedmann et al., 2011). Results of the analysis are expressed in terms of Oil Equivalents (1 toe = 41870 MJ) and collected in Table 1 (*specific values*, in kg_{oe}/100€) and

Table *2* (*total values*, in $kton_{oe}$): relative differences ε (in %) between results obtained with the two models are shown for each sector. Based on the obtained results, the following comments can be made:

- The exergy embodied in the total Italian production results equal with both standard and Bioeconomic models (90892 ktoe): this can be established as a check for a correct application of the Bioeconomic model;
- Values of *specific* embodied exergy of products resulting from the Bioeconomic model (Table 1) are always greater with respect to the standard model: this is due to the internalization of the Human Labour sector, which causes a change in national production technology. Notice that

greater changes in specific embodied exergy results for products with the higher amounts of embodied labour (tertiary sectors);

- The change in the *total* exergy embodied in the products of each economic sector (Table 2) is caused by two overlapped effects: (1) the change in technology due to the internalization of the Human Labour sector and (2) the reduction in the total final demand caused by the internalization of working hours production. In general, sectors that require less working hours result in smaller total embodied exergy (e.g. *Mining and Quarrying:* -10.9%). The opposite trend holds for tertiary and services sectors (e.g. *Education:* +25.1%);
- Working hours production process is characterized by a value of embodied exergy of 6,84 kg_{oe}/100€. This value can be used as a reference for the embodied exergy in the Italian human labor. However, since working hours are not part of the final demand, total embodied exergy of the working hours production sector is zero: this means that Bioeconomic model results in a reallocation of environmental burdens among all the productive sectors of the economy caused by the internalization of human labour externality.

Table 1: Specific embodied exergy in products of the Italian economy in 2010, in kg_{oe}/100€

Italian economy, 2010 15 sectors	**ISIC code**	***IO*** e_i	***B-IO*** e_i	**ε**
		kg_{oe}/100€	kg_{oe}/100€	**%**
Agriculture, …	AtB	2.04	2.20	**7.5**
Mining and Quarrying	C	203.13	203.15	**0.0**
Manufacturing	D	9.08	9.18	**1.0**
Energy Supply	E	40.54	40.59	**0.1**
Construction	F	4.62	4.74	**2.8**
Wholesale and retail trade …	51	2.62	2.73	**4.1**
Hotels and Restaurants	H	3.17	3.33	**4.9**
Transport, storage, …	I	2.14	2.25	**5.2**
Financial Intermediation	J	0.73	0.81	**11.2**
Real estate, renting, …	K	1.04	1.11	**6.6**
Public Admin and Defense; …	L	1.48	1.62	**10.0**
Education	M	0.59	0.76	**30.5**
Health and Social Work	N	1.76	1.92	**9.0**
Community Services	O	1.90	2.04	**7.6**
Private Households Services	P	0.00	1.40	**100.0**
Working hours production	**W**	**nd**	**6,84**	**nd**

Table 2: Total embodied exergy in products of the Italian economy in 2010, in ktoe

Italian economy, 2010 15 sectors	**ISIC code**	***IO*** E_i	***B-IO*** E_i	**ε**
		ktoe	ktoe	**%**
Agriculture, …	AtB	542	549	**1.3**
Mining and Quarrying	C	1802	1606	**-10.9**
Manufacturing	D	56185	55787	**-0.7**
Energy Supply	E	10262	10147	**-1.1**
Construction	F	6319	6348	**0.5**
Wholesale and retail trade …	51	4427	4477	**1.1**
Hotels and Restaurants	H	2458	2494	**1.4**
Transport, storage, …	I	1985	2011	**1.3**
Financial Intermediation	J	257	276	**7.2**
Real estate, renting, …	K	1830	1903	**4.0**
Public Admin and Defense; …	L	1725	1845	**6.9**
Education	M	396	496	**25.1**
Health and Social Work	N	1848	1955	**5.7**
Community Services	O	853	883	**3.5**
Private Households Services	P	0	114	**100.0**
Working hours production	**W**	**nd**	**0**	**nd**
Total		**90892**	**90892**	

5. Conclusion

In this paper, the novel Bioeconomic Input-Output method is proposed to include the environmental impact of human labour in Life Cycle Assessment. Indeed, the model can be used as a reference to perform Life Cycle Impact Assessment of goods and services, allowing to account for the additional environmental burdens caused by labour embodied in products, usually disregarded in conventional LCA. The method is based on a partially closed Hybrid Input-Output model, and it can be applied to any given national economy in a standardized and reproducible way. Specific and total embodied exergy of Italian economic products in 2010 have been computed according to both standard and Bioeconomic Input-Output models. Results show that the environmental burdens caused by production activities can change significantly if the human labour is taken into account. Therefore, the Authors argue that human labour should methodically be considered alongside the supply chains of goods and services in performing LCA analysis.

6. References

Ayres, R.U., 2004. On the life cycle metaphor: where ecology and economics diverge. Ecol. Econ. 48, 425–438.

Ayres, R.U., 2001. The minimum complexity of endogenous growth models:: the role of physical resource flows. Energy 26, 817–838.

Boustead, I., Hancock, G.F., 1979. Handbook of industrial energy analysis. John Wiley Sons, New York.

Costanza, R., Costanza, R., 1980. Embodied energy and economic valuation. Science (80-.). 210, 1219–1224.

Duchin, F., Steenge, A.E., 2007. Mathematical models in input-output economics. Rensselaer Polytech. Institute, Troy, NY.

Eurostat, 2013. Essential SNA: Building the basics 2013.

Faber, M., Manstetten, R., 2009. Philosophical Basics of Ecology and Economy. doi:10.4324/9780203872192

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., Klüppel, H.-J., 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. Int. J. Life Cycle Assess. 11, 80–85. doi:10.1065/lca2006.02.002

Fukuda, K., 2003. Production of exergy from labour and energy resources. Appl. Energy 76, 435–448. doi:10.1016/S0306-2619(02)00175-7

Heijungs, R., Suh, S., 2002. The computational structure of life cycle assessment. Springer.

Hendrickson, C.T., Lave, L.B., Matthews, H.S., 2006. Environmental life cycle assessment of goods and services: an input-output approach. Resources for the Future.

International Energy Agency, 2011. Italian Indicators for energy consumption in 2010 - Report [WWW Document]. URL http://www.iea.org/statistics/statisticssearch/report/?year=2010&country=ITALY&product=Indicators (accessed 9.11.15).

Kamp, A., Morandi, F., Estergård, H., 2016. Development of concepts for human labour accounting in Emergy Assessment and other Environmental Sustainability Assessment methods. Ecol. Indic. 60, 884–892. doi:10.1016/j.ecolind.2015.08.011

King, R.G., Plosser, C.I., Rebelo, S.T., 1988. Production, growth and business cycles: I. The basic neoclassical model. J. Monet. Econ. 21, 195–232.

Leontief, W., 1970. Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach. Rev. Econ. Stat. 262–271.

Liao, W., Heijungs, R., Huppes, G., 2012. Thermodynamic analysis of human–environment systems: A review focused on industrial ecology. Ecol. Modell. 228, 76–88. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.01.004

Miller, R.E., Blair, P.D., 2009. Input-output analysis: foundations and extensions. Cambridge University Press.

Pokrovskii, V.N., 2011. Econodynamics: The Theory of Social Production. Springer.

Rocco, M. V, Colombo, E., Sciubba, E., 2014. Advances in exergy analysis: A novel assessment of the Extended Exergy Accounting method. Appl. Energy 113, 1405–1420. doi:10.1016/j.apenergy.2013.08.080

Sciubba, E., 2001. Beyond thermoeconomics? The concept of extended exergy accounting and its application to the analysis and design of thermal systems. Exergy, an Int. J. 1, 68–84.

Sciubba, E., Ulgiati, S., 2005. Emergy and exergy analyses: Complementary methods or

irreducible ideological options? Energy 30, 1953–1988. doi:10.1016/j.energy.2004.08.003

Timmer, M., Erumban, A.A., Gouma, R., Los, B., Temurshoev, U., de Vries, G.J., Arto, I., 2012. The world input-output database (WIOD): contents, sources and methods. WIOD Backgr. Doc. available www. wiod. org 40.

Treloar, G.J., 1998. A comprehensive embodied energy analysis framework. Faculty of Science and Technology, Deakin University.

Wiedmann, T., 2009. A review of recent multi-region input-output models used for consumption-based emission and resource accounting. Ecol. Econ. 69, 211–222. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.08.026

Wiedmann, T., Wilting, H.C., Lenzen, M., Lutter, S., Palm, V., 2011. Quo Vadis MRIO? Methodological, data and institutional requirements for multi-region input-output analysis. Ecol. Econ. 70, 1937–1945. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.06.014

Wilting, H.C., 1996. An energy perspective on economic activities.

Xu, M., Williams, E., Allenby, B., 2009. Assessing Environmental Impacts Embodied in Manufacturing and Labor Input for the China− US Trade. Environ. Sci. Technol. 44, 567–573. doi:10.1021/es901167v

2° classificato

Paradigmatic stances and methodological issues in Social Life Cycle Assessment. Comparison of two different methodological proposals applied to agricultural products

Nathalie Iofrida

Department of Agriculture, Mediterranean University of Reggio Calabria (Italy)

E-mail: **nathalie.iofrida@unirc.it**

Abstract

The purpose of present research is to provide an explanation about the diversity of methodological approaches proposed until today for SLCA, tracking down its roots in the cultural and scientific heritage of social sciences, especially sociology and management sciences. This will help to shift the current methodological debate in SLCA to an epistemological level, through a critical review about the underlying paradigms have been applied in SLCA literature until now. Secondly, the research highlights the possible consequences of different paradigmatic stances in sLCA by means of the application of two different methodological proposals set up from opposite paradigms (post-positivism and interpretivism) and compared in terms of research process and typology of insights.

1. Introduction

Social Life Cycle Assessment (SLCA) is the latest tool developed in the conceptual framework of Life Cycle Thinking (LCT) and is devoted to the assessment of social impacts generated by the life cycle. The methodology is not standardised as it is for its environmental and economic peers, i.e. Life Cycle Assessment (eLCA or LCA) and Life Cycle Costing (LCC). Indeed, there is neither consensus about the impact assessment methods, nor clarity on the underlying social sustainability concepts (Feschet et al., 2016). Consequently, there is a great variety of different methodological proposals.

The reason of this methodological diversity is here tracked down in the scientific and cultural heritage of the disciplines linked to SLCA, i.e. sociology and management science. Indeed, the object of evaluation of SLCA are social impacts (social phenomena), that are also the object of study of sociology; furthermore, LCT tools are devoted to the support of decision-making process in management practices. A brief review highlighted which paradigms have been applied in SLCA literature. Then, two methodological proposals from opposite paradigms have been applied to the same case study, i.e. citriculture in Calabria (Italy), and compared in terms of research processes and typology of insigths.

2. The scientific roots of SLCA and social research paradigms

2.1. The disciplinary fields of SLCA

The nature of the impacts under assessment are different in SLCA from eLCA, and these methodologies have their roots in different fields of study and disciplines (O'Brien et al. 1996). Both methodologies have been conceived to solve management issues towards more sustainable practices. However, the impacts assessed in eLCA are typically the object of study of disciplines such as biology, physics, chemistry, etc., that belong to the realm of natural sciences (also called "hard sciences"); on the contrary, social impacts are the object of study of sociology. Both sociology and management science belong to the realm of social sciences and are therefore *multiparadigmatic* sciences characterized by an epistemological eclecticism, being social phenomena multi-layered events (Corbetta, 2003). Indeed, while the post-positivism philosophy dominates and are well accepted in scientific research of natural sciences, in the history of social sciences it is difficult to recognise a dominant paradigm shared by all scientists. Several epistemological positions are possible in these disciplines, tending to two main opposite paradigmatic positions: post-positivism and interpretivism.

2.2. Main families of paradigms in social and management sciences: post-positivism and interpretivism

The concept of paradigm as a set of theoretical beliefs and methodological techniques is not new in social research (Iofrida, 2016); Kuhn (1962) gave notoriety to this term describing as "normal science" the period when a scientific community consensually shares a paradigm. Despite the critics received by Kuhn, the concept of paradigm still remains up-to-date and preserve its centrality in the meta-research debate of social sciences and management sciences (Thiétart, 2014; Iofrida, 2016; Iofrida et al., 2016).

A paradigm consists of three elements (Tab.1): the researcher's conception about the nature of reality (ontology), the relation between the knower and what is under study (epistemology), and how the researcher can find out knowledge (methodology) (Guba and Lincoln, 1994). These elements are strongly interrelated, and together guide the design, planning and implementation of the research (Iofrida, 2016). The methodology is the formalization of the epistemological position into practices, and shapes methods design for data gathering and analysis. Corbetta called "the delicate phase of operationalization" (Corbetta, 2003:4) the bridge between theory and practice, the passage from hypotheses to concepts, indicators and variables.

A wide number of paradigm exists but, as the lines between paradigms are often very fine, Table 1 reports two principal families of that can be considered the opposite poles to which almost all paradigms tend. The aims of the two families of paradigms can be very different in terms of research process, objectives, results obtained. Positivism-oriented paradigms are almost value-free and look for objectivity and generalisability of cause-effects relationships,

while interpretivism-oriented paradigms are devoted to the in-depth description of the values and significances of social phenomena.

In the light of these considerations, a critical review of scientific literature on SLCA has been implemented to retrace which epistemological positions have been applied and to highligth which consequences they had at practical level.

Table 1: Main Families of scientific paradigms in social sciences

	Positivism-oriented	***Interpretivism-oriented***
Ontology: ***What is reality?***	Critical realism. One objective reality probabilistically apprehendable.	Relativism. Subject and object are dependent. Realities are about perceptions.
Epistemology: ***How do you know?***	Dualism researcher-research. Replicated findings are probably true. Explanation of reality.	Knowledge is interpreted. Reality can be understood and described.
Methodologies: ***How do you find it out?***	Nomothetic, mainly quantitative. Experimental or statistical analyses. Probability sampling.	Hermeneutical, dialectical. Mainly qualitative methods. Stakeholders' perceptions.
Goodness or quality criteria.	External validity, verifiability. Statistical confidence level.	Intersubjective agreement and reasoning reached through dialogue.

Source: Iofrida (2016); Iofrida et al. (2016).

3. Shifting the debate to an epistemological level

3.1. Scientific paradigms in SLCA literature: a critical review

To highlight which paradigms have been applied in SLCA literature, a brief but critical review has been conducted on studies gathered with the help of on line scientific databases and research engines, by means of specific keywords (within article title, topic, abstract, keywords), and Boolean operators (AND, OR, NEAR). All scientific literature about the assessment (and synonyms) of social impacts in a life cycle perspective were included. From the first population of 209 works, grey literature, short papers and reviews were excluded. As a result, 78 scientific works have been selected, and a classification matrix has been developed.

Studies were classified according to the following criteria: identifiers, typology of literature, field of application, research paradigm applied, methodologies applied SLCA (alone or in combination with other assessment tools), impact assessment method (impact pathways, UNEP-SETAC guidelines, participative methods, capabilities/capacities approach, multicriterial decision analysis, etc.). Among these criteria, impact assessment methodology is a question of utmost importance in life cycle oriented tools, and the principal source of diversity in sLCA proposals too; therefore, it has been the core criterion to classify the literature gathered. However, as the methodological features alone are not sufficient to disclose which paradigm is underlying the research (Iofrida, 2016),

an assessment grid has been set up to check and verify the presence of topical elements (literal criteria) that helped to attribute papers to one or another family of paradigms.

Results showed that 78% of the selected studies could be ascribed to the group of interpretivism-oriented paradigms, only the 21% can be ascribed to the post-positivist ones, and 1% of studies presented characteristics of both families. These data deserve some attention, because since the beginnings of SLCA, most of the scholars supported the idea that the same assessment perspective of eLCA should be applied to social impacts.

3.2. Strength and weaknesses of paradigms and methodological consequences for SLCA

Each paradigms family has its strengths and weaknesses (Tab. 2). Papers belonging to the post-positivism oriented group provided a smaller range of impact categories, focusing only on few social aspects, but furnished explanations of the cause-effect relationships between inventory data and impacts. This could allow predicting which changes would be suitable in life cycle management to obtain more sustainable results and impacts. The most applied impact assessment methods were impact pathways and capacity/capabilities approaches.

Table 2: Strength and weaknesses of the opposite families of paradigms

	Post-positivism-oriented paradigms	*Interpretivism-oriented paradigms*
Strength	Context free	Rich in meaning and values
	Generalizable	Holistic
	Poor in values	In-depth investigation
	Affordable and quick	Comprehensive understanding
Weakness	Reductionism	Context-bound
	Objective	Subjective
	Simplification	Long and costly
	Superficial	Weak in generalizability

Source: Iofrida (2016)

Papers belonging to the interpretivism-oriented group provided a broad assessment of several impact categories, furnishing a complete description of a situation at a certain moment at a certain time. Very often, they involved stakeholders at different points of the research process, such as the choice of what is worth assessing (impact categories), the choice of the most relevant indicators, or scoring tasks to discriminate the importance of results. They often took into account the experience of privileged witnesses, as well as the expertise of local actors, thus performing a more coherent context-based assessment. Most of this kind of evaluations focused on performances at a

specific temporal moment, and referred, among others, to UNEP-SETAC (2009,) guidelines and methodological sheets, or the Social Hotspot Database.

Both realism and relativism can be suitable for social impacts evaluations, but the choice should be done in accordance to the purposes of the studies and with the awareness that results can differ in terms of significance.

In this pre-scientific phase of SLCA development, it is of utmost importance to shift the academic debate to an epistemological level in order to solve methodological problems about indicators and impact assessment methods in a coherent way.

4. Comparison of two methodologies from opposite paradigms

4.1. Field of application: citrus growing in Calabria region

The review of the "grey literature" and of the few existing scientific studies on local agriculture (Strano et al., 2013) highlighted the principal issues that affect the agricultural sector, and citrus growing specifically, in Calabria. According to official statistics (ISTAT, 2012), permanent crops are the most important cultivations in Calabria (46% of the total area used for cultivation, compared to the 18% at national level). Among them, citruses are the most cultivated, after olive trees, with clementine and its hybrids representing about 60% of national production. In terms of average standard production (expressed in € $farm^{-1}$ $year^{-1}$), citrus growing shows the best performance compared to other agricultural sectors. However, it is also well known for social issues linked to the seasonal migration of foreign workers during the harvesting period, with episodes of mistreatment and discrimination.

4.2. A post-positivist perspective. An impact pathway methodology: psychosocial risk factors

Decent work in agriculture has been the first goal of international organizations such as ILO (International Labor Organization); indeed, many conditions can threaten the safety of agricultural workers, in terms of ergonomics, exposure to hazardous products, diseases, psychosocial risks. Concerning these last, one of the most diffused definitions describes psychosocial risks factors (PRF) as "those aspects of work planning and management – and their relative social and environmental contexts – that can potentially lead to physical or psychological damages" (Cox and Griffiths, 1995:69). The methodology here applied is based on the works by Silveri et al. (2014) and Gasnier (2012). Their studies proposed a new methodology to predict damage to health of workers (involved in the life cycle) caused by psychosocial risk factors at work.

The paradigmatic stances underlying this first application are post-positivist. Indeed, the methodology is based on cause-effects relationships validated by previous empirical studies available in literature that provided an explanation of causes by their effect (induction), and whose results are verifiable, confirmable and refutable. These statistical relationships are expressed in odds ratios, and allow explaining the impact pathway that link the product life cycle to possible health risks in a quantifiable and probabilistic way.

The present impact pathway methodology is applied to two citrus growing scenarios: the agricultural life cycle phases (i.e. from cradle to gate) of oranges for industries and clementines for fresh consumption in two fictitious farms of Gioia Tauro Plain (province of Reggio Calabria), with the same agricultural surface (3 ha), duration (40 years), and farming management (conventional).

The methodology is divided into the following four steps:

- An inventory analysis of working hours needs for each task (e.g. tillages, pruning, harvesting, phytoyatric treatments) and for each agricultural phases;
- A literature review about the association between particular working conditions and psychosocial risk factors expressed in odds ratio, a statistical measure of the intensity of association. Odds ratios have been classified in classes of association intensity in weak (1< OR <1.3), moderate (1.3< OR <1.7), strong (1.7<OR<8) (Iofrida, 2016).
- The construction of a PSR Matrix, where every working condition occurring in the scenarios is linked, to a physical or psychosocial disease.
- The assessment of social impact through the quantification of working hours that potentially expose workers to one or more diseases.

Results showed that the agricultural phases of industrial oranges life cycle entails 58,120 hours of work with exposure to the risk of chronic bronchitis (strong association), 42,510 hours of work exposing to risk of back pain (strong association), and 28,562 hours of work exposing to risk of upper limbs pain (moderate association). The agricultural phase of clementines life cycle entails 68,916 hours of working tasks exposing to the risk of back pain (strong association), and the risk of neck and shoulders pain (39,334 hours with strong association) and upper limbs pain (39,060 hours with moderate association).

4.3. An interpretivist perspective. A local based, multicriterial and participative proposal

The paradigmatic stances of this second methodological proposal are interpretivist, so it is assumed that subject (researcher) and object (research) are dependent and that knowledge is interpreted through the participation of relevant actors. Many procedural choices have been at discretion of the researcher or those actors whose perception were considered important.

Nine scenarios are compared, deriving from three main agricultural areas (Sibari Plain in the province of Cosenza, Lamezia Terme Plain in the province of Catanzaro, and Gioia Tauro Plain in the province of Reggio Calabria), and from three techniques of cultivation (organic, integrated, conventional).

The first step of the methodological framework consisted in territorial analyses and a literature review on the main issues of the areas analysed; focus groups with local experts were implemented to choose impact categories, subcategories, and indicators. The second step concerned the inventory analysis: indicators have been calculated to complete the Social Impact Matrix (SIM).

Data were collected from both primary (interviews) and secondary sources (on line databases); most of the environmental and economic data were taken from the results of previous LCA and LCC analyses of the same case study (Strano et al., 2013). The third step - the life cycle impact assessment – consisted in the homogenisation of inventory data (in a positive direction) and the normalisation. The Analytic Hierarchy Process (AHP) (Saaty, 1990) was applied as a multicriterial tool to involve three groups of affected actors (workers, local communities, society from the three areas) in the evaluation of the relative importance of each impact category and subcategory. The forth step consisted in the application of the set of weights and the interpretation of results. Participation played a key role to make the assessment legitimate and adherent to reality.

Considering the three sets of local weights, few differences result in terms of ranking among scenarios; indeed, the organic production of Lamezia Terme Plain (CZ) and Sibari Plain (CS) were the best scenarios (Fig. 1), as it also resulted in the unweighted evaluation. A further overall ranking elaborated from a unique set of weights (regional preferences) showed that organic growing is the most socially sustainable.

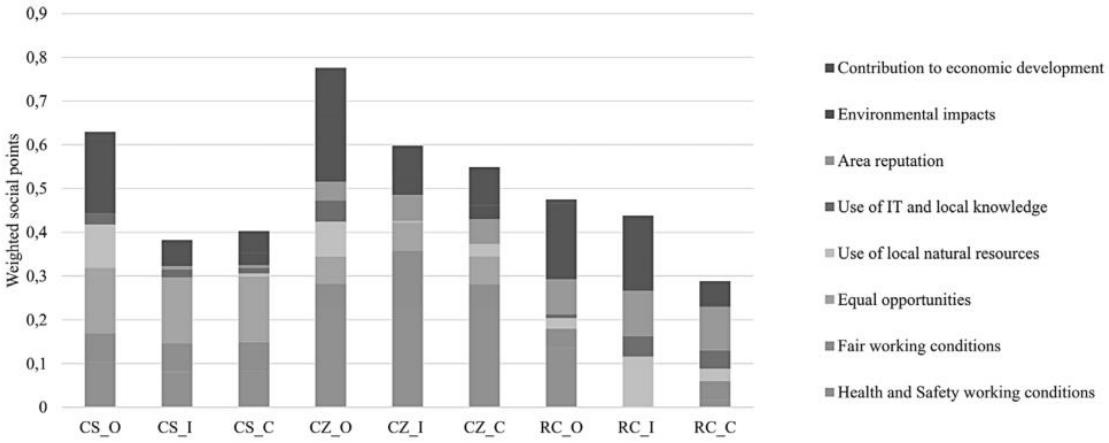


Figure 1: Scenarios ranking with the application of local weights

5. Discussion and conclusions

The two methodologies have been very different in terms of research procedures, epistemological assumptions, and methodological choices. They furnished different typologies of results that can have different usefulness according to the context they are applied. The first methodology applied in this study, i.e. the PRF impact pathway, framed in the realm of post-positivism paradigms, allowed to quantify the cause-effect relationship between citrus life cycle and psychosocial impacts on affected workers. It allowed assessing objectively the differences between two productive scenarios, and the methodology can be generalizable and applicable to other contexts. It is limited to only a group of affected actors (workers), but it would be possible to extend the study to other stakeholders.

The principal strength stays in the possibility of predicting the consequences of managerial or structural changes in the life cycle. Furthermore, this methodology is in line with the current state of the art of eLCA, based on cause-effect relationships between inventories of matter and energy flows and impact categories. The interpretivism-oriented SLCA methodology applied in this study mixed quali-quantitative techniques and multicriteria analysis tools allowing the recognition of local specificities by involving local experts and affected stakeholders. Despite its local character, the value of this methodology stays in the legitimacy given by stakeholder participation and their opinions that have been used to assess impacts.

The research questions have different meanings: the first looks for explanation (typical of nomothetic sciences), the second for comprehension (typical of hermeneutic and idiographic sciences) of social impacts; the same dichotomy can be found between the two main families of paradigm of sociology and management science. The methodological diversity of SLCA literature can find a justification in the epistemological eclecticism of sociology and management science. There is place, in SLCA, for different paradigms, both can be suitable but they serve different purposes. What remains to be discussed in SLCA academia, is about the awareness that the paradigmatic stance really matters when social impacts are under assessment.

6. References

Corbetta P (2003) Social Research. Theory, Methods and Techniques. SAGE Publications, pp. 328

Cox T, Griffiths A (1995) The nature and measurement of work stress: theory and practice. In : J. Wilson and N. Corlett (eds) The Evaluation of Human Work: A Practical Ergonomics Methodology. London: Taylor & Francis

Feschet P, Iofrida N, De Luca AI, Falque A (2016) Which are the sustainability principles guiding social LCA studies? International Journal of Life Cycle Assessment, (submitted).

Gasnier C (2012) Etude de l'impact des conditions de travail sur la santé dans la perspective de développer des pathways en ACV sociale. Bilan de recherche de stage (March - October 2012). Altran and IRSTEA

Guba EG, Lincoln YS (1994) Competing paradigms in qualitative research. In Denzin N.K. and Lincoln Y.S. (Eds), Handbook of qualitative research (pp.105-117). SAGE

Iofrida N (2016) Paradigmatic stances and methodological issues in social life cycle assessment. Comparison of two different methodological proposals applied to agricultural products. PhD thesis, Mediterranean University of Reggio Calabria, Italy

Iofrida N, De Luca AI, Strano A, Gulisano G (2016) Can social research paradigms justify the diversity of approaches in SLCA? International Journal of Life Cycle Assessment (submitted)

ISTAT (2012) 6th Italian Agricultural Census. Available from http://dati-censimentoagricoltura.istat.it

Kuhn T (1962) The structure of Scientific Revolutions. The University of Chicago Press

O'Brien M, Doig A, Clift R (1996) Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA) Approach and Methodological Development. International Journal of Life Cycle Assessment 1(4):231-237

Saaty TL (1980) The Analytic Hierarchy Process. McGraw-Hill, New York

Silveri F, Macombe C, Gasnier C, Grimbhuler S (2014) Anticipating the psychosocial factors effects in social LCA. Proceedings of SETAC Europe 24th Annual Meeting, May 11-15, Basel

Strano A, Falcone G, De Luca AI, Gulisano G (2013) Economic and environmental sustainability assessment of clementine crops scenarios in Calabria. Proceedings of 50th Italian Society of Agricultural Economics Congress 26/28 September, Lecce, Italy

Thiétart RA (ed) (2014) Méthodes de recherche en management. 4th edition. Dunod, Paris

UNEP-SETAC (2009) Guidelines for Social Life Cycle assessment of products. UNEP, Paris

3° classificato ex-equo

Valutazione del Soil Conditioning Index ad integrazione dei risultati di uno studio LCA di confronto tra diverse pratiche agronomiche per la produzione di olio vegetale a fini energetici

Cristian Chiavetta

ENEA, Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile

Email: **cristian.chiavetta@enea.it**

Abstract

Ad oggi, i metodi per il calcolo del Land Use nel campo del Life Cycle Assessment non sempre riescono a descrivere in maniera opportuna gli impatti prodotti da sistemi di management differenti nel contesto del medesimo contesto di sfruttamento per quello che riguarda il comparto agricolo. Con questo articolo, si propone il ricorso al modello per il calcolo del Soil Conditioning Index al fine di offrire un quadro più chiaro nell'analisi di sostenibilità ambientale, condotta tramite metodologia LCA, di due protocolli colturali per la produzione di olio vegetale a fini energetici, confrontati tra loro nell'ambito del progetto Susbiofuel finanziato dal MIPAAF.

1. Introduzione

Secondo i modelli previsionali utilizzati dalla FAO (OECD-FAO, 2015), la produzione di biocarburanti continuerà a seguire un trend di crescita positivo da qui al 2024 seppur con un rallentamento rispetto alle previsioni ottimistiche formulate ad inizio secolo. L'Agricultural Outlook 2010-2019 (OECD-FAO, 2010) indicava una sostanziale prevalenza delle tecnologie di prima generazione nelle modalità di produzione dei biocarburanti per i successivi 7-10 anni, con circa il 90% del bioetanolo ed una quota variabile dal 75 al 90% del biodiesel prodotto con tecnologie di prima generazione. Tale previsione è stata decisamente confermata dai dati a disposizione ed anzi le previsioni da qui al 2024 non ipotizzano un cambiamento delle modalità di produzione in virtù dei bassi prezzi dei prodotti petroliferi, dell'incertezza nelle politiche di incentivazione sui biofuels successive al 2020 (sia degli USA che dell'Unione Europea) e del crescente interesse dei mercati per le auto elettriche, che stanno convogliando sempre meno investimenti alla ricerca sui biocarburanti di terza e quarta generazione e alla realizzazione di impianti di seconda generazione (OECD-FAO, 2015). In questo contesto rimangono, dunque, attuali i temi lungamente dibattuti dalla comunità scientifica internazionale riguardanti la sostenibilità ambientale e sociale, da sempre considerati aspetti di criticità dei biocarburanti,

come la competizione tra l'uso alimentare ed energetico di materiali edibili (Lagi, 2012) e gli aspetti riguardanti le conseguenze del cambio di uso diretto (Searchinger, 2008) ed indiretto (Fritsche, 2010) dei suoli, sulla spinta delle politiche dei paesi occidentali nel campo delle bioenergie (Edwards, 2010). In questo senso, la direttiva RED (28/CE/2009) ha fatto molto obbligando la Commissione Europea a relazionare con cadenza biennale al Parlamento Europeo e al Consiglio Europeo sia sul rispetto nei paesi terzi delle regole sull'uso del suolo legato alla crescente domanda di biocombustibili, che sugli effetti della politica della Comunità (in materia di biocombustibili) riguardo la disponibilità di cibo a prezzi sostenibili per le popolazioni che vivono in paesi in via di sviluppo. Parallelamente, grande attenzione è stata posta sulla questione delle emissioni di gas climalteranti generati dal processo di produzione dei biocombustibili. La normativa, infatti, stabilisce dei criteri di sostenibilità man mano più stringenti nel corso degli anni per i bioliquidi e obbliga l'approccio di ciclo di vita per il calcolo del taglio delle emissioni di CO_2, rispetto al riferimento adottato. Minore attenzione è stata, invece, dedicata dalla normativa agli aspetti che riguardano la valutazione degli impatti sul suolo che non abbiano ripercussioni dirette sulle emissioni di gas climalteranti. L'impatto sul suolo è certamente uno degli aspetti da tenere in maggior considerazione nelle analisi di sostenibilità dei biocombustibili: il sito di produzione e le pratiche agricole a cui si è fatto ricorso per la coltivazione delle materie prime incidono, infatti, in maniera sostanziale sui risultati degli studi di LCA di biocombustibili (McKone, 2011). Tuttavia a causa di alcune lacune metodologiche nel campo dell'LCA, la valutazione degli impatti sull'uso del suolo negli studi di sostenibilità di processi agronomici presenta, nonostante i progressi fatti, ancora difficoltà ed incertezze. Date queste premesse, il presente articolo, dopo una breve trattazione sull'evoluzione dei metodi di impatto utilizzati per il calcolo del Land Use in LCA, intende presentare il Soil Conditioning Index, uno strumento per la valutazione degli effetti di diverse pratiche agronomiche sulla qualità del suolo, attraverso la descrizione di un caso studio focalizzato sul confronto tra due diverse pratiche di management agricolo per la produzione di semi oleosi a scopi energetici. Il caso studio presentato in questo articolo costituisce il completamento dell'analisi di sostenibilità con metodologia LCA presentata all' LCA Case Study Simposyum della SETAC nel novembre 2013, facente parte del più ampio progetto Susbiofuel finanziato dal MIPAAF.

2. Evoluzione del Land Use impact in LCA

Il Life Cycle Assessment (LCA) è considerato lo strumento più completo per l'analisi degli impatti ambientali delle attività umane prevedendo un approccio olistico che evita il trasferimento degli impatti ambientali da una fase del ciclo di vita all'altra e da un aspetto ambientale all'altro, considerando tutti i possibili impatti prodotti dall'attività analizzata attraverso il ricorso a diversi indicatori. Ciononostante la struttura della metodologia LCA, per come è stata originariamente concepita, poco si presta alla valutazione di processi che coinvolgono una fase di produzione agricola, principalmente a causa della natura sito-dipendente dei processi agronomici e della complessità dei sistemi coinvolti (terreno).

Di seguito si tratteranno brevemente alcuni degli aspetti metodologici legati all'indicatore di impatto sul suolo e in particolare si affronteranno le questioni legate agli effetti sull'ambiente di diverse intensità di sfruttamento del suolo nel medesimo contesto di uso. Esulano, dunque, dalla trattazione gli aspetti, spesso dibattuti nella comunità scientifica internazionale, legati al cambio di destinazione d'uso del suolo (LUC), sia diretto (DLUC) che indiretto (ILUC). Negli ultimi 10 anni la comunità scientifica internazionale ha proposto alcuni metodi, anche molto strutturati, che quantificano il land use tenendo conto degli impatti sulla biodiversità o sulle funzioni espresse dal suolo (vedi per esempio, (Bare, 2011) e (Brentrup, 2002)). Al contrario nei primi studi di LCA, l'impatto sul suolo veniva semplicemente espresso tramite il concetto di occupazione del suolo, solitamente trattato con un indicatore di impatto in m^2 o in m^2*anno. Tale tipo di approccio, che potrebbe anche descrivere nella maniera corretta alcuni processi (ad esempio in campo edilizio), poco si presta alla valutazione del land use per i processi agronomici. Infatti misurare l'impatto sul suolo in m^2 o in m^2*anno significa considerare meno impattanti sistemi che utilizzano una minore superficie di suolo (o per minore tempo) in ognuno dei casi possibili, senza discriminare il tipo di sfruttamento del suolo o il livello di intensità dello stesso. Successivamente, come evidenziato da Milà i Canals in (Milà i Canals, 2007), introducendo una variabile che esprimesse un valore quantificabile (un indicatore) della qualità del suolo è stato possibile superare nella valutazione del land use il semplice concetto di occupazione, per introdurre nel conteggio degli impatti anche gli effetti legati alla trasformazione del suolo. L'introduzione del concetto di qualità del suolo ha prodotto un acceso dibattito, in primo luogo su quali dovessero essere le variabili rappresentative delle caratteristiche del suolo ed in secondo luogo su quale dovesse essere il riferimento rispetto a cui calcolare il valore di impatto. Milà i Canals et al., per definire su quale base di riferimento andasse calcolato l'impatto sul suolo prodotto da un determinato processo, introducono il concetto di tempo di rilassamento di un suolo (*relaxation time*) e suggeriscono come indicatore della qualità dello stesso il carbonio organico nel terreno (SOC). Senza entrare nel dettaglio metodologico, altri metodi risultano parimenti interessanti (ad es. Metodo LANCA sviluppato nel 2011 da PE-International, attuale Thinkstep) sulla base di quanto sviluppato da Baitz M., 1999), ma l'approccio proposto da Milà i Canals rimane ad oggi quello considerato più solido ed è stato identificato come quello alla base dell'indicatore per il Land Use del metodo di valutazione di impatto raccomandato dall'ILCD (ILCD, 2010) e dalla PEF. Sebbene, come descritto in questo ambito, siano stati fatti passi da gigante, tale approccio poco si presta a supportare decisioni in ambito agronomico data una specifica area coltivata, non riuscendo ad includere nell'analisi aspetti di sito-specificità e l'influenza di diversi sistemi di gestione di un terreno nel contesto di un medesimo uso. Proprio sulla base di queste premesse, lo studio LCA realizzato nel contesto del progetto Susbiofuel per confrontare due sistemi agronomici per la produzione di olio vegetale a fini energetici è stato integrato con una valutazione degli impatti sul suolo, effettuata con il metodo del Soil Conditioning Index (SCI) di cui si darà descrizione di seguito, insieme agli aspetti del progetto Susbiofuel necessari per la comprensione del lavoro oggetto di questo articolo.

3. Applicazione dello Soil Conditioning Index per la valutazione dell'impatto sull'uso del suolo

3.1. Il progettoSusbiofuel

Il progetto Susbiofuel ha approfondito gli aspetti agronomici della coltivazione di essenze oleose per la produzione di biomasse energetiche su terreni resi non economicamente idonei alla produzione di materie prime ad uso alimentare dalla presenza di parassiti tellurici, quali i nematodi. L'analisi LCA prevista dal progetto Susbiofuel ha indagato gli scenari di coltivazione di due (soia e tabacco) delle quattro specie sottoposte a sperimentazione (soia, tabacco, colza e girasole), confrontando gli effetti della pratica agronomica con interramento (sovescio) della brassica in precessione alla coltura energetica, con gli effetti di un sistema agronomico che non prevedesse tale pratica colturale. I risultati dello studio LCA ottenuti utilizzando il metodo CML 2001 sono poi stati integrati per lo scenario che utilizzava tabacco come feedstock per la produzione di 1 MJ di energia (unità funzionale scelta), con i risultati prodotti dal modello SCI, al fine di ottenere informazioni sui differenti impatti arrecati alla qualità del suolo dai due sistemi agronomici a confronto. In questa sezione della trattazione, dopo aver offerto una descrizione del modello SCI, si discuterà delle modalità di adattamento del modello al caso studio oggetto dell'articolo e dei risultati ottenuti.

3.2. Il Soil COnditioning Index (SCI)

Lo SCI è un modello quali-quantitivo predittivo delle conseguenze di un sistema di coltivazione sul contenuto di carbonio organico nel suolo (Soil Organic Matter, SOM), sviluppato dall'NRCS (Servizio di Conservazione delle Risorse Naturali) del Dipartimento dell'Agricoltura degli Stati Uniti (USDA, 2013). Lo SCI prevede, con un approccio quali-quantitativo, i cambiamenti del SOM nei primi 30 cm di suolo basandosi sull'effetto combinato di tre aspetti determinanti sul contenuto di carbonio nel terreno, espresso dalla seguente equazione:

$$SCI = [OM \times (0,4)] + [FO \times (0,4)] + [ER \times (0,2)]$$

dove OM rappresenta la materia organica da fonte animale o vegetale (letame o sfalci, sovescio) apportata al suolo, FO tiene conto delle operazioni di lavorazione del terreno che favoriscono l'immagazzinamento o la perdita di SOC nel terreno, mentre ER descrive l'influenza degli agenti atmosferici sul processo di erosione del suolo. Lo SCI costituisce un importante strumento per il management dei suoli ed è richiesto in diversi standard definiti dall'USDA, tra cui gli standard per la definizione delle rotazioni colturali e delle operazioni di campo oltre che nel Conservation Security Program del Farm Security and Rural Investment Act del 2002. Lo SCI consente una valutazione dell'effetto di un sistema colturale, di una rotazione o di una pratica di gestione di un terreno sul contenuto di SOM, attraverso la scelta dei valori di input al modello tra quelli contenuti nelle banche dati a supporto dell'utente, a cui sono collegati specifici fattori che contribuiscono alla composizione dell'indicatore. Per maggiori dettagli si rimanda a (NRCS, 2003). Il modello propone un'analisi quali-quantitativa in cui uno SCI negativo indica un'alta probabilità che le pratiche

colturali analizzate causino una riduzione della SOM, mentre un indice positivo evidenzia buone probabilità che questa aumenti. Tanto maggiore in valore assoluto è il risultato del modello tanto maggiore è la probabilità di un aumento o di una diminuzione di SOM. Inoltre a valore più elevati in valore assoluto dello SCI corrispondono più marcati accumuli o riduzioni della SOM in seguito alla pratica colturale indagata, mentre un valore dello SCI vicino allo zero (compreso tra -1 e 1) indica un sostanziale mantenimento dei valori di sostanza organica nel terreno.

3.3. Le ipotesi utilizzate nell'applicazione del modello per il calcolo dello SCI

Di seguito vengono descritti i parametri posti in input nei 5 moduli che costituiscono il modello e le modifche apportate per adattarlo al caso studio oggetto di questo articolo per il caso dello scenario di coltivazione di tabacco con precessione di brassica (sovescio). Data la volontà di dedicare maggiore spazio alla descrizione degli aspetti metodologici, non si darà dettaglio del modello costruito per lo scenario di confronto (senza sovescio) poiché alla base dei 2 casi analizzati ci sono scelte metodologiche comuni e le uniche differenze sono legate al mancato ricorso alla precessione e sovescio di brassica e ai valori delle rese delle coltivazioni. Si sottolinea che i database di supporto presenti nel software utilizzato (USDA, 2013) per l'implementazione del modello SCI sono validi solo per il territorio statunitense, dunque al fine di ottenere i risultati per tale indicatore, alcuni parametri sono stati adattati al caso studio del progetto Susbiofuel. Il modello dello SCI, infatti, contiene dati climatici per il solo territorio statunitense. Facendo riferimento alla classificazione dei climi di Köppen (Peel, 2007) e al fatto che una coltura cresciuta su terreni con identica composizione e soggetta ad agenti climatici simili risponda in maniere simili (EPPO, 2010), si è scelto come sito di crescita della coltura nel modello la città californiana di Santa Rosa (http://www.usclimatedata.com) che presenta dati climatici del tutto simili a quelli registrati per la città di Bologna (ISTAT, 2009), presa a riferimento per i campi di sperimentazione del progetto Susbiofuel, siti ad Altedo in provincia di Ferrara. Nel modulo A del software per il calcolo dello SCI è richiesto oltre al rifermento climatico, il tipo di suolo di cui si intende calcolare la variazione di SOM. I campionamenti effettuati sul campo prova di Altedo hanno evidenziato un contenuto di sabbia variabile tra il 67% e l'84%, che permette di definire il terreno sabbioso secondo la classificazione AASHTO dei terreni. Nella sezione C del software per il calcolo dello SCI è possibile scegliere le coltivazioni che compongono la rotazione colturale sotto analisi ed indicare le rese in libbre/acro e gli eventuali quantitativi di biomassa aggiunta (ad esempio tramite sovescio) o rimossa dal terreno. Essendo il tabacco contenuto nel database del software tabacco da foglia il dato di resa da inserire è quello di biomassa per acro. Il dato della sperimentazione del progetto Susbiofuel indica una resa di 49,3 kg/10 m^2, che corrispondono a circa 44100 lbs/ac (libbre per acro). La resa della brassica è invece pari a 25 kg/10 m^2, che corrispondono a circa 22480 lbs/ac. Il valore di biomassa aggiunta tramite sovescio è quello corrispondente al peso della biomassa secca.

Dunque ipotizzando l'interramento di tutta la biomassa prodotta nella coltivazione della brassica ed un contenuto in acqua pari al 30%, il totale di biomassa aggiunta al terreno tramite sovescio risulta pari a circa 15740 lbs/ac. Nella sezione D del software, il modello richiede in input le operazioni colturali previste da un particolare piano di coltivazione, da scegliere tra quelle proposte da un menù a tendina che fa riferimento ad un database approntato dal Ministero dell'Agricoltura degli Stati Uniti. Ad ognuna delle operazioni è legato un fattore di disturbo del terreno che influenza l'accumulo di sostanza organica nello stesso.

Tabella 1: Processi di database del modello SCI scelti per le lavorazioni del terreno

Operazioni colturali	**Processo di database scelto**
Aratura pre-semina brassica	Harrow, rotary
Spandimento fertilizzanti brassica	Fert. Application
Sfalcio della brassica	Shredder, rotary, regrow veg
Interramento della brassica	Harrow rotary
Impianto tabacco	Planter, transplanter, vegetable, no till
Spandimento fertilizzanti tabacco	Fert. Application
Raccolta semi di tabacco	Harvest, tobacco, flue cured
Operazione finale di rimozione coltura	Harrow rotary

Non essendo presenti in database tutte le specifiche operazioni colturali per le colture di interesse, si è proceduto alla scelta della voce di database che maggiormente approssimasse l'operazione in questione (Tabella 1). Nella sezione E del software per il calcolo dello SCI viene chiesto di introdurre un valore di erosione del suolo in tonnellate/acro/anno. Si è scelto di fare una valutazione dell'erosione annua ricorrendo al modello PSIAC (Pacific Southwest Inter-Agency Committee, 1968). Il modello, sviluppato negli Stati Uniti nel 1968 per stimare l'erosione superficiale in un bacino, prevede l'individuazione di fattori numerici che concorrono a definire una classe di appartenza per il terreno analizzato tra le 5 presenti nel modello (Tangestani, 2006).

3.4. I risultati ottenuti

Dai dati di input appena descritti si ottiene per lo scenario con sovescio un valore di SCI pari a 3,57. Questo valore indica un'elevata probabilità che il sistema di gestione del terreno indagato conduca ad un sostanziale accumulo di sostanza organica nel terreno. Per lo scenario di coltivazione del tabacco senza ricorso al sovescio, il valore dello SCI risulta pari a 1,35. Questo dato indica una buona probabilità che la sostanza organica nel terreno si accumuli in misura più modesta. Rispetto allo scenario che prevede il sovescio della brassica a cui era stato assegnato uno SCI pari a 3,57 il valore è molto inferiore e dunque a parità di altre condizioni, i risultati del modello suggeriscono l'implementazione dello scenario che prevede sovescio della brassica in

precessione. I risultati ottenuti sono confortati dalle evidenze sperimentali date dalla misurazione del SOM nei campi prova di Altedo per i 2 scenari confrontati (Tabella 2).

Tabella 2: Risultati delle analisi sul terreno effettuate su parcelle con e senza sovescio

Indicatore	**SI brassica**	**No brassica**
Altezza piante (m)	1,82	1,18
Biomassa prodotta (kg/4m^2)	16,27	9,45
Nematodi (n° larve/250 cm^3)	16	41
Sostanza organica (% in vol.)	1,15	0,83

4. Conclusioni

Ad oggi i metodi per il calcolo del Land Use non sempre riescono a descrivere gli impatti prodotti da sistemi di management differenti nell'ambito del medesimo contesto di sfruttamento, per quello che riguarda il comparto agricolo. Con questo articolo si è proposto il ricorso al modello per il calcolo del Soil Conditioning Index al fine di offrire un quadro più chiaro nell'analisi di sostenibilità condotta tramite metodologia LCA per il progetto Susbiofuel finanziato dal MIPAAF. Pur con i limiti propri di un indicatore quali-quantitativo, il modello per il calcolo dello SCI ha confermato i diversi trend di accumulo di sostanza organica nel terreno, rilevato dalle misurazioni in campo previste dal protocollo di sperimentazione del progetto.

L'uso del Soil Conditioning Index per completare i risultati offerti dall'LCA, non si propone con carattere esaustivo nel campo della valutazione del Land use, ma rappresenta di certo un metodo di facile applicazione che permettere di effettuare valutazioni di sostenibilità nella gestione di un suolo all'interno del medesimo contesto d'uso (agricolo). Inoltre lo SCI ha un carattere previsionale che altri strumenti non hanno (misure a posteriori del carbonio organico nel terreno) e pur offrendo solo un'indicazione quali-quantitativa dell'andamento tendenziale dell'accumulo (o perdita) della sostanza organica nel terreno, può essere utilizzato in fase di progettazione di un sistema di management agronomico nella scelta tra due o più alternative. A conferma di ciò, ci sono stati alcuni tentativi di utilizzarlo come strumento di valutazione o di progettazione soprattutto negli Stati Uniti (Franluebbers A., 2011) essendo i dati climatici riferiti a tale territorio. L'applicazione di tale modello ad un caso italiano può rappresentare lo stimolo per intraprendere ricerche al riguardo, con lo scopo di creare un semplice indicatore, specifico della realtà italiana (con ad esempio dati climatici costruiti ad hoc), che vada oltre l'applicazione strettamente in ambito LCA e che costituisca uno strumento di supporto alle decisioni nel settore agricolo, considerando l'enorme potenziale di preservazione del territorio, di aiuto alle politiche di riduzione dei gas serra e contrasto ai fenomeni erosivi del terreno che può ricoprire tale comparto.

5. Bibliografia

Baitz, M, et al, 1999. Method to integrate land use in life cycle assessment. IKP, Stuttgart University.

Bare, J, 2011. Recommendation for land use impact assessment: first step into framework, theory and implementation. Clean Tecnology and Environmental Policy, 13, pp 7-18.

Brentrup, F, et al. 2002. Life Cycle Impact Assessment of Land Use based on the Hemeroby concept. International Journal of LCA, 7 (6) pp. 330-348.

European Commission, 2009. Directive 2009/28/CE of the European Parliament and of the Coucil of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003 /30/EC

Edwards, R. 2010. Indirect land use change from increased biofuels demand. Comparison of models and results for marginal biofuels production from different feedstocks. JRC - European Commission.

EPPO, 2010. Comparable climates in a global level. OEPP/EPPO, Bulletin 40,266-269.

ISTAT, 2009. L'andamento meteo-climatico in Italia, anni 2000-2009. Istituto Nazionale di Statistica.

JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. European Commission - Joint Reseearch Centre, Insitute for Environment and Sustainability.

Lagi, M, et al. 2012. The food crises: the US Drought.

McKone, T, et al. 2011. Grand challenges for life-cycle assessment of biofuels. Environmental Science and Technology, 45 (5), pp 1751-1756.

Milà i Canals, L, et al. 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. International Journal of LCA, 12 (1), pp 5-15.

OECD-FAO,2010. OCCD-FAO Outlook 2010-2019.

OECD-FAO, 2015. OCCD-FAO Outlook 2015-2024.

Peel, M, et al., 2007. Updated world map of the Koppen-geiger climate classification. Hydrol. Earth Syst. SCI, 11, pp 1633-1644.

Searchinger, T, 2008. Use of US croplands for biofuels increases greehouse gases through emission from land-use change. Science, 319 (5867), pp 1238-1240.

Tangestani, C, 2006. Comparison of EPM and PSIAC models in GIS for erosion and sedimetn yield assessment in a semi-arid environment: Afzar Catchment, Fars Province, Iran. Journal of asian earth sciences, volume 27, issue 5, pp 585-597.

USDA. http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_organic_matter/som_sci.html. Visitato nel 2013

3° classificato ex-equo

A novel approach for the assessment of uncertainty propagation in life cycle study: Application to two different bio-waste management options

Caterina Micale[1], Stefano Contini[2], Francesco Di Maria[1,2]

[1]CIMIS, via G. Duranti 67, 06125, Perugia
[2]Laboratorio LAR-Dipartimento di Ingegneria, Via G. Duranti 93, 06125 Perugia

Email: **katemica@hotmail.it**

Abstract

A novel approach was used for quantifying uncertainty propagation in LCA. The model was applied to a specific case study concerning alternative strategies for managing bio-waste: incineration vs anaerobic digestion and validated by Monte Carlo simulations. The uncertainty of each impact category was calculated starting from the variance and geometric mean of the lognormal distribution of each input data. A procedure consisting of three mandatory steps and one facultative step was developed. The uncertainty associated with the results of the anaerobic digestion and composting scenario was significantly higher than those associated with the incineration scenario. These results were confirmed by Monte Carlo simulations. Environmental gains for the scenario with incineration had a high level of probability (i.e. >90%). On the contrary, the results of the scenario with anaerobic digestion had higher uncertainties.

1. Introduction

The many concerns that have been expressed about the accuracy of the results of Life Cycle Assessment (LCA) are linked to potentially significant sources of uncertainty (Ross et al., 2002). Information on the uncertainty of the model outcomes can provide useful information for assessing the reliability of LCA-based decisions (Lloyd and Ries, 2007). The main sources of uncertainty are (Bjorklund, 2002): data inaccuracy and gaps; unrepresentative data; model uncertainty; variability between sources and objects; epistemological uncertainty. In general parameter uncertainty has been the most investigated (Lloyds and Ries, 2007). If a calculation is performed based on several data points that may be uncertain, the uncertainties propagate through the system. Consequently a large uncertainty may result from small input uncertainties. If the uncertainty is disregarded, decisions based on results of calculations may be in the wrong direction.

Approaches proposed for assessing uncertainty are: stochastic modelling as Monte Carlo (MC) simulation; analytical methods as first order approximation of the Taylor expansion (Heijungs and Suh, 2002); distribution-free variance of input parameters. Also non-traditional methods have been proposed as fuzzy logic and neural networks (Lloyd and Ries, 2007). In analyzing more than 200 LCA studies on waste management, Laurent et al. (2014) found that only 96

performed a sensitivity check (EC, 2010) and only 14 evaluated uncertainty propagation. About 70% of the methodologies used for these latter studies were based on MC. With the exception of MC, all other methods mentioned above have the problem that, especially under unfavorable conditions (non-linearity in the calculations, relatively high random errors (Ciroth et al., 2004; Lloyd and Ries, 2007). On the other hand MC is a resource-intensive method (Ciroth et al., 2004; Imbeault-Tetreault et al., 2013). The present work proposes a model for quantifying uncertainty propagation in LCA. Since some widely used databases (Hischier et al., 2010) include information on distribution and quality indicators of input parameters, the proposed model uses this information for quantifying the uncertainty propagation through LCA. This methodology was applied to two different options for bio-waste management (Di Maria and Micale, 2015) and validated by comparing results with MC simulation.

2. Material and Methods

The present study was performed according to ISO 14040 (2006) methodology, also following the indications of the ILCD Handbook (EC, 2010). SimaPro 8.0.5 software was used (Prè Consultants, 2013).

2.1 LCA analysis

2.1.1 Goal, scope and context, Functional unit

A novel approach for quantified uncertainty propagation through LCA studies is proposed. The model exploits the uncertainty of input parameters, expressed by the variance associated to the geometric mean/means as reported in several databases and as determinable on the basis of experimental analysis.

This method was validated by applying it to the LCA of two different options for bio-waste management (Di Maria and Micale, 2015) and comparing uncertainty quantification with that obtained by MC based on 1,000 simulations performed with random samples. The two management options are alresy described in Di Maria and Micale (2015). Bio-waste was generated in an existing Italian urban area. In the first option, characterized by a source segregation intensity (SS) of 0%, bio-waste was collected commingled with other waste and incinerated. Slags were landfilled. In the second option, with a SS=52%, SS bio-waste was processed in a combined anaerobic digestion (AD) + composting facility. Residues were incinerated. Collection vehicles, bins and liners were also accounted for.

The foreground of the system (*e.g.* energy, material and emissions) (Fig. 1) varied depending on the management scheme, whereas the background was not significantly influenced by the variation of the foreground. The inventory was built by retrieving data available from ecoinvent v2.2 (Hischier et al., 2010) and ELCD 2.0 (European Commission, 2008). The functional unit (FU) was the management of 1 tonne of bio-waste and was also the reference flow.

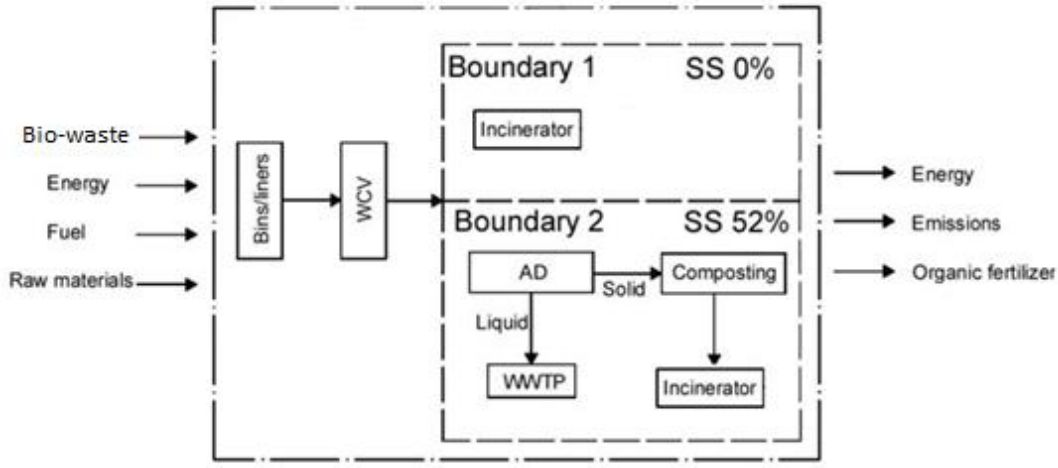


Figure 1: System boundary

2.1.2 Selection of environmental indicators

Environmental indicators of the CML (2001) assessment method were chosen: Global Warming Potential at 100 years (GWP_{100}), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Photochemical Ozone Creation Potential (POCP), Ozone Layer Depletion Potential (OLDP), Abiotic Depletion Potential (ADP), Human Toxicity Potential (HTP) and Terrestrial Ecotoxicity Potential (TEP). Normalization factors were also used (Table 1).

Table 1: Environmental impact categories and normalization factors (CML, 2001)

Impact category	**Unit**	**Norm. factor (World 95)**	**Unit**
Global Warming Potential (GWP_{100})	$kgCO_2$ eq.	4.15E+ 13	$kgCO_2$ eq./a
Acidification Potential (AP)	$kgSO_2$ eq.	3.22E+ 11	$kgSO_2$ eq./a
Eutrophication Potential (EP)	$kgPO_4$ eq.	1.32E +11	$kgPO_4$ eq.
Photochemical Ozone Creation Potential (POCP)	kgC_2H_2 eq.	9.69E+ 10	kgC_2H_2 eq./a
Human Toxicity Potential (HTP)	kg1.4-DB eq.	5.71E+ 13	kg1,4-DB eq./a
Terrestrial Ecotoxicity Potential (TEP)	kg1.4-DB eq.	2.69E+ 11	kg1,4-DB eq./a
Abiotic Depletion Potential (ADP)	kgSb eq.	1.56E+ 11	kgSb eq./a
Ozone Layer Depletion Potential (OLDP)	kgCFC-11 eq.	5.15E+ 8	kgCFC-11 eq./a

2.1.3 Framework of the Life Cycle Inventory modeling and system boundaries

The FU and the amount of waste entering the system were considered constant according to the Life Cycle Inventory (LCI) framework. The background of the system (Fig. 1) was: the bio-waste, construction materials, operating and maintenance of facilities, fuel and electrical energy. Italian energetic mix was assumed. Further details on the processes and LCI used are reported in Di Maria and Micale (2015). On the basis of these management schemes, the foregrounds of the systems were: electrical energy generated by incineration and AD, liquid, solid and gaseous emissions from incineration, AD, composting and collection vehicles, and organic fertilizer (Tables 2-4).

2.2 Uncertainty propagation analysis

Input parameters used for this study (Table 2) were characterized by lognormal distribution with the respective geometric mean (μ) and variance (σ^2). 95% percent of the values related to the given input parameter follow within the interval $[\mu/\sigma^2, \mu \bullet \sigma^2]$ (*i.e.* 2.5th and 97.5th percentiles) (MacLeod et al. 2002). σ^2 represents the uncertainty parameter used in this study. In general impact categories were calculated by combining the μ of the respective input parameters.

Table 2: Example of the LCI per kg of bio-waste for AD+composting and Incineration. Geometric mean (μ); variance (σ^2) (Lognormal distribution) (Hischier et al., 2010)

Input	μ	Unit	σ^2	Parameter	μ	Unit	σ^2
AD+composting: air emissions							
N_2O	0.0000998	kg/kg	1.63	H_2S	0.000245	kg/kg	1.63
NH_3	0.000319	kg/kg	1.39	VOC	0.00853	kg/kg	3.11
Incinerator: air emissions							
CO, bio.	0.000159	kg/kg	5.01	Cu	9.48E-11	kg/kg	9.30
CH_4, bio.	4.55E-06	kg/kg	1.57	Hg	1.73E-15	kg/kg	17.22
SO_2	4.56E-06	kg/kg	4.84	Mn	1.67E-14	kg/kg	11.63
NOx	9.08E-05	kg/kg	11.66	Mo	5.71E-10	kg/kg	13.62
NH_3	2.26E-06	kg/kg	11.66	Ni	1.67E-13	kg/kg	11.09

Table 3: Mass balance and further data for LCI of AD+Composting for 1 tonne of bio-waste

Parameter	AD+Compost	Unit	Reference
Bio-waste Inlet	1	tonne	Di Maria and Micale (2015)
Compost outlet	0.13	tonne	
Biogas	0.15	tonne	
To WWTP	0.45	m^3	
To disposal	0.27[a]	tonne	
Energy	11.8[b];220[c]	kWh/tonne	Hischier et al. (2010)
Nutrients and organic C per tonne of organic fertilizer			
N	3.29	kg/tonne	Di Maria and Micale (2015
K_2O	4.44	kg/tonne	
P_2O_5	1.55	kg/tonne	
C org.	201	kg/tonne	

Legend: a=incineration – b=consumed per tonne of fertilizer produced – c=generated per biowaste tonne.

Table 4: Specific data for the incineration process of the bio-waste

Parameter	Value	Unit	Reference
Solid output (Landfill)	29.5	kg/tonne	Di Maria and Micale (2015)
Energy	310	kWh/tonne	Di Maria and Micale (2015)
Net electrical eff.	22	%	ISPRA (2013)
Bio-waste LHV	5,050	kJ/kg	Di Maria and Micale (2015)
Fossil fuel (Natural Gas)	14.0	MJ/tonne	Hischier et al. (2010)

In this way the propagation of uncertainty represent by the respective σ^2 associated to each μ was missing which requiring an ex-post analysis for its evaluation. In this study a procedure was developed which was able to combine the different lognormal distributions using the corresponding μ and σ^2, and return μ and σ^2 of the respective impact category (*i.e.* combined uncertainty).

For solving problems related to the not linearity of lognormal distribution a specific procedure was developed consisting in 4 steps:

1- calculation of the normal distribution associated with the lognormal one for each input data;

2- 2-calculation of the percentile range from 2.5% to 97.5% associated with the above-calculated normal distribution for the input data;

3- 3-calculation of the percentile range of the impact categories, in accordance with the characterization factors of the impact assessment method;

4- 4-(Facultative) If all the values of the percentile of each impact category are >0, it is possible to calculate the corresponding lognormal by inverting the procedure from step 3 to step 1. σ^2=0 was assumed for system background represented by processes and for input parameters lacking data about their probabilistic distribution.

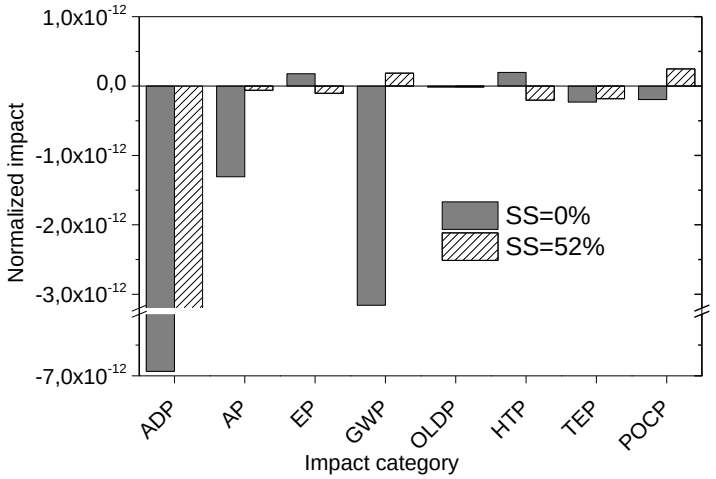


Figure 2: Normalized impact categories for the two scenarios calculated on the basis of the geometrical means

3. Results and discussion

3.1 LCA analysis

Main results of LCA study were already reported in Di Maria and Micale (2015). Briefly, with the exception of HTP and EP, the SS=0% scenario gave lower impact category values (Fig. 2). This is mainly a consequence of the larger amount of net renewable energy generated by incineration with respect to AD+composting (Tables 3,4). Furthermore AD+composting generated a non-negligible amount of GHG emissions such as N_2O.

The particular energetic context (*i.e.* Italy), for which about 60% of the energy is generated from fossil fuels, was the main reason for the benefits due to energy substitution. On the other hand emissions from AD were the main cause for the higher values for AP, GWP and POCP for SS=52%. Benefits from substitution of mineral fertilizer were found for ADP, AP, EP, GWP and POCP.

3.2 Uncertainty analysis

Because several impact categories calculated using the μ of the LCI inputs (Table 2) had negative values (Fig. 2), the uncertainty analysis was performed on the basis of the percentile distribution (Fig. 3), *i.e.* stopping the procedure illustrated in section 2.2 at step 3. On each percentile curve, the μ of the impact category is identified by a circle and a square, respectively, for SS=0% and SS=52%. ADP and OLDP were affected only by the background of the system and for this reason are not reported. Results in Fig. 2 can assume a quite different meaning if the uncertainty associated with the LCI inputs is considered. In fact (Fig. 3), AP for the SS=0% scenario assumed negative values for > 90% of probable values, whereas for the scenario with SS=52%, the probable values for which AP<0 were practically the same as for AP>0. There were similar results for GWP and POCP. This means that the environmental gain associated with SS=0% scenario had a high probability to occur, whereas the SS=52% had a higher uncertainty with respect to the results based only on μ. HTP for SS=52% showed about 70% of probable values to be slightly lower than 0 and about 30% of probable values which were significantly >0. A specular distribution was determined for SS=0%. Hence this impact category is affected by quite high uncertainty for both management scenarios. Environmental gain for TEP was confirmed for more than 90% of the probable values for both scenarios analyzed (*i.e.* low uncertainty), whereas EP showed similar uncertainty for both scenarios. The comparison with MC (*i.e.* continuous lines in Fig. 3) showed a high level of accordance, demonstrating the validity of the methodology proposed in this study. In fact, the maximum error determined for each SS scenario and for each impact category between the two percentiles (*i.e.* proposed methodology and MC) in correspondence of the same value of the impact category ranged from about 1.1% to about 2.0% (Fig. 3).

These findings show that the LCA study using only the μ of the LCI inputs can give qualitative information about the possible gains or burdens with a high probability of being verified only for some impact categories. For other impact categories the variance associated with the average value can be very high, making the results affected by a high dispersion and hence not fully informative.

In particular, the comparison between the two SS intensities demonstrates (Fig. 3) that better environmental performances of the SS=0% scenario characterized by a lower level of uncertainty were AP, GWP, TEP and POCP. The other impact categories, HTP and EP, were characterized by a high level of uncertainty, making the results reported in Fig. 2 not fully informative as to which scenario performed better. These findings are in accordance with those proposed by other authors adopting different systems for estimating LCA uncertainty (Lanzuela et al., 2015; Maurice et al., 2000).

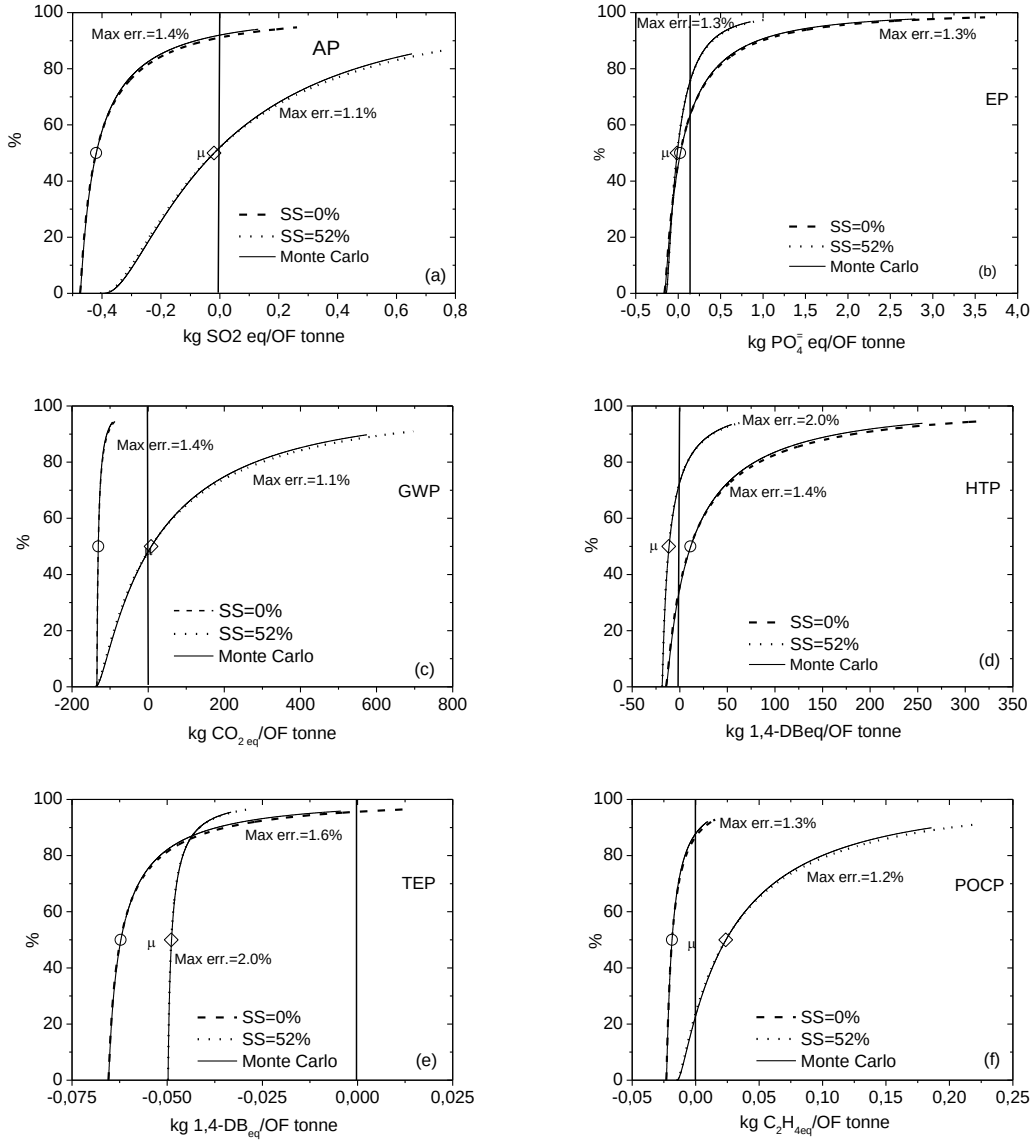


Figure 3: Percentile distribution of the impact categories for the two scenarios calculated by the proposed methodology and by the Monte Carlo simulation: (a) Acidification potential (AP); (b) eutrophication potential (EP); (c) global warming potential 100 years (GWP); (d) human toxicity potential (HTP); (e) terrestrial ecotoxicity potential (TEP); (f) photochemical ozone creation potential (POCP)

4. Conclusions

Evaluation of the propagation of uncertainty was found to have greater importance for a full understanding of the results of life cycle analysis (LCA). The novel methodology proposed in this work for evaluating the uncertainty showed a significantly higher uncertainty associated to the results concerning the management of bio-waste by anaerobic digestion + composting rather than by incineration.

These results were also confirmed by comparing them with the results obtained by the use of Monte Carlo simulation. On the basis of these results it is highly recommended to carry out an uncertainty analysis for LCA studies. LCA

decisions can be taken only if adequate information is available on this particular aspect.

5. Bibliografia

Bjorklund, AE, 2002. Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA. International Journal of LCA 7, 64-72.

Ciroth, A, Fleischer, G, Steinbach, J, 2004. Uncertainty calculation in Life Cycle Assessment. International Journal of LCA 9,216-226.

CML, Bureau B&G, School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management – Delft University of Technology, 2001. Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards

Di Maria, F, Micale, C, 2015. Life cycle analysis of management options for organic waste collected in urban area. Environmental Science Pollution Research 22:248-263.

European Commission, Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability and DG Environment - Directorate G. 2008: European Reference Life Cycle Database, version 2.0. http://eplca.jrc.ec.europa.eu/. Accessed May 26, 2014

European Commission (EC) – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Publications Office of the European Union. Luxembourg, LU

Heijungs, R, Shu, S, 2002. The computational structure of life cycle assessment. Kluwer Academy Publisher, Dordrecht.

Hischier, R, Weidema, B, Althaus, HJ, Bauer, C, Doka, G, Dones, R, Frischknecht, R, Hellweg, S, Humbert, S, Jungbluth, N, Hong, J, Shaked, S, Rosenbaum, RK, Joillet, O, 2010. Analytical uncertainty propagation in life cycle inventory and impact assessment. Application to an automobile front panel. International Journal of LCA 15, 499-510.

ISO 14040. Environmental Management: Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines. International Organization of Standardization, Geneva 2006.

Lanzuela, NE, Sanchis, FJR, Sener, AR, Polo, GC, Vidla, AP, Pellicer, NS, 2015. Uncertainty analysis in the environmental assessment of an integrated management system for restaurant and catering waste in Spain. International Journal of LCA 20:244-262.

Laurent, A, Bakas, I, Clevereul, J, Bernstad, A, Niero, M, Gentil, E, Hauschild, MZ, Christensen, TH, 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: methodological guidance. Waste Management 34:589-606.

Lloyd, MS, Ries, R, 2007. Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology 11:161-179.

MacLeod, S, Faset, A, Mackay, D, 2002. Evaluating and expressing the propagation of uncertainty in chemical fare and bioaccumulation models. Environmental Toxicology and Chemistry 21:700-709.

Maurice, B, Frischknecht, R, Coelho-Schwirtz, V, Hungerbuhler, K, 2000. Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. Journal of Cleaner Production 8:95-108.

Prè Consultants. SimaPro 8 Prè Consultants BV, Amersfoort, The Netherlands; 2013. Available on line at <www.pre-sustainability.com/download/All-About-SimaPro8-oct-2013.pdf> (last access January 2014)

Ross, S, Evans, D, Webber, M, 2002. How LCA Studies Deal with Uncertainty. International Journal of LCA 7:47-52

4° classificato

Integrazione della LCA nella simulazione termofisica degli edifici: un'applicazione in ambiente TRNSYS

Francesco Guarino[1], Maurizio Cellura[1], Sonia Longo[1], Marina Mistretta[2], Giovanni Tumminia[1], Maria Anna Cusenza[1], Teresa Maria Gulotta[1], Vincenzo Antonucci[3], Marco Ferraro[3]

[1] Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici (DEIM), Università degli Studi di Palermo
[2] Dipartimento Patrimonio, Architettura, Urbanistica (PAU), Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria
[3] Istituto di Tecnologie avanzate per l'Energia "Nicola Giordano", Consiglio Nazionale delle Ricerche, Messina

Email: **guarino@dream.unipa.it**

Abstract

I sistemi "edificio-impianto" di nuova costruzione, caratterizzati da migliori prestazioni energetiche, stanno riducendo sensibilmente gli impatti energetico-ambientali connessi alla loro fase d'uso. Per quantificare i costi energetici ed ambientali necessari ad ottenere tali prestazioni è necessario l'utilizzo di un approccio integrato alla progettazione, che coinvolga sia una simulazione termofisica della fase d'uso, che uno studio di Life Cycle Assessment (LCA) applicato all'intero ciclo di vita dell'edificio. L'articolo presenta un componente informatico innovativo integrato in ambiente TRNSYS che permette di integrare uno studio LCA di un edificio alla simulazione termofisica, in accordo alla normativa UNI EN 15978. Il componente è stato applicato alla modellizzazione LCA di un edificio ad energia netta zero e validato utilizzando i risultati di un'analisi LCA dettagliata dello stesso edificio, ottenendo scostamenti inferiori all'1%.

1. Definizione del problema di ricerca e stato dell'arte

Negli ultimi anni le direttive comunitarie riguardanti l'efficienza energetica degli edifici hanno costituito un volano significativo per l'incremento delle prestazioni energetiche del settore edile che, tuttavia, ha un costo energetico, ambientale ed economico lungo l'intero ciclo di vita che non può essere trascurato. La crescente complessità del sistema "edificio-impianto" connessa al miglioramento delle suddette prestazioni richiede particolare attenzione durante la fase di progettazione: alla simulazione dinamica in regime non stazionario è necessario affiancare uno strumento come la Life Cycle Assessment (LCA), in grado di analizzarne le prestazioni energetico-ambientali di ciclo di vita. L'utilizzo di modelli di simulazione temofisica in fase d'uso, rispetto alla modellizzazione di ciclo di vita, è attualmente più frequente, a causa di un articolato approccio normativo sulle prestazioni energetiche in fase d'uso per gli edifici.

In letteratura esiste una limitata disponibilità di strumenti di modellizzazione in grado di effettuare una simulazione termofisica e un'analisi di sostenibilità energetico - ambientale di ciclo di vita (Pedersen et al., 2008).

Inoltre, anche nel caso dei principali strumenti disponibili sia nel campo della termofisica dell'edificio (University of Wisconsin, 2010; LBNL, 2010) che della LCA (Thinkstep, 2015, Prè, 2014) l'interfaccia tra simulazione termofisica di fase d'uso e modellizzazione di ciclo di vita è assente.

Diventa quindi particolarmente importante, nel campo specifico della simulazione delle prestazioni energetico-ambientali degli edifici, creare degli strumenti che siano in grado di connettere differenti sfere tematiche e modellizzare più aspetti contemporaneamente, con un approccio olistico e integrato (Clarke e Hensen, 2015) che includa l'approccio di "Life Cycle Thinking" nella fase di progettazione (Cubi e Bergerson, 2014).

In tale contesto, l'articolo presenta un componente modulare innovativo, definito "Type", che introduce la prospettiva di ciclo di vita all'interno del software di simulazione termofisica TRNSYS. Tale componente permette di analizzare, all'interno dello stesso ambiente di modelizzazione, sia le prestazioni energetiche relative alla sola fase d'uso, che gli impatti energetico-ambientali legati all'intero ciclo di vita, mirando ad una visione sistemica e interdisciplinare del sistema edificio-impianto. In termini metodologici, la ricerca fa riferimento alla norma UNI EN 15978 (UNI EN 15978, 2011), che descrive il metodo di calcolo delle prestazioni energetico - ambientali di un edificio lungo l'intero ciclo di vita. Il Type è stato applicato ad un caso studio, rappresentato da un modulo abitativo prefabbricato rientrante nella categoria degli edifici a energia netta zero. Al fine di valutare l'affidabilità scientifica del Type, è stata inoltre effettuata una validazione dei risultati, confrontandoli con quelli ottenuti da un precedente studio LCA dello stesso edificio (Tumminia, 2015).

2. Metodi e risultati

2.1 Il componente modulare per l'analisi LCA in ambiente TRNSYS

L'obiettivo della ricerca è la realizzazione di un Type LCA da integrare nella libreria del software di simulazione termofisica TRNSYS (University of Wisconsin, 2010), al fine di creare uno strumento in grado di modellizzare sia la fase d'uso che le altre fasi del ciclo di vita di un edificio in una stessa piattaforma.

TRNSYS è caratterizzato da una struttura modulare in cui a ciascun elemento da modellizzare (tubazioni, pompa di calore, involucro, ecc.) corrisponde un "Type" (o una sub-routine di un Type), ovvero una singola unità di calcolo, caratterizzata da un set di equazioni da risolvere ad ogni passo temporale di simulazione e da input e output collegabili ad altre unità. Tale struttura modulare consente l'integrazione di un componente LCA nel database pre-esistente del software e l'interazione dinamica dello stesso con il sistema edificio-impianto.

In dettaglio è stato programmato ed introdotto in ambiente TRNSYS un nuovo Type che consente di realizzare un modello LCA di un edificio secondo un approccio "from cradle to cradle", conforme agli standard della serie ISO 14040 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) e alla norma UNI EN 15978 (UNI EN

15978, 2011). Il Type è costituito da un set di equazioni lineari che modellizzano ogni fase del ciclo di vita di un edificio ed è strutturato in accordo con il principio di modularità della norma UNI EN 15978, secondo il quale i processi che influenzano le prestazioni ambientali dell'edificio nel corso della sua vita utile devono essere assegnati al modulo del ciclo di vita in cui si verificano. Il funzionamento del Type è schematizzato in Figura 1.

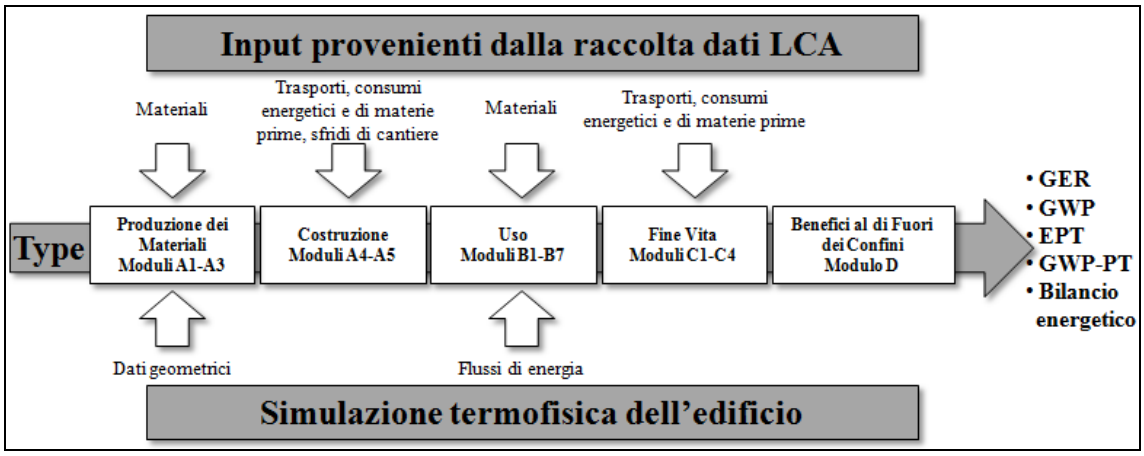


Figura 1: schematizzazione della simulazione del Type LCA

Il Type interagisce sia con gli input provenienti dalla raccolta dati LCA inseriti dall'utente all'interno del Type stesso che con i risutalti della simulazione termofisica dell'edificio, al fine di calcolare alcuni indici specifici, ovvero:

- Bilancio energetico annuale carico/generazione (Nel caso di edifici a energia netta zero), definito dalla seguente equazione:

$$Bilancio = \sum_{t=t_1}^{t_2} \sum_{j=1}^{j_n} g_j(t) \cdot i_{g,j} - \sum_j c_j(t) \cdot i_{c,j} \quad (1)$$

  dove g e c rappresentano rispettivamente la generazione di energia e il carico, i_j sono i fattori di conversione, j i vettori energetici considerati per generazione e carico, t_1 e t_2 gli estremi dell'intervallo di tempo considerato (Cellura et al., 2014).

- Global energy requirement (GER), espresso in MJ, i cui fattori specifici d'impatto sono stati calcolati con il metodo Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al., 2007);
- Global warming potential (GWP), espresso in kg di CO_{2eq}, i cui fattori specifici d'impatto sono stati calcolati con il metodo IPCC 2007;
- Energy payback time (EPT) definito come il tempo, misurato in anni, necessario affinchè la generazione di energia degli impianti presenti in sito eguagli il fabbisogno totale di energia primaria consumata durante l'intero ciclo di vita dell'edificio;

- GWP payback time (GWP-PT) definito come il tempo (anni) durante il quale il GWP evitato grazie alla produzione di energia rinnovabile durante la fase d'uso uguaglia quello generato durante l'intero ciclo di vita.

Il Type comprende un database contenente gli impatti specifici relativi al consumo di energia primaria e all'impatto sul Global Warming Potential (GWP) di: materiali edilizi, vettori energetici, processi di smaltimento e di trasporto.

La struttura facilmente modificabile del database del Type LCA consente, inoltre, di implementare il calcolo di qualsiasi altro indice di impatto ambientale, semplicemente modificando i valori contenuti nelle celle e di introdurre nel calcolo qualsiasi dato richiesto nella modellizzazione LCA: nuovi materiali, elementi costruttivi, impianti termici, processi di trasporto ecc. aggiungendo nuove righe al database, riportato in Figura 2.

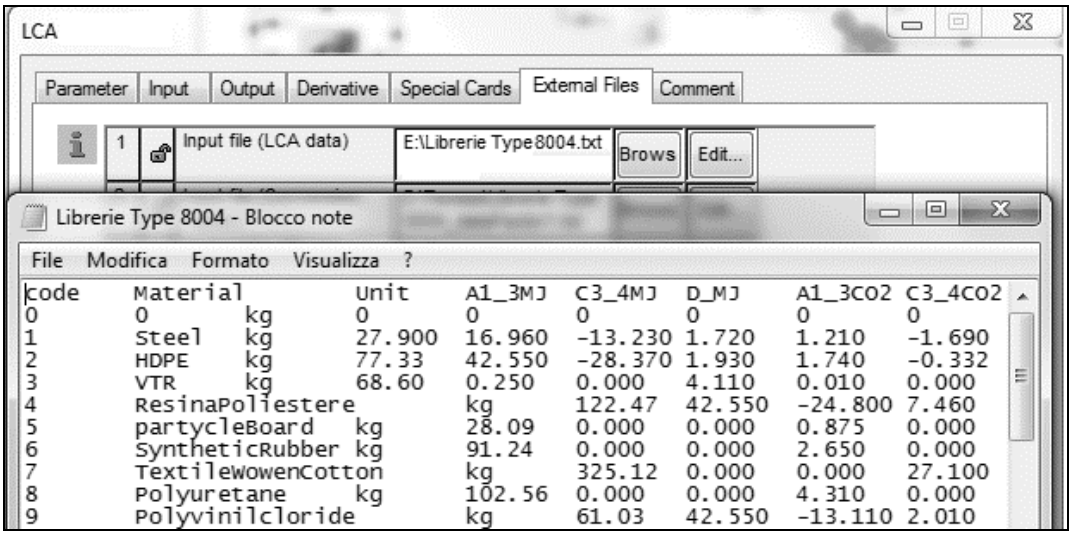


Figura 2: Database Type LCA

In particolare per ognuna delle fasi del ciclo di vita, si discutono brevemente nel seguito le principali caratteristiche dei dati di input necessari:

- Per la fase di produzione dei materiali (moduli A1-A3) è possibile:

· Inserire manualmente le caratteristiche dell'involucro dell'edificio (massa e tipologia di materiale);

· Effettuare una connessione tra gli output del Type 56 di TRNSYS – ovvero il modello dell'edificio – con gli input del Type LCA, al fine di acquisire direttamente informazioni sulla geometria e sulle caratteristiche dell'involucro (Figura 3);

· Per il modulo A4, che include il trasporto di materiali e prodotti dalle aziende produttrici al cantiere, deve essere specificata dall'utente la tipologia del mezzo di trasporto utilizzato e la distanza percorsa (espressa in km) per ogni materiale definito nei moduli A1-A3;

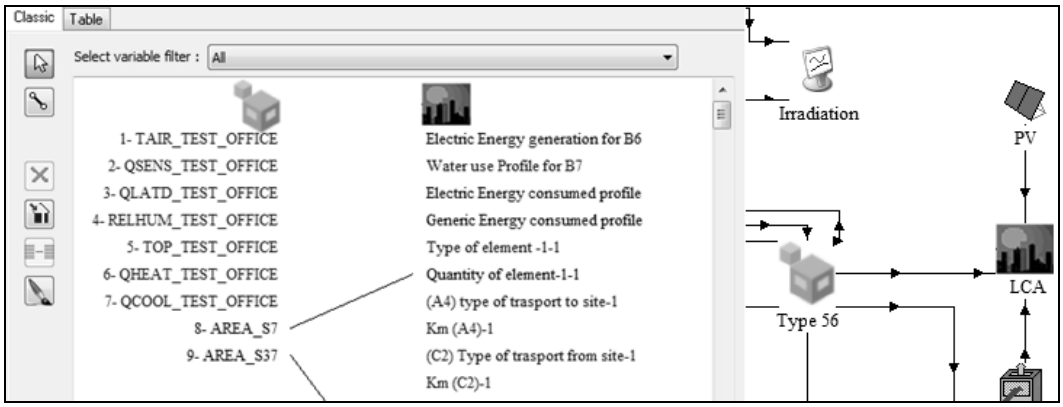


Figura 3: connessione del Type 56 (a sinistra) con il Type LCA (a destra) in ambiente TRNSYS – Simulation Studio

- Per la fase di costruzione dell'edificio (modulo A5), è necessario introdurre nel Type i consumi d'acqua e di energia, specificando i vettori energetici utilizzati (energia elettrica, gas, gasolio, ecc.). Nel modulo A5 sono computati anche gli impatti connessi al fine vita dei materiali di scarto che si producono durante il processo di costruzione;
- Per la fase di manutenzione (moduli B1-B5), devono essere specificati i consumi energetici e i materiali che subiscono una sostituzione durante la fase d'uso;
- Per il modulo B6, relativo all'utilizzo di energia in fase d'uso, il Type utilizza in input i risultati della simulazione energetica (profili di consumo e di generazione di energia, differenziati per vettore energetico) per calcolare l'impatto energetico-ambientale del modulo B6 (I_{B6}), come mostrato nell'equazione (2):

$$I_{B6} = \sum_{t=t_1}^{t_2} \sum_{j=1}^{j_n} \left[I_j(t) \cdot i_{I,j} + G_j(t) \cdot i_{G,j} \right] \cdot v \qquad (2)$$

  dove I rappresenta l'energia importata, G l'energia generata e direttamente utilizzata dall'edificio, i_j sono gli impatti specifici, j i vettori energetici per l'energia importata e generata, t l'intervallo temporale pari a un anno, v è la vita utile stimata, espressa in anni, t_1 e t_2 rappresentano gli estremi del periodo di tempo considerato per l'analisi;
- Per il modulo B7, relativo ai consumi d'acqua in fase d'uso, il Type deve essere connesso ai profili di utilizzo d'acqua simulati in ambiente TRNSYS;
- Per la fase di fine vita dell'edificio (moduli C1-C4) è necessario riportare i consumi di energia elettrica, di acqua e di combustibile necessari per la demolizione dell'edificio, identificare i processi di smaltimento/riciclo, le distanze percorse per il trasporto dei rifiuti ai centri di smaltimento/riciclo e la tipologia di mezzo utilizzato;

- In accordo alla UNI EN 15978, i benefici ambientali connessi all'immissione in rete dell'energia rinnovabile prodotta all'interno dei confini del sistema edificio e i benefici derivanti dal riciclo dei materiali sono inseriti all'interno del modulo D.

La visualizzazione dei risultati è fornita sia in forma tabellare, sia grafica (Figura 4). Al fine di poter effettuare delle analisi di dominanza, nell'output tabellare è presente anche un'indicazione sulla percentuale di incidenza, rispetto al totale, degli impatti relativi a ciascuna fase.

Building Life Cycle Assessment Results

Unit\Cate.	A1-A2-A3	A4	A5	C3-C4	D
MJ	684649.85	20688.18	445.56	39151.44	-475301.64
kg CO2 eq.	41809.71	1233.60	26.58	2075.00	-42931.64

Value	EP	GWP
Generation	1250025.13	74573.34
TotalLCA	1131673.43	56632.50
PayBack Time	22.633014	18.985505

Unit\Cate.	A1-A2-A3	A4	A5	C3-C4
%MJ/MJ	60.4989	1.8281	0.0394	3.4596
%Kg/Kg	73.8264	2.1783	0.0469	3.6640

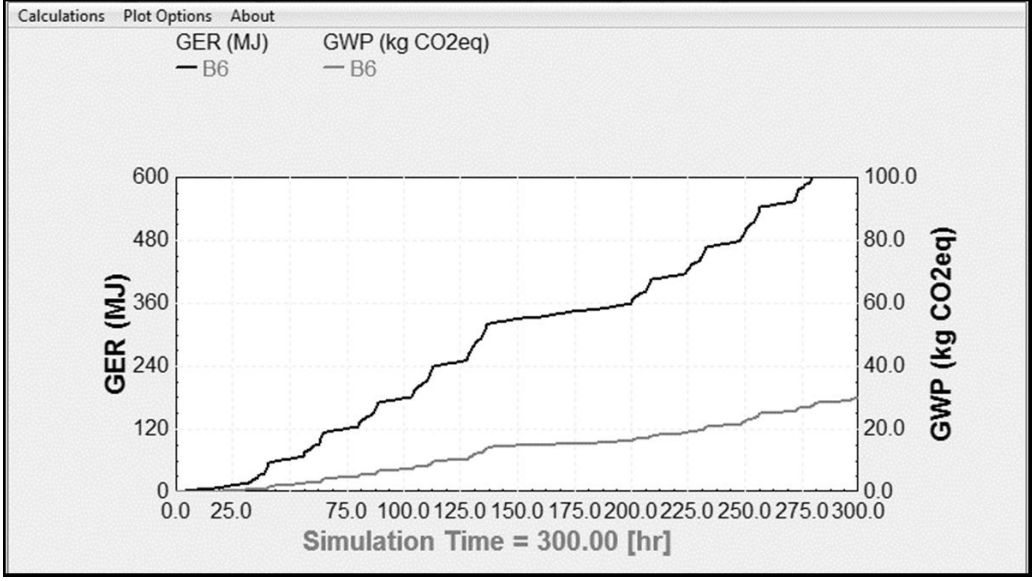


Figura 4: esempio di risultati in forma tabellare e grafica

2.2 Validazione

Il Type è stato applicato all'analisi LCA di un modulo abitativo prefabbricato, costruito presso il Consiglio Nazionale delle Ricerche di Messina nell'ambito del progetto di Ricerca "CNR per il Mezzogiorno – Tecnologie avanzate per l'efficienza energetica e la mobilità ad impatto zero". L'analisi termofisica dettagliata svolta in (Guarino et al., 2016), ha permesso di annoverare l'edificio nella categoria di Net ZEB.

Tabella 1: risultati dell'analisi di validazione

Moduli	GER (MJ)			GWP (kg CO_{2eq})		
	LCA dettagliata	Type LCA	Variazione	LCA dettagliata	Type LCA	Variazione
A1-3	680.216	684.656	-0,65%	41.404,1	41.809,9	-0,98%
A4	20.269,9	20.346,5	-0,38%	1.213,6	1.213,5	0,01%
A5	1.787,4	1.789,2	-0,10%	82,9	82,7	0,22%
B1-5	2.329,7	2.329,6	0,00%	111	111,1	-0,08%
B6	379.168	379.419	-0,07%	11.446,6	11.450,2	-0,03%
B7	0	0	-	0	0	-
C1	445,1	445,6	-0,12%	26,6	26,6	0,08%
C2	16.844,6	16.869,5	-0,15%	1.009,4	1.008,6	0,08%
C3-4	39.284,4	39.151,4	0,34%	2.087,5	2075	0,12%
D	-475.038	-475.311	-0,06%	-42.963	-42.933	0,07%

La Tabella 1 mostra, per le diverse fasi del ciclo di vita, il confronto tra i risultati di un'analisi LCA dettagliata riportata in (Tumminia, 2015) e quelli ottenuti tramite l'utilizzo del Type proposto. I risultati di una simulazione termofisica dinamica in ambiente TRNSYS sono stati utilizzati per la modellizzazione della fase d'uso in entrambi gli approcci. I database di letteratura utilizzati e le assunzioni di modellizzazione sono identici nei due casi: il confronto mira a verificare l'affidabilità scientifica del Type.

La differenza percentuale tra i risultati ottenuti tramite l'applicazione del Type LCA e quella sviluppata da (Tumminia, 2015) è inferiore all'1% in ciascuna delle fasi del ciclo di vita analizzate.

E' possibile affermare che il Type proposto consente di svolgere un'analisi LCA secondo le indicazioni contenute nella norma EN UNI 15978 e pertanto rappresenta uno strumento scientificamente affidabile.

3. Conclusioni e innovatività

L'articolo ha presentato uno strumento di modellizzazione LCA di un edificio secondo un approccio "from cradle to cradle" integrato nell'ambiente di simulazione termofisica TRNSYS e ne ha descritto la validazione dei risultati, ottenendo scostamenti molto contenuti rispetto ai risultati elaborati in (Tumminia, 2015).

La ricerca ha come focus il superamento della limitata disponibilità di strumenti integrati di simulazione termofisica dettagliata in regime non-stazionario di edifici e di LCA, in conformità alle normative di settore: si tratta infatti di una

delle prime applicazioni di modellizzazione integrata di questi due aspetti disponibile in letteratura.

Il type rappresenta un valido strumento in grado di supportare la progettazione di edifici: mira infatti all'integrazione della prospettiva di ciclo di vita nelle scelte progettuali, consentendo una valutazione sistemica degli impatti energetico-ambientali di ciclo di vita fin dalle fasi iniziali del design. La flessibilità del Type LCA consente inoltre di ampliarne e modificarne i contenuti introducendo nuovi materiali e componenti, di integrare il calcolo di ulteriori indicatori di impatto energetico-ambientale e di svolgere con semplicità analisi di dominanza e sensibilità. L'implementazione di un modello LCA in un software di simulazione termofisica tra i più utilizzati al mondo rappresenta, infine, un contributo innovativo alla reale diffusione della metodologia LCA stessa nella fase di progettazione degli edifici, superando le barriere precedentemente descritte.

4. 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. Energ Buildings. 72, 371-381.

Clarke, JA, Hersen, JLM, 2015. Integrated building performance simulation: Progress, prospects and requirements. Build Environ. 91, 294-306.

Cubi, E, Bergerson, J, 2014. Should building energy simulation tools integrate life cycle assessment? A discussion of the potential benefits and challenges. In: eSIM 2014 IBPSA conference, Ottawa, Canada.

Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Bauer, C, Doka, G, Dones, R, Hischier, R, Hellweg, S, Humbert, S, Köllner, T, Loerincik, Y, Margni, M, Nemecek, T, 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Guarino, F, Longo, S, Mistretta, M, Tumminia, G, Ferraro, M, Antonucci, V, Cellura, M, 2016. The role of natural ventilation in NZE temporary and emergency shelters: a Mediterranean case study. In: 12th REHVA World Congress Clima 2016, Aalborg, Denmark, 22-25 May.

IPCC 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change

ISO 14040, 2006. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.

ISO 14044, 2006. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines".

LBNL, 2010. EnergyPlus, Version 8.4, Berkely, CA: Lawrence Berkeley National Laboratory.

Pedersen, F, Hansen, K, Wittchen, KB, Sørensen, KG, Johnsen Kjeld, 2008. Combing building thermal simulation methods and LCA methods. In: 8th Symposium on Buildings Physics in the Nordic Countries, Copenhagen, Denmark, 16-18 Jun.

Prè-Product Ecology Consultants, 2014. SimaPro 8.0.4, environmental database. Amersfoort, The Netherlands

Thinkstep, 2015. GaBi 6.5 database. Leinfelden-Echterdingen, Germany.

Tumminia, G. 2015. Tesi di laurea, Università degli Studi di Palermo, Corso di laurea magistrale in Ingegneria Energetica e Nucleare.

UNI EN 15978, 2011. Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method.

University of Wisconsin, 2010. TRNSYS 17: A transient system simulation program. Solar Energy Laboratory.

5° classificato

Integrated assessment of agro-ecological systems: the case study of the "Alta Murgia" National park in Italy

Michele Moretti[* 1,2], Steven Van Passel [1,3]

[1] Hasselt University, Faculty of Business Economics, Centre for Environmental Sciences, Martelarenlaan 42, 3500, Hasselt, Belgium.

[2] ULg – Gembloux Agro-Bio Tech, Unité d'Economie et Développement rural, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgium

[3] University of Antwerp, Faculty of Applied Economics, Department of Engineering Management, Prinsstraat 13, 2000 Antwerp Belgium

Email: michele.moretti@uhasselt.be

Abstract

The aim of this study is to combine biophysical and monetary sustainability assessment tools to support agriculture policy decision-making. Three methodological steps are considered: i) the environmental impacts of farms are assessed; ii) the most relevant indicators of agriculture damages on ecosystems quality are aggregated into an index; iii) the farms index scores are integrated with farm assets, land and labour, into the Sustainable Value approach (SVA), as indicator of natural resources used by farms. The methodology was applied to arable farms with and without animal husbandry of the "Alta Murgia" National Park. Although, crop farms have lower land-use efficiency compared to mixed farms, our results suggest supporting, by means of policy options, the specialized crops farms that, on average, perform better in terms of ecosystems quality preservation. Finally, we find that Life Cycle Assessment to soundly measure the environmental impacts clearly enriches the SVA.

1. The Methodological framework

The project4[4] aimed to identify a list of indicators according to the different sustainability dimensions (environmental, economic and social), in order to assess farms sustainability performances and establish their contribution to the needs of the "Park System". The maintenance of the economic, biological and physical components that make up an agro-ecosystem is determinant for its sustainability (Belcher et al. 2004). Moreover, the complex trade-offs between these components claim for a holistic approach to agro-ecosystems sustainability assessment in order to identify sustainable management practices (Pacini et al., 2015).

[4]Further details on this research project are available in the following paper: Moretti, M., De Boni, A., Roma, R., Fracchiolla, M., & Van Passel, S. (2016). Integrated assessment of agro-ecological systems: The case study of the "Alta Murgia" National park in Italy. Agricultural Systems, 144, 144-155.

However, the dependency of farms activities on natural resources and human-made resources ask for a better understanding of the links between environmental indicators, farm management activities and policies. we structured our analysis in three stages: (i) the life cycle environmental impacts assessment of the studied farms, (ii) the aggregation of some impacts categories into the ecosystem quality damage index, and (iii) the incorporation of this index into the Sustainable Value Approach algorithm (SVA). Figure 1 illustrates the approach to assess sustainability of agricultural production systems combining Life Cycle Assessment (LCA) and SVA.

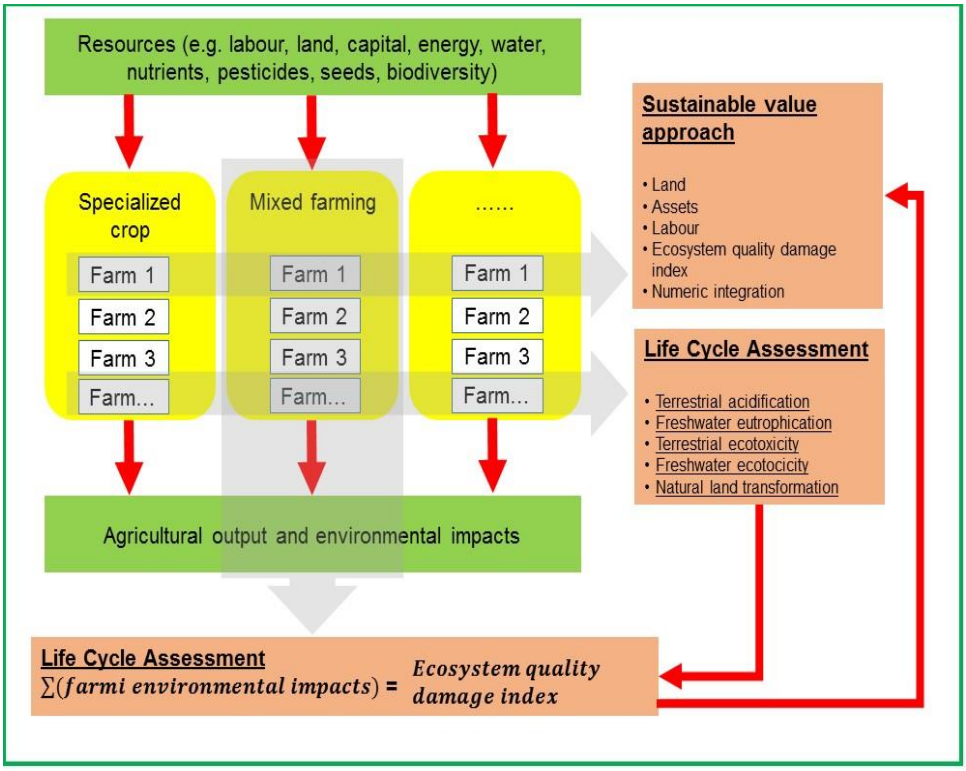


Figure 1: A framework foran integrated sustainability assessment of Agro-ecosystems

The farms' contribution to environmental sustainability can be monitored using the LCA. Within the LCA methodological framework, the ReCiPe impact assessment method has been chosen in order to combine both a problem and a damage oriented approaches. Although traditional LCA is a steady-state tool which does not account for the uniqueness of the environmental systems affected and their sensitivities to emissions sources (Reap et al., 2008) this bias has been reduced by means of:

- choosing the most affected environmental impact categories by this site-specificity bias, such as: acidification, eutrophication, toxicity (Reap et al., 2008);
- further reducing the impact categories used according to the main geo-morphological and ecological characteristics of the studied area.

Moreover, while the ReCiPe method uses the data on registered species at the European or Global level, in this study, the selected impact categories were normalized according the data at the Mediterranean spatial level[5]. The ReCiPe methodology assumes that the quality of ecosystems is adequately represented by the diversity of species (Goedkoop et al., 2009). Hence, the chosen impact categories relate to terrestrial acidification, terrestrial ecotoxicity and freshwater ecotoxicity, freshwater eutrophication and natural land transformation (measured in terms of *species lost*yr)* have been considered as good proxy of the damages caused to ecosystems quality. Assuming a linear addictive relationship, an aggregated index has been designed (the ecosystem quality damage index), accounting for the overall effects of farms' management activities on ecosystems quality. The ecosystem quality damage index has been incorporated into the SVA algorithm representing the natural resources used by farms to create value added for the society. However, the SVA outcomes compensates for the negative impacts generated by farms with the positive ones. Therefore, the value contribution (the Return to Cost ratio) for each form of capital was calculated in order to identify on which resource form (capital, land, labour, natural) the efforts should be focused in order to achieve a more sustainable agro-ecosystem within the Park.

2. Materials and methods

2.1 The LCA approach

A LCA was performed to analyse the interactions between agricultural activities and the environment, allowing the evaluation of the main environmental impacts of farms' activities in the Park area. The goal of this LCA study was to assess the relationships between farms activities and ecosystems quality loss within the Park. Data of the commercial farms that participated into the project "Agroecosistemi" (n=14) were used and refer to the year 2013. Data related to farm management strategies, yield, fertilizers and pesticides uses, water consumptions, as well as techniques of animal husbandry (semi-wild or tethering), types and amount of animals feeding materials, etc., were collected by means of questionnaires directly submitted to farmers.

An area based functional unit (FU) was selected for this study, considering that the sampled farms belonged to the same class of "land use intensity" (*see Section 3.1*). In order to account for land size effect, each farm has been regarded as a single production unit, and it has been employed as reference for the estimation of environmental impacts. Therefore, the FU used in this study was a farm with 40 ha of UAA, which was the surface of the less extensive farm in our sample. For each farm, a detailed cradle-to-farm-gate life cycle assessment, including on and off farm pollution and avoided impacts, was performed (Figure 2).

[5]Data form 2000 have been used according to Brooks et al. (2002) in order to be consistent with the normalization procedure used into ReCiPe impact assessment method.

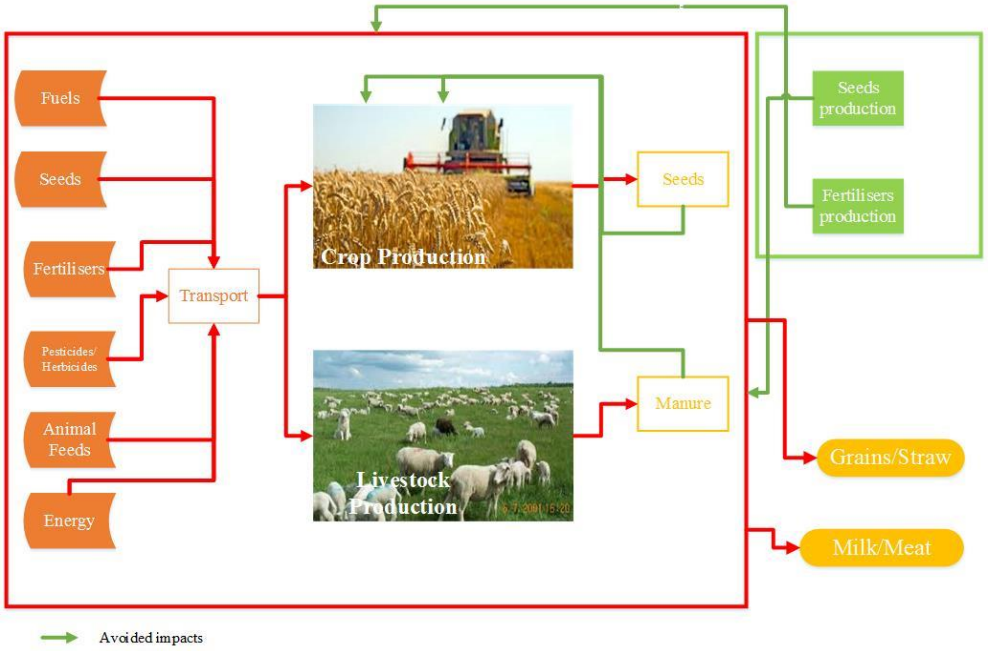


Figure 2: System boundaries used for the environmental impact assessment of the sampled farms

For additional data, the Ecoinvent database (version 2.2) was consulted, especially for raw materials production and transports. Simapro 7.3.3 was used as a calculation platform. This study was a cradle-to-farm gate study, in which all the raw materials and processes take place form raw material extraction or production, till crops or livestock production. Transports inside the farm were excluded from the system boundaries. The use of manure and recycling of seeds were accounted in the system as prevented impacts due to the avoided production of, respectively, nitrogen and phosphorus fertilizers and commercial seeds. The amount of fertilizer produced was determined based on the mean N and P content of respectively bovine and sheep manure (Brentrup et al., 2000, Azeez et al., 2010). The emissions of N fertilizer and manure were calculated according to Brentrup et al. (2000), using different references to estimate the N-balance for the different crops (Ryden et al., 1984; Köpke and Nemecek, 2010, Garabet et al., 1998). The leaching fraction of applied P fertilizers was estimated according to Nest et al. (2014). Pesticide emissions were assessed using the PestLCI model (Dijkman et al., 2012). Methane emissions to air and N_2O emissions to water and soil from livestock breeding and grazing were assessed using the IPCC tier 2 approach (IPPC, 2006). For the life cycle impact assessment (LCIA) the endpoint ReCiPe method (Goedkoop et al., 2012) was used, which integrates the 'problem oriented approach' of CML-IA (Guinée et al., 2002) and the 'damage oriented approach' of Eco-indicator 99 (Goedkoop and Spriensma, 2001). Both these approaches have strengths and weaknesses related to: (i) the level of uncertainty and (ii) the interpretability of the results. The Recipe methods implements both strategies and has both midpoint (problem oriented) and endpoint (damage oriented) impact categories.

In order to consider the high importance of "Alta Murgia" in terms of vascular plants and animals biodiversity (Perrino et al., 2006 and Cotecchia, 2010) and its role of the main water resource for the entire Apulia Region (Canora et al., 2008), the impact categories used for this study (were able to capture disturbances occurring in the major drivers of plant and animal diversity, soils (Wagg et al., 2014), water -use and land-use changes (Chapin III et al., 2000). The ReCiPe normalization factors were mainly based on the whole economic system at both the European and global level, whereas policy makers often were interested in using lower geographical level as reference systems (Sleeswijk et al., 2008). In this study the selected impact categories were normalized based on the rate of yearly species lost for the Mediterranean basin in the year 2000 as explained by Brooks et al. (2002). Taking into account the "*conceptual and data limitations"* existing for the inclusion of biodiversity and ecosystems quality into the LCA framework (Toumisto et al., 2012, Curran et al., 2010; Schmidt, 2008, see also *section 2*) the selected impact categories were considered good proxy to assess the damages produced by farms activities to the quality of ecosystems, landscapes and wildlife habitats. The others impact categories associate with the human health and resources areas of protection (see Goedkoop et al., 2012) were exclude form the study. The assumption for this choice was that the Park Authority was more interested in understanding how agriculture activities affected biodiversity and ecosystems' quality at the local level, which can provide a more direct link to political goals (Sleeswijk et al., 2008). Land occupation (agricultural and urban) impact categories are usually estimated using as baseline the species richness on the type of land ignoring human distortion (De Schryver et al., 2010). Therefore, these impact categories are also excluded from the study to avoid damages overestimation.

2.2 The Sustainable Value Approach (SVA)

The SVA methodology assumes that a firm contributes to sustainable development whenever it uses its resources more efficiently than other companies, reducing or unchanging the overall resource used (Van Passel and Meul, 2012). The opportunity cost of a resource form is the cost of the most valuable alternative. A firm creates sustainable value when it uses resources more efficiently than the benchmark, accordingly, by subtracting the opportunity cost from the efficiency of resource use for the company. Therefore, the sustainable value of the $company_i$ *is* assessed by summing up the value contribution for every form of resource that has been estimated by multiplying the *value spread* $_i$ for a certain form of resource by the amount of resource used by $company_i$. According to Van Passel et al. (2007), dividing for the number of resource forms considered (*n*) allowed to correct for the overestimation of value created, avoiding double counting (Figge and Hahn, 2005). In order to account for the company size, the Return to Cost Ratio (RTC) of farms was calculated according Van Passel et al. (2009). A return to RTC higher than the unit means that the company is overall more efficient in resource allocation than the benchmark. The most criticized aspect of this method was the definition of the benchmark (Mondelaers et al., 2011).

This because the method itself was not able to capture if the overall resources use ensure a sustainable outcome and so the benchmark could be defined in such a way that it does not describe a sustainable resource use (Ang et al., 2011). Although, the choice of the benchmark strongly affects the explanatory power of the analysis (Figge and Hahn, 2005), Van Passel et al. (2007) showed in an application on Flemish dairy farms that the ranking of the companies does not differ between several types of benchmarks. For the above mentioned reasons, the average for each form of resources has been used as a benchmark in this study. To test the robustness of the sustainable value calculations, the rank correlation (Spearman's rho) of RTC using different benchmarks is calculated. The correlations are high and significant. The different forms of capital considered were: (i) labour, (ii) farm capital, (iii) used land (ha), (iv) ecosystems quality damage (species lost*yr). For each farm, labour was measured in Annual Working Unit (AWU); farm capital (assets) was calculated as the total capital minus the value of land to avoid overlapping; while the ecosystems quality damage index was calculated by summing up the outcomes of the considered environmental impact indicators of the LCA analysis. This highly relevant selection of resource forms is ignored by previous studies.

3. Results

There is large within-group variability in indicators scores between specialized crops farms and mixed farms. The ecosystem quality damage scores for the overall farms in our case study range between 3.60E-05 and 3.89E-02 species lost*yr as shown in Table 1. Specialized crop farms have less impact on the environment in terms of cumulative ecosystems quality damages, accounting for almost the 30% of the total estimated damages to ecosystems (Table 1).

Specialized crop farms score better for impacts on freshwater and terrestrial ecotoxicity; while they have higher impacts for, terrestrial acidification, and transformation of natural land. Those results are due to the higher intensity in terms of human-made resources used in crop farms management, especially gasoil and seeds, but also fertilizers and pesticides. Usually, mixed farms produce only the forage needed for feeding the livestock and give greater reliance on natural pastures for grazing animals. Therefore, they have less cultivated land devoted to crop production that means a decreasing number of soil tillage operations and a less intensive use of chemicals. Moreover, seed' recycling is more widely practiced in mixed farms generating lower impacts on soil, natural land transformation and climate changes.

The higher impacts of mixed farms on freshwater (ecotoxicity and eutrophication) and terrestrial ecotoxicity is determined by freshwater nitrogen and phosphorus leaching as a result of animals grazing and manure management. Overall, most of the specialized crop are sustainable showing a RTC higher than 1, while most of the mixed farms are unsustainable showing RTC lower than 1.

*Table 1: Characterization of the environmental impacts of Crop and Mixed farms (species lost * yr^{-}). (F= Farm)*

		Terrestrial acidification	Freshwater eutrophication	Terrestrial ecotoxicity	Freshwater ecotoxicity	Natural land transformation	Ecosystem quality damage index
F1	CF	1.88E-06	2.84E-07	-3.89E-08	4.43E-08	3.38E-05	3.60E-05
F2	CF	1.44E-05	3.47E-07	6.17E-06	1.79E-07	6.43E-05	8.54E-05
F3	CF	-6.73E-06	4.72E-07	-1.48E-05	-1.87E-08	1.75E-04	1.54E-04
F4	CF	4.01E-03	3.99E-05	1.21E-04	5.31E-06	3.42E-03	7.60E-03
F5	CF	1.80E-04	2.14E-03	1.11E-02	1.38E-03	2.00E-04	1.50E-02
F6	CF	9.64E-05	2.27E-05	2.75E-05	2.46E-06	3.53E-04	5.02E-04
F7	CF	1.03E-03	8.34E-06	1.98E-05	1.01E-06	4.82E-04	1.54E-03
F1	MF	-6.94E-05	2.82E-03	1.46E-02	1.82E-03	8.38E-05	1.92E-02
F2	MF	6.62E-06	2.21E-06	1.94E-05	3.76E-07	3.22E-04	3.51E-04
F3	MF	7.54E-05	7.46E-04	3.86E-03	4.80E-04	7.86E-05	5.24E-03
F4	MF	-3.79E-06	1.32E-08	1.36E-07	-4.28E-08	4.97E-05	4.60E-05
F5	MF	2.39E-05	7.92E-04	4.09E-03	5.09E-04	5.38E-04	5.95E-03
F6	MF	-3.93E-05	1.91E-04	9.72E-04	1.23E-04	1.26E-04	1.37E-03
F7	MF	6.25E-04	5.58E-03	2.89E-02	3.59E-03	1.40E-04	3.89E-02
SD		0.001	0.002	0.008	0.001	0.001	0.01

However, both the two groups of farms exhibit frontrunners whit a RTC higher than 1. On average, the highest sustainable farm maximizes the productivity of capital, labour and land while minimizes the one of the ecosystem quality damage index. Mixed farms perform well in terms of land productivity, while specialized crop farms display better results in terms of labour and capital productivity and have a lower impact on ecosystems' quality (Table 2).

Table 2: Average resources productivities and eco-efficiency of Crop and Mixed farms

	Capital productivity (€/€)	Labour productivity (M€/AWU)	Land productivity (€/ha)	Eco-efficiency (€/species lost *yr)
Crop farms	1.79	1.40	514.09	2.82E+08
Mixed farms	0.997	0.44	848.90	1.75E+08

From these sustainable value calculations, it can be advised that a clear focus on the reduction of ecosystems' quality damages of mixed farms and on the increase of land productivity of crop farms are important to strengthen the sustainability performance of agricultural activities within the Park.

4. Discussions and Conclusions

In this paper, LCA and SVA were simultaneously used to assess the sustainability of agricultural systems within the Park .The methodology presented in this study allowed an integrated assessment of the economic and environmental dimensions of sustainability, providing decision-makers an overview of the effects of agriculture activities on local sustainable development. Moreover, the use of a benchmark to measure farms overall performances and their relative efficiency can be useful to highlight opportunities of improvement both at farm level and higher spatial levels. It was our aim to develop a first framework for combining biophysical and monetary oriented tools to assess sustainability of agricultural systems. However, considering the large variability in farm accountancy data and agriculture management practices, a higher numbers of farms needs to be sampled, in order to avoid the inference on outcomes of frontrunners and laggards. Further research is needed to improve benchmarking such as e.g. efficiency frontiers which require more data availability in order to secure its robustness. Although further improvement is desirable, the methodology developed in this research to measure farm sustainability proofs to be promising.

5. References

Ang, F., Van Passel, S., & Mathijs, E. 2011. An aggregate resource efficiency perspective on sustainability: A Sustainable Value application to the EU-15 countries. *Ecological Economics*, *71*, 99-110.

Azeez, J. O., & Van Averbeke, W. 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource technology*, *101*(14), 5645-5651.

Belcher, K. W., Boehm, M. M., & Fulton, M. E. 2004. Agroecosystem sustainability: a system simulation model approach. *Agricultural Systems, 79*(2), 225-241.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The international journal of life cycle assessment*, *5*(6), 349-357.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology*, *16*(4), 909-923.

Canora, F., Fidelibus, M. D., Sciortino, A., & Spilotro, G. 2008. Variation of infiltration rate through karstic surfaces due to land use changes: A case study in Murgia (SE-Italy). *Engineering Geology*, *99*(3), 210-227.

Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, *405*(6783), 234-242.

Commission Regulation (EC) No 1242/2008 of 8 December 2008 establishing a Community typology for agricultural holdings, OJ L 335 of 13.12.2008.

Cotecchia, I. V. 2010 Quadro Conoscitivo ed Interpretativo (http://www.parcoaltamurgia.gov.it/relazioni/Quadro_conoscitivo_REV4.pdf)

Curran, M., de Baan, L., De Schryver, A. M., van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., ... & Huijbregts, M. A. 2010. Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment†. *Environmental science & technology*,*45*(1), 70-79.

De Schryver, A. M., Goedkoop, M. J., Leuven, R. S., & Huijbregts, M. A. 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *15*(7), 682-691.

Dijkman, T. J., Birkved, M., Hauschild, M. Z. 2012. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *17*(8), 973-986.

Ente Parco Nazionale dell'Alta Murgia. 2010. Redazione del Piano per il Parco e del Regolamento per il Parco Nazionale dell'Alta Murgia. Quadro conoscitivo. Available online at http://www.parcoaltamurgia.gov.it/index.php?option=com_content&view=article&id=270&Itemid=324

Figge, F., & Hahn, T. 2005. The cost of sustainability capital and the creation of sustainable value by companies. *Journal of industrial ecology, 9*(4), 47-58.

Garabet, S., Ryan, J., & Wood, M. 1998. Nitrogen and water effects on wheat yield in a Mediterranean-type climate. II. Fertilizer-use efficiency with labelled nitrogen. *Field Crops Research*, *58*(3), 213-221.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R. 2009. ReCiPe 2008.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Van Zelm, R. 2012. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level – report I: characterisation (updated 13 July 2012).

Goedkoop, M., & Spriensma, R. 2001. The eco-indicator99: A damage oriented method for life cycle impact assessment: Methodology report.

IPCC. 2006. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU): 2006 IPCC/Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.*IPCC/IGES, Hayama, Japan*.

Köpke, U., & Nemecek, T. 2010. Ecological services of faba bean. *Field Crops Research*, *115*(3), 217-233.

Merante, P., Van Passel, S., & Pacini, C. 2015. Using agro-environmental models to design a sustainable benchmark for the sustainable value method. Agricultural Systems, 136, 1-13.

Mondelaers, K., Van Huylenbroeck, G., & Lauwers, L. 2011. Sustainable Value Analysis: Sustainability in a New Light Results of the EU SVAPPAS Project Analyse de la valeur durable: Le projet SVAPPAS de l'Union européenne éclaire la durabilité sous un jour nouveau

Sustainable-Value-Analyse: Nachhaltigkeit in einem neuen Licht als Ergebnis des SVAPPAS-Projekts der EU. *EuroChoices*, *10*(2), 9-15.

Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., & Gaillard, G. 2010. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, *104*(3), 217-232.

Nest, T. V., Vandecasteele, B., Ruysschaert, G., Cougnon, M., Merckx, R., & Reheul, D. 2014. Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and P leaching in a long term trial on a silt loam soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *197*, 309-317.

Pacini, G. C., Merante, P., Lazzerini, G., & Van Passel, S. 2015. Increasing the cost-effectiveness of EU agri-environment policy measures through evaluation of farm and field-level environmental and economic performance. *Agricultural Systems*, *136*, 70-78.

Perrino, P., Laghetti, G., & Terzi, M. 2006. Modern concepts for the sustainable use of Plant Genetic Resources in the Mediterranean natural protected areas: the case study of the Alta Murgia Park (Italy). *Genetic Resources and Crop Evolution*, *53*(4), 695-710.

Ryden, J. C., Ball, P. R., & Garwood, E. A. 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature 311*, 50–53

Schmidt, J. H. 2008. Development of LCIA characterization factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production*, *16*(18), 1929-1942

Sleeswijk, A. W., van Oers, L. F., Guinée, J. B., Struijs, J., & Huijbregts, M. A. 2008. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the total environment*, *390*(1), 227-240.

Toumisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., & Macdonald, D. W. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts?–A meta-analysis of European research. Journal of environmental management, 112, 309-320.

Van Passel, S., & Meul, M. 2012. Multilevel and multi-user sustainability assessment of farming systems. *Environmental Impact Assessment Review*,*32*(1), 170-180.

Van Passel, S., Van Huylenbroeck, G., Lauwers, L., & Mathijs, E. 2009. Sustainable value assessment of farms using frontier efficiency benchmarks. *Journal of environmental management*, *90*(10), 3057-3069.

Van Passel, S., Nevens, F., Mathijs, E., & Van Huylenbroeck, G. 2007. Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency. *Ecological economics*, *62*(1), 149-161.

Wagg, C., Bender, S. F., Widmer, F., & van der Heijden, M. G. 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(14), 5266-5270.

Il Convegno è organizzato con la collaborazione di:

Cassa di Risparmio di Ravenna che ha gentilmente messo a diposizione la Sala Sergio Bandini

Thinkstep che ha gentilmente contribuito al premio Giovani Ricercatori

Yara Italia che gentilmente ha contribuito all'organizzazione del Welcome Party

Il Convegno è organizzato con in patrocinio di:

Campus di Ravenna Alma Mater Studiorum Università di Bologna

Fondazione Flaminia per l'Università in Romagna

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Setac Italian Branch

Società Chimica Italiana, Divisione di Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali

ISBN 978-88-8286-333-3