

ECOMONDO

THE GREEN TECHNOLOGIES EXPO

22^a Fiera internazionale
del recupero di materia ed energia
e dello sviluppo sostenibile

Green & Circular Economy

6-9 Novembre 2018

Rimini Italy

IN CONTEMPORANEA CON

KEY ENERGY



GREEN AND CIRCULAR ECONOMY: RICERCA, INNOVAZIONE E NUOVE OPPORTUNITÀ

- **Rifiuti:** valutazioni di sostenibilità nella gestione dei rifiuti; ricerche applicate per il trattamento ed il recupero di residui solidi; compostaggio e digestione anaerobica; gestione dei rifiuti pericolosi
- **Acque:** la nuova direttiva europea sulle acque potabili, i *water safety plans* e le sfide emergenti; gestione sostenibile ed efficiente delle risorse idriche in agricoltura
- **Qualità dell'aria:** sorgenti e ruolo nel rapporto ambiente e salute
- **Le bonifiche** nel quadro della *Circular Economy*
- **Sinergie tecnologiche** e linee di sviluppo nel settore delle biotecnologie in Italia; bioraffinerie integrate nei territori: casi di successo e prospettive di sviluppo
- **L'ecodesign** per l'efficienza delle filiere; gli effetti della simbiosi industriale sui sistemi produttivi e territoriali

Il "Panda Rosso"

Mascotte di Ecomondo - 2018



Luciano Morselli

Il panda rosso (*Ailurus fulgens*)

Acrilico su carta latte - 21x30 cm - 2018

www.ecomondo.com

Atti dei convegni aperti a *call for papers* a cura di Fabio Fava

ITALIAN
EXHIBITION
GROUP
Providing the future


MAGGIOLI
EDITORE

Comitato Tecnico Scientifico Ecomondo 2018

Presidente

Fabio Fava - Alma Mater Studiorum - Università di Bologna, Italy

Executive Board

Gianni Silvestrini (Coordinatore Key Energy) Kyoto Club

Edo Ronchi, Raimondo Orsini (Stati Generali della Green Economy) Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile

Gian Marco Revel (Coordinatore Circular Smart City) Università Politecnica delle Marche

International Advisory Board

Philippe Corvini - Environmental Biotechnology section of the European Federation of Biotechnology (EFB) & University of Applied Sciences Northwestern Switzerland, Switzerland

Nicolas Kalogerakis - European Bioremediation Conferences & Technical University of Crete, Crete, Greece

Christian Pattermann - Advisor to the State Government of North-Rhine Westphalia (NRW), Germany & Former Director EU Commission, DG RTD, Environment and Bioeconomy, Brussels

Angelo Salsi - European Commission, Brussels

Carlos Silva Filho, Marco Ricci - ISWA International

David Winickoff & James Philip - OECD, Paris

Advisory Board

Vito Belladonna - Agenzia territoriale dell'Emilia Romagna per i servizi idrici e rifiuti (ATERSIR)

Tonino Bernabè - Romagna Acque

Andrea Bianchi - Confindustria

Paolo Bonaretti, Daniela Sani - ASTER, Regione Emilia Romagna

Danilo Bonato - Consorzio Remedia

Giuseppe Bortone, Barbara Villani - ARPAE Emilia Romagna

Filippo Brandolini, Valentina Cipriano, Renato Drusiani, Gian Luca Spitella - Utilitalia

Alessandro Bratti, Rosanna Laraia - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)

Giorgio Bressi - Associazione Nazionale Produttori Aggregati Riciclati (ANPAR)

Anselmo Calò - FISE

Enrico Cancila, Marco Ottolenghi - ERVET, Regione Emilia Romagna

Daniele Cazzuffi - Cesi Spa

Franco Cecchi - Università di Verona & Consorzio INCA

Massimo Centemero - Consorzio Italiano Compostatori (CIC)

Olga Chitotti - FAST - Federazione Associazioni Scientifiche e Tecniche

Stefano Ciafani, Giorgio Zampetti - Legambiente

Roberto Coizet - Edizioni Ambiente

Carlo Collivignarelli - Università di Brescia

Gianluigi De Gennaro - Università di Bari & Società Chimica Italiana (SCI)

Benedetta Dell'Anno, Ilde Gaudiello - Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Morena Diazi, Paolo Ferrecchi, Cristina Govoni - Regione Emilia Romagna

Walter Facciotto, Ivan Illomei - CONAI, Consorzio Nazionale Imballaggi

Francesco Fatone - Università Politecnica delle Marche & International Water Association (IWA)

Paola Ficco - "Rifiuti - Bollettino di informazione normativa"

Andrea Fluttero, Maria Letizia Nepi - FISE UNICIRCULAR

Marco Frey - Istituto di Management della Scuola Superiore di Studi Universitari e di Perfezionamento Sant'Anna di Pisa

Roberta Frisoni, Anna Montini - Comune di Rimini
Piero Gattoni - Consorzio Italiano Biogas (CIB)
Donatella Giacompetti - Unione Petrolifera Italiana
Giulia Gregori - Cluster tecnologico Chimica Verde
Mauro Majone, Marco Petrangeli Papini - “Sapienza” Università di Roma
Giuseppe Mininni - Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR)
Roberto Morabito - Agenzia Nazionale per le nuove tecnologie, l’energia e lo sviluppo economico sostenibile (ENEA)
Nicola Moraci - Associazione Geotecnica Italiana
Loredana Musmeci - Istituto Superiore di Sanità (ISS)
Maurizio Notarfonso, Maria Cristina Di Domizio - Federalimentare & Cluster tecnologico agroalimentare
Eugenio Onori - Albo nazionale gestori ambientali
Fabrizio Passarini - Università di Bologna
Alessandra Pellegrini - Federchimica
Elisabetta Perrotta - FISE Assoambiente
Paolo Pozzato - ASSOFERMET
Donato Rotundo, Roberta Papili - Confagricoltura
Gaetano Settimo - Istituto Superiore di Sanità (ISS)
Francesco Sicilia - Cisambiente
Ivan Stomeo - Associazione Nazionale Comuni Italiani (ANCI)
Massimiano Tellini - Banca Intesa Sanpaolo
Cinzia Tonci - Ministero dello Sviluppo Economico
Fabio Trincardi, Emilio Campana - Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) & Cluster Tecnologico Blue Growth

Industrial Board

Domenico Andreis - Cesi S.p.A., Direttore Divisione Ingegneria ed Ambiente – ISMES
Catia Bastioli - Novamont S.p.A., Comunicazione Istituzionale e Centro Studi Novamont
Filippo Brandolini - Gruppo HERA, Presidente Herambiente
Alessandro Canovai - Revet S.p.A., Presidente
Sara Castaldi - Iveco S.p.A., Brand Marketing Manager – Mercato Italia
Luigi Cesaro - Cesaro Mac Import s.r.l., Amministratore Delegato
Giovanni Fassi - Fassi Gru S.p.A., Amministratore Delegato
Daniele Ferrari - Versalis S.p.A., Amministratore Delegato
Massimo Gialli - Syndial S.p.A., Technical Services & Business Analysis – Direttore
Antonio Lazzarinetti - Viscolube s.r.l., Amministratore Delegato
Vincenzo Maria Larocca - Syndial S.p.A., Amministratore Delegato
Mauro Mazio - Schmack Biogas s.r.l., Marketing Manager
Alessandro Mosca - CNH Industrial N.V., Relazioni Istituzionali
Marco Orecchia - Farid Industrie S.p.A., Amministratore Delegato
Massimo Pasquini - Lucart S.p.A., Amministratore Delegato
Carlo Perego - R&D Biomass Program, Research & Technological Innovation Department, Eni S.p.A.
Francesco Quaglieri - Volkswagen Group Italia S.p.A., Product Manager - Responsabile della mobilità elettrica
Alessandro Russo - Cap Holding S.p.A., Amministratore Delegato
Stefano Saviola - Consigliere Delegato Saviola Holding
Piero Tamburini - Gruppo Maccaferri – SECI S.p.A., Amministratore Delegato
Lino Tedeschi - CGT S.p.A., Presidente
Roberto Valdinoci - Gruppo Mauro Saviola, Direttore Generale
Giovanni Vivarelli - Acea S.p.A., Direttore dell’Area Industriale Ambiente
Franco Zanata - Contarina S.p.A., Presidente

Responsabili di manifestazione

Alessandra Astolfi - Group Brand Manager Green&Technology Division, Italian Exhibition Group

Mauro Delle Fratte - Brand Manager, Italian Exhibition Group

Segreteria di coordinamento

Mariachiara Conte - Italian Exhibition Group

Elisa Tamburini - Italian Exhibition Group

Grazia Totaro - Università di Bologna, Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali



Fabio Fava (1963), laurea in Chimica e Tecnologia Farmaceutiche, Dottorato Europeo in Biotecnologie ambientali e *Laurea Honoris Causa* in Ingegneria ambientale, è Professore ordinario di “Biotecnologie industriali ed ambientali” presso la Scuola di Ingegneria dell’*Alma Mater Studiorum*-Università di Bologna dal 2005. Si interessa dello sviluppo ed ottimizzazione di processi biotecnologici per la decontaminazione di matrici ambientali inquinate e per la produzione di composti chimici, materiali e combustibili *biobased* da sottoprodotti e scarti dell’agroindustria. Ha partecipato a diversi progetti di ricerca europei (FP7) e nazionali e la sua produzione scientifica è documentata da oltre 300 lavori di cui oltre 140 su riviste internazionali di medio-alto IF. È il *Vice-Chairman* della sezione

di *Environmental Biotechnology* della *European Federation of Biotechnology* e Delegato del Comitato di Biosicurezza, Biotecnologie e Scienze della Vita della Presidenza del Consiglio dei Ministri nel *Working Party on Biotechnology, Nanotechnology and Converging Technologies* presso l’OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*) e Delegato del Ministero dell’Educazione, Università e Ricerca nell’ambito delle iniziative per la crescita blu del Mediterraneo BLUEMED, EUSAIR e WESTMED. È stato membro del *High Level Group on Key Enabling Technologies* e del *Expert Group on Biobased products* entrambi della *DG GROW* (precedentemente *DG Enterprise and Industry*) della Commissione Europea ed è stato membro del *Expert Group on Eco-industries* del *JRC Directorate* della stessa Commissione. Infine è il Rappresentante italiano nel comitato di programma *Horizon2020 Societal Challenge 2: European Bioeconomy Challenges: Food Security, Sustainable Agriculture and Forestry, Marine, Maritime and inland water research* presso la Commissione Europea (DG RTD), nell’ambito dello “*State Representative Group*” della “*Public Private Partnership (JTI) Biobased Industry*” e dello *Strategic Board* dell’iniziativa BLUEMED. È infine il Presidente del Comitato scientifico/tecnico di Ecomondo dal 2013.

ARRIVEDERCI A

ECOMONDO

THE GREEN TECHNOLOGIES EXPO

Green & Circular
Economy

5-8 Novembre 2019

Rimini Italy

23° Fiera Internazionale del recupero di materia
ed energia e dello sviluppo sostenibile

IN CONTEMPORANEA CON

KEY ENERGY



ORGANIZZATO DA

ITALIAN EXHIBITION GROUP

Providing the future

ECOMONDO

THE GREEN TECHNOLOGIES EXPO

22^a Fiera internazionale
del recupero di materia ed energia
e dello sviluppo sostenibile

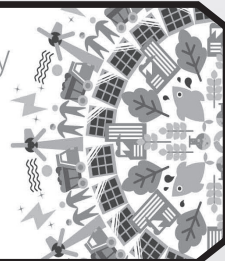
Green & Circular Economy

6-9 Novembre 2018

Rimini Italy

IN CONTEMPORANEA CON

KEY ENERGY



GREEN AND CIRCULAR ECONOMY: RICERCA, INNOVAZIONE E NUOVE OPPORTUNITÀ

- **Rifiuti:** valutazioni di sostenibilità nella gestione dei rifiuti; ricerche applicate per il trattamento ed il recupero di residui solidi; compostaggio e digestione anaerobica; gestione dei rifiuti pericolosi
- **Acque:** la nuova direttiva europea sulle acque potabili, i *water safety plans* e le sfide emergenti; gestione sostenibile ed efficiente delle risorse idriche in agricoltura
- **Qualità dell'aria:** sorgenti e ruolo nel rapporto ambiente e salute
- **Le bonifiche** nel quadro della *Circular Economy*
- **Sinergie tecnologiche** e linee di sviluppo nel settore delle biotecnologie in Italia; bioraffinerie integrate nei territori: casi di successo e prospettive di sviluppo
- **L'ecodesign** per l'efficienza delle filiere; gli effetti della simbiosi industriale sui sistemi produttivi e territoriali

Il "Panda Rosso"

Mascotte di Ecomondo - 2018



Luciano Morselli

Il panda rosso (*Ailurus fulgens*)

Acrilico su carta latte - 21x30 cm - 2018

www.ecomondo.com

Atti dei convegni aperti a *call for papers* a cura di Fabio Fava

ITALIAN
EXHIBITION
GROUP

Providing the future

MAGGIOLI
EDITORE

© Copyright 2018 by Maggioli S.p.A.
Maggioli Editore è un marchio di Maggioli S.p.A.
Azienda con sistema qualità certificato ISO 9001: 2008

47822 Santarcangelo di Romagna (RN) • Via del Carpino, 8
Tel. 0541/628111 • Fax 0541/622595
www.maggioli.it/servizioclienti
e-mail: clienti.editore@maggioli.it

Diritti di traduzione, di memorizzazione elettronica, di riproduzione
e di adattamento, totale o parziale con qualsiasi mezzo sono riservati per tutti i Paesi.

Codice: 978.88.916.3135.0

Indice

- pag. 5 Introduzione
- pag. 7 WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION
VALUTAZIONI DI SOSTENIBILITÀ NELLA GESTIONE DEI RIFIUTI
- pag. 9 Possibili azioni di riduzione dello spreco alimentare *di Valeria Frittelloni, Lucia Muto, Marina Viozzi*
- pag. 15 La misura puntuale dei rifiuti in una grande città: sperimentazione a Busto Arsizio (VA) *di Giorgio Ghiringhelli, Carlo Cavalli, Claudia Colombo*
- pag. 21 I pilastri della regolazione del settore rifiuti: il nuovo ruolo dell’Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA) *di Giorgio Ghiringhelli, Giuseppe Sbarbaro, Paolo Pagani*
- pag. 28 Raccolta differenziata porta a porta: confronto tecnico tra l’impiego di contenitori rigidi o sacchi *di Giorgio Ghiringhelli, Martina Farioli, Fabrizio Dallari, Alberto Berardocco, Luca Solinas, Riccardo Venturi*
- pag. 35 Trasformazione dei fanghi di depurazione in biofertilizzanti: Il progetto SLUDGE 4.0 *di Riccardo Gori, Massimo Aiello, Sandra Vitolo*
- pag. 42 Trattamento dei percolati di discarica mediante H₂O₂ in presenza di ioni Fe²⁺ o Cu²⁺ *di Alessio Siciliano, Carlo Limonti, Francesco Marchio*
- pag. 49 La certificazione, ai sensi della UNI EN ISO 14064-2, della metodologia Carbon Wasteprint, il primo metodo di calcolo della CO₂ emessa dalle utenze nella produzione dei rifiuti *di Andrea Valentini, Luca Belfiore,*
- pag. 55 Il progetto europeo H2020 Waste4Think. Misura dell’impatto sociale in sistemi avanzati di gestione dei rifiuti *di Marta Vila, Michele Giavini, Silvia Colombo*
- pag. 63 WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION
RICERCHE APPLICATE PER IL TRATTAMENTO ED IL RECUPERO DI RESIDUI SOLIDI
- pag. 65 Characterization of printed circuit boards from e-waste byproducts for copper beneficiation *di Giuseppe Bonifazi, Riccardo Gasbarrone, Silvia Serranti*
- pag. 70 Innovative applied technologies for the safe storage management *di Micol Della Zassa, Ginfranco Gianfelice, Alberto Biasin, Jessica Fabro, Paolo Canu*

- pag. 75 Valorizzazione della frazione leggera dei rifiuti di frantumazione dei veicoli. Vantaggi dell'uso del Fluff come materia prima seconda *di Sergio Salvatore Fichera, Giovanbattista Noto, Giorgio Fichera, Gaia Scalisi, Agata Matarazzo, Vincenzo Guadagnuolo*
- pag. 81 Riciclo di cellulosa nella produzione di Poliuretano espanso *di Paolo Pozzi,*
- pag. 88 Recycling of Thermoplastic Polymers by Waste Car Bumpers *di Paolo Pozzi*
- pag. 94 Analisi di un processo di cattura e stoccaggio della CO₂ a scala pilota attraverso la carbonatazione di scorie di acciaieria: test sperimentali condotti sull'impianto VAL-CHIRIA *di Renato Baciocchi, Giulia Costa, Paola Librandi, Stefano Stendardo, Stefano Cassani, Mirko Nobili, Leandro Pagliari*
- pag. 103 **WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION**
XX CONFERENZA SUL COMPOSTAGGIO E DIGESTIONE ANAEROBICA
- pag. 105 Pretrattamenti per la digestione anaerobica di rifiuti e biomasse *di Mirco Garuti, Mariangela Soldano, Claudio Fabbri, Sergio Piccinini*
- pag. 111 Efficienza d'uso del P nel medio-lungo periodo in seguito all'impiego di compost *di Marco Grigatti, Giampaolo Di Biase, Alja Margon, Claudio Ciavatta*
- pag. 118 Valorizzazione energetica del percolato di compostaggio della FORSU mediante reattori CSTR *di Carlo Limonti, Alessio Siciliano, Antonella Bretti*
- pag. 125 Monitoraggio dell'autocompostaggio in due Consorzi di gestione dei rifiuti del Piemonte: metodologia e risultati *di Riccardo Marchesi, Fabrizio Romboli*
- pag. 131 **WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION**
LA GESTIONE DEI RIFIUTI PERICOLOSI: TUTELA DELLA SALUTE E DELL'AMBIENTE, LEGALITÀ ED ECONOMIA CIRCOLARE
- pag. 133 Problematiche di inertizzazione dell'amianto in Italia *di Sergio Clarelli,*
- pag. 140 Valorizzazione delle polveri di acciaieria come materia prima seconda. Usi attuali e possibili utilizzi dal punto di vista dell'economia circolare *di Alessio Salvatore Magro, Giorgio Fichera, Sergio Salvatore Fichera, Michael Maricchiolo, Alberto Bertino, Antonio Zerbo*
- pag. 146 I Rifiuti contenenti Amianto - Analisi dei dati *di Lucia Muto, Gabriella Aragona, Patrizia D'Alessandro, Valeria Frittelloni*
- pag. 153 **WATER MANAGEMENT AND VALORIZATION**
ACQUE POTABILI: LA NUOVA DIRETTIVA EUROPEA, I WATER SAFETY PLANS E LE SFIDE EMERGENTI
- pag. 155 Ricadute applicative dello sviluppo di Water Safety Plans: l'esperienza di Acque Bresciane *di Sonia Bozza, Mario Giacomelli, Giovanni Cadei, Michela Biasibetti, Laura Mostarda, Francesco Esposto*

- pag. 162 Effetto della sostanza organica naturale sul breakthrough dei PFAS in colonne di adsorbimento *di Paolo Roccaro, Massimiliano Sgroi, Erica Gagliano, Federico G.A. Vagliasindi*
- pag. 169 WATER MANAGEMENT AND VALORIZATION
GESTIONE SOSTENIBILE ED EFFICIENTE DELLE RISORSE IDRICHE IN AGRICOLTURA: IRRIGAZIONE SMART E RIUSO DELLE ACQUE REFLUE
- pag. 171 Criteri di pianificazione per il riutilizzo delle acque reflue depurate ed applicazioni in Lombardia *di Giorgio Bertanza, Carlo Collivignarelli, Alessandro Abbà, Sergio Papiri*
- pag. 178 Gestione Risorsa Idrica e Innovazione Tecnologica: un uso sostenibile *di Olimpia Martucci, Gabriella Arcese, Chiara Montauti*
- pag. 184 Potenzialità applicative di substrati innovativi in impianti di fitodepurazione *di Mirco Milani, Giuseppe Luigi Cirelli, Cinzia Caggia, Cinzia Randazzo, Ruggero Rapisarda, Daniela Vanella, Delia Ventura*
- pag. 191 I risultati nel settore vinicolo siciliano e il risparmio di acqua conseguito tramite SOSTain, confrontato con altre certificazioni ambientali *di Roberta Munforte, Aurora Caggegi, Francesco Messina, Ivo Basile, Vanessa Dioguardi*
- pag. 198 Rimozione dei nitrati mediante magnesio zerovalente *di Alessio Siciliano, Giulia Maria Curcio*
- pag. 205 MONITORING & CONTROL
QUALITÀ DELL'ARIA: SORGENTI E RUOLO NEL RAPPORTO AMBIENTE E SALUTE
- pag. 207 Esposizione agli inquinanti dell'aria indoor: stato dell'arte e criticità *di Silvia Brini, Arianna Lepore, Giuliana Giardi*
- pag. 214 WebGIS di PULSE: Piattaforma collaborativa per un ambiente urbano sostenibile *di Francesca Sapio, Andrea Pogliaghi, Nevio Prada*
- pag. 221 BIOREMEDIATION AND SITE REQUALIFICATION
LE BONIFICHE NEL QUADRO DELLA "CIRCULAR ECONOMY"
- pag. 223 Screening innovativo di diossine e furani in sedimenti di siti contaminati: analisi di fingerprint *di Francesco Cardellicchio, Francesco Palmisano*
- pag. 230 Pump&Treat versus bioremediation: a comparative test for Sulfates treatment in groundwater *di Francesco Caridei, Marco Pagano, Roger Midence, Andrea Usai, Tiziana Pumo, Francesco Menniti*
- pag. 236 A low impact technology chemical oxidation, bioremediation and groundwater reinjection analysed with SiteWise™ and SEFA *di Marco Pagano, Claudia Mosangini, Alessia Avantaggiato, Roger Midence, Andrii Oleksandrenko*

- pag. 242 Il suolo nell'economia circolare *di Gioia Sambenedetto, Fernanda Canino, Daniela Cardinali, Nazaria Marchi, Pasquale Ricciato, Fabrizio Ungaro*
- pag. 249 BIOECONOMY
SINERGIE TECNOLOGICHE E LINEE DI SVILUPPO NEL SETTORE DELLE BIOTECNOLOGIE IN ITALIA
- pag. 251 Valorizzazione degli scarti vitivinicoli come materia prima secondaria *di Mariangela Soldano, Nicola Labartino, Sergio Piccinini, Alessandro Massi, Gianni Sacchetti*
- pag. 257 BIOECONOMY
BIORAFFINERIE INTEGRATE NEI TERRITORI. CASI DI SUCCESSO E PROSPETTIVE DI SVILUPPO
- pag. 259 Bresso WWTP: from municipal sludge to bio-methane *di Ottavia Burzi, Matteo Casero, Luca Pedrazzi, Davide Scaglione,*
- pag. 265 CHAIN PATTERNS FOR THE CIRCULAR ECONOMY
L'ECODESIGN PER L'EFFICIENZA DELLE FILIERE
- pag. 267 Bio-costruzioni: benefici derivanti dall'applicazione di un pannello realizzato con pastazzo di arance *di Alessandro Calcagno, Chiara Minglino, Giovanni Paolo Platania, Alessandro Schilirò, Cinzia Martelli*
- pag. 273 CHAIN PATTERNS FOR THE CIRCULAR ECONOMY
GLI EFFETTI DELLA SIMBIOSI INDUSTRIALE SUI SISTEMI PRODUTTIVI E TERRITORIALI
- pag. 275 Scenari di applicazione della Simbiosi Industriale per i piccoli centri cittadini *di Gabriella Arcese, Maria Claudia Lucchetti, Olimpia Martucci, Chiara Montauti*
- pag. 281 L'impronta idrica nel settore agroalimentare: analisi dei danni e impatti del comparto vitivinicolo *di Matteo Leanza, Fabio Copani, Emanuela Marino, Aldo Carpitano, Alessandro Lo Genco*
- pag. 289 La BS 8001, come punto di riferimento nel dibattito sulla economia circolare *di Barbara Monzani, Monica Riva*
- pag. 294 La nuova piattaforma di Simbiosi Industriale di ENEA, funzioni ed esempi applicativi *di Pier Luigi Porta, Paola Sposato, Patrizia Buttol, Cristian Chiavetta, Sara Cortesi, Valentina Fantin, Antonella Luciano, Erika Mancuso, Silvia Sbaffoni, Simona Scalbi, Laura Cutaia*
- pag. 300 Potenzialità dell'O-LCA nella valutazione d'impatto ambientale di Simbiosi Industriali *di Raffaella Taddeo, Michela Rimano, Valentino Tascione, Alberto Simboli, Andrea Raggi*
- pag. 307 Indice dei nomi

Introduzione

Gli articoli raccolti in questo volume riguardano alcuni dei contributi presentati alle principali conferenze aperte a *Call for papers* di Ecomondo 2018, svoltosi a Rimini dal 6 al 9 novembre 2018.

Questa raccolta potrà essere di grande utilità per coloro che non hanno potuto partecipare all'evento e rappresenta una preziosa fonte di informazioni e di stimoli a sostegno di uno sviluppo della *Green and Circular Economy* in Italia, in Europa e nel Mediterraneo.

Rifiuti: Valutazioni di sostenibilità nella gestione dei rifiuti; Ricerche applicate per il trattamento ed il recupero di residui solidi; compostaggio e digestione anaerobica; gestione dei rifiuti pericolosi.

In linea con i suggerimenti forniti dal pacchetto normativo sull'Economia Circolare, è in corso una profonda revisione della gestione dei rifiuti a livello europeo, per migliorare l'efficienza nell'uso delle risorse e generare dunque maggiori benefici, *in primis* ambientali. Un requisito essenziale è compiere considerazioni riguardanti la sostenibilità, nelle sue diverse prospettive. Molti residui industriali e civili sono ancora difficili da gestire, a causa di ostacoli tecnici ed economici. Vari studi e alcune validazioni industriali stanno fornendo nuove evidenze a sostegno di soluzioni tecnologiche integrate per la valorizzazione di matrici particolarmente complesse. Anche sul fronte della valorizzazione dei rifiuti organici vi sono nuove soluzioni; su questo fronte la priorità è produrre compost via filiere dedicate ("filiere compost"), che garantiscano la qualità dei prodotti derivati.

Sebbene rappresentino una piccola parte dei rifiuti prodotti, i rifiuti pericolosi rimangono un flusso di prioritaria importanza in quanto una loro cattiva gestione può comportare ricadute negative rilevanti. Importanti sono la loro gestione, la normativa annessa e le nuove tecnologie di trattamento.

Gli articoli raccolti all'interno di questa macroarea offrono una panoramica su alcuni di questi temi.

Acque: la nuova direttiva europea sulle acque potabili, i *water safety plans* e le sfide emergenti; gestione sostenibile ed efficiente delle risorse idriche in agricoltura

La Commissione europea sta lavorando ad una nuova Direttiva sulle Acque Potabili, partendo da una revisione degli standard di qualità, dei parametri e valori parametrici raccomandati per l'inclusione o esclusione ad opera dell'Organizzazione Mondiale della Sanità.

La gestione sostenibile ed efficiente dell'acqua in agricoltura è una delle maggiori priorità mondiali, azione indispensabile per aumentare la produzione agricola e la qualità della stessa, e dunque per garantire la sicurezza alimentare, soprattutto in macroregioni, come il Mediterraneo, affette da importanti cambiamenti climatici. Soluzioni eco-innovative e digitali, come il riutilizzo delle acque reflue e l'irrigazione di precisione, possono svolgere un ruolo importante per la sostenibilità del nesso acqua-energia-carbonio-cibo.

Gli articoli raccolti trattano alcune di queste tematiche.

Qualità dell'aria: sorgenti e ruolo nel rapporto ambiente e salute

La qualità dell'aria è un'altra delle priorità strategiche nazionali ed europee. I contributi inclusi in questo volume presentano alcune delle principali iniziative italiane avviate su questo fronte e il loro allineamento con i programmi della Comunità Europea.

Le bonifiche nel quadro della “Circular Economy”

Dalla prima normativa di circa 20 anni fa, in Italia è maturata una approfondita esperienza in tema di siti contaminati e molte aree sono state risanate e restituite all'uso, soprattutto in siti di interesse regionale. Tuttavia, gli interventi sono risultati spesso lenti e costosi ed è cresciuta la richiesta di una gestione più “sostenibile” delle “bonifiche”. I contributi presentati in questo volume riguardano la sostenibilità delle bonifiche di siti contaminati italiani in coniugazione con la loro riqualificazione, con un'analisi attenta degli aspetti che governano quest'ultima.

Sinergie tecnologiche e linee di sviluppo nel settore delle biotecnologie in Italia; Bioraffinerie integrate nei territori – casi di successo e prospettive di sviluppo

Nel 2018 i Cluster Tecnologici Nazionali Agrifood CLAN e Chimica Verde SPRING hanno sviluppato, in collaborazione con Assobiotech, un percorso per approfondire le proprie sinergie tecnologiche su tre principali ambiti biotecnologici: la nutraceutica e la nutrigenomica, disponibilità di biomassa e utilizzo di sottoprodotti per scopi industriali, salute e cosmesi. Centrale è il ruolo italiano nel settore *bio-based*, nel quale il nostro Paese è leader Europeo, in un contesto altamente tecnologico, in cui sono stati realizzati importanti investimenti. Tuttavia il settore si trova ad affrontare numerose sfide quali la disponibilità limitata e discontinua di biomassa sostenibile a basso costo, la necessità di investimenti ingenti e rischiosi per lo *scale-up* industriale, la mancanza di un quadro normativo e di *policy* che sia di reale spinta per il settore, etc. Gli articoli raccolti trattano alcuni di questi temi.

L'ecodesign per l'efficienza delle filiere; Gli effetti della simbiosi industriale sui sistemi produttivi e territoriali

L'*Ecodesign* è uno dei fattori più importanti da introdurre nelle filiere di produzione per armonizzare le fasi di progettazione, produzione, recupero e valorizzazione dei materiali, facilitando così l'Economia circolare. La simbiosi industriale ha assunto negli ultimi anni sempre maggiore rilevanza, anche grazie ad azioni di *policy* e di programmazione della commissione Europea, anche attraverso numerosi strumenti di finanziamento ed azioni nazionali e regionali. Gli articoli raccolti all'interno di questa area offrono una panoramica su alcune di queste azioni.

WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION

VALUTAZIONI DI SOSTENIBILITÀ NELLA GESTIONE DEI RIFIUTI

In linea con i suggerimenti forniti dal pacchetto normativo sull’Economia Circolare, è in corso una profonda revisione della gestione dei rifiuti a livello europeo, per migliorare l’efficienza di filiera e generare maggiori benefici. Il controllo degli effetti ambientali derivanti da diverse pratiche di gestione dei rifiuti, la valutazione degli impatti di scenari alternativi di trattamento e recupero, la considerazione di costi e fattibilità economica, le possibili conseguenze sociali derivanti dall’attuazione di diverse soluzioni tecniche, rappresentano i contenuti di questa sessione. Sono anche presentati e confrontati diversi strumenti di valutazione, fra i quali il monitoraggio ambientale, LCA sociale, economica e ambientale, *Material Flow Analysis*, analisi di scenari, etc.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, Società Chimica Italiana – Divisione CABC, GdL “Gestione e trattamento dei rifiuti”, Rete italiana LCA**

Presidenti di sessione:

- Fabrizio Passarini, *Università di Bologna*
- Lucia Rigamonti, *Politecnico di Milano*

Possibili azioni di riduzione dello spreco alimentare

Valeria Frittelloni valeria.frittelloni@isprambiente.it, Lucia Muto, Marina Viozzi, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma

Riassunto

I rifiuti derivanti dagli sprechi alimentari sono, soggetti a un crescente interesse, negli ultimi anni, sia da parte della Commissione Europea che del mondo scientifico a causa sia degli effetti economici connessi con la produzione di questo flusso di rifiuti che per le ricadute ambientali e sociali.

Lo spreco alimentare è direttamente legato alle abitudini dei consumatori, alla loro capacità di pianificare e allo “shopping di routine”, nonché alla composizione del nucleo familiare. Alcune informazioni sulle abitudini e sulle preferenze dei consumatori, consentono al decisore, “architetto delle scelte”, di organizzare il contesto nel quale gli individui prendono le decisioni “orientando” in qualche modo le stesse. L'intento di questo contributo è l'individuazione dei fattori che causano lo spreco alimentare al fine di utilizzarli per orientare i consumatori verso comportamenti più virtuosi.

Summary

Food waste has received growing interest, in recent years, both by the European Commission and by the scientific world because of the economic effects it produces and for the environmental and social effects.

Food waste is directly linked to consumer habits, to their ability to plan and to “routine shopping”, as well as to the composition of the family unit. Information on consumer's habits and preferences allow the decision maker, “architect of choices”, to organize the context in which individuals make decisions “orienting” them in some way. The intent of this work is to identify the factors that produce food waste in order to use them to guide consumers towards more virtuous behavior.

1. Introduzione

La nuova direttiva 851/2018/CE di modifica della direttiva 2008/98/CE per la prima volta introduce una definizione di “food waste”. La stessa prevede che gli Stati Membri riducano la produzione di rifiuti alimentari nella produzione primaria, nella trasformazione e nella fabbricazione, nella vendita e in altre forme di distribuzione degli alimenti, nei ristoranti e nei servizi di ristorazione, nonché nei nuclei domestici contribuendo in tal modo al raggiungimento dell'obiettivo di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite, ovvero ridurre del 50 % i rifiuti alimentari globali pro-capite a livello di vendita al dettaglio ai consumatori e di ridurre le perdite alimentari lungo le catene di produzione e di approvvigionamento entro il 2030.

Il primo studio in materia di rifiuti alimentari condotto dalla Commissione nel 2012 “*Estimates of European food waste levels*” ha evidenziato che, nell'UE, circa 89 milioni di tonnellate di cibo, corrispondenti a circa 180 kg pro capite, vengono sprecate ogni anno.

I settori che contribuiscono maggiormente alla produzione dei rifiuti alimentari sono quello

domestico e quello della trasformazione che, nel complesso, rappresentano circa il 72% degli sprechi alimentari dell'UE.

Nonostante gli sprechi alimentari si verifichino in tutte le fasi della filiera alimentare, le famiglie sono state identificate come attori chiave nella generazione di rifiuti, pertanto, appare importante individuare i fattori che favoriscono o impediscono la produzione di questi rifiuti a livello casalingo, al fine di incidere sulla produzione totale di questo flusso di rifiuti.

2. Fattori che influenzano la produzione di rifiuti alimentari domestici

Generalmente, i consumatori considerano il buttare via il cibo come un comportamento scorretto e, sebbene affermino di non generare (molto) spreco di cibo, o almeno meno di altri, la stragrande maggioranza delle famiglie ammette di buttare via il cibo. Diversi studi hanno rilevato che la preoccupazione per lo spreco alimentare è un importante fattore predittivo della riduzione degli sprechi alimentari e può svolgere un ruolo importante nell'intenzione di ridurre gli sprechi alimentari. In generale, le persone che esprimono una forte preoccupazione ambientale hanno una spiccata avversione verso lo spreco di cibo [1]. Altri studi, inoltre, suggeriscono che il senso di colpa, in particolare, può essere una motivazione importante alla base della riduzione degli sprechi alimentari, infatti, le famiglie che avvertono un maggiore senso di colpa per lo spreco, tendono a produrre meno sprechi alimentari [2]. Anche Qi e Roe (2016) sostengono che ridurre lo spreco alimentare potrebbe essere motivato dall'instillazione di sensi di colpa, che poi agiscono come una norma morale per gestire il cibo con meno sprechi.

Generalmente, le preoccupazioni personali, come il risparmio di denaro, suscitano una motivazione più forte per ridurre lo spreco di cibo rispetto alle preoccupazioni ambientali e sociali. Le preoccupazioni finanziarie associate al denaro che viene perso quando si butta via il cibo sono, infatti, comunemente menzionate come motivazione principale per ridurre al minimo lo spreco alimentare [3]. Inoltre, sprecare il cibo è percepito anche come uno spreco del tempo impiegato nello shopping e nella preparazione di cibo.

Nella maggior parte dei casi, dunque, i consumatori non intendono sprecare il cibo, ma lo sprecano come conseguenza non intenzionale di comportamenti accumulati durante la gestione casalinga degli alimenti. Per questo motivo negli ultimi anni una crescente letteratura ha analizzato le abitudini correlate al cibo e la routine quotidiana nel contesto della generazione di rifiuti alimentari a livello familiare [4].

I rifiuti alimentari hanno una natura particolarmente complessa su cui incide la routine domestica come la pianificazione della preparazione dei pasti, fare acquisti, conservare, cucinare, mangiare e gestire gli avanzi. Tutte queste abitudini giocano un ruolo decisivo nell'approvvigionamento alimentare, ma anche nella generazione di rifiuti alimentari [4].

Identificare le diverse fasi della gestione del cibo, su cui incidono i comportamenti collegati alla generazione di rifiuti alimentari, sebbene queste fasi siano fortemente collegate tra di loro, offre l'opportunità per una migliore comprensione di come il cibo viene gestito all'interno della famiglia.

Lungo tutte le fasi della vita quotidiana, infatti, gli alimenti sono valutati dai consumatori in relazione alla loro commestibilità al fine di disfarsene o riutilizzarli. Inoltre, vari approcci psicologici mettono sempre più in risalto che pratiche routinizzate nelle famiglie come mangiare, cucinare e pianificare rappresentano un elemento chiave nella prevenzione della produzione dei rifiuti alimentari [5].

Un'attenta e consapevole pianificazione della spesa è uno strumento efficace per prevenire l'eccesso di acquisti e, di conseguenza, la produzione di rifiuti alimentari. Le strategie di pianificazione suggerite comprendono: scrivere una lista della spesa, compilare in anticipo i piani pasto, controllare quello che si ha in casa prima di fare acquisti. Il ricorso abitudinario

alla lista della spesa ha dimostrato un'incidenza diretta sulla riduzione della quantità di cibo gettato via per pro capite per circa il 20% [6].

Molta della letteratura contemporanea sui driver della produzione dei rifiuti alimentari presta particolare attenzione all'approvvigionamento e alla routine dello shopping. Infatti, sebbene la gran parte dei consumatori pretenda di acquistare una quantità precisa di cibo, le persone seguono spesso una routine che comporta l'acquisto di più cibo del necessario [7]. Tale abitudine sembra essere uno dei motivi più importanti che portano alla produzione di cibo superfluo [8]. I motivi identificati per l'*“overprovisioning”* includono (i) la buona identità del fornitore, (ii) le differenze di gusto, (iii) l'effetto di compensazione, (iv) vincoli di tempo, (v) acquisto all'ingrosso, e (vi) imballaggi sovradimensionati.

La corretta conservazione e sistemazione dei prodotti alimentari, come la sistemazione del cibo in base alla freschezza o secondo la frequenza di utilizzo, in combinazione con il periodico riordino della dispensa può diminuire la generazione di rifiuti alimentari [9].

Le abitudini di cucina hanno un ruolo chiave nella riduzione degli sprechi, infatti, cucinare le giuste porzioni contribuisce direttamente alla riduzione dello spreco. Inoltre, le abitudini sociali contribuiscono altrettanto, infatti, le persone che abitualmente mangiano fuori, tendono a produrre una maggiore quantità di rifiuti.

Riutilizzare gli avanzi è considerata una delle strategie più efficaci per ridurre gli sprechi alimentari a livello familiare, infatti, chi mangia regolarmente gli avanzi produce meno rifiuti alimentari; tuttavia quest'abitudine è strettamente correlata con la capacità di valutare lo stato di conservazione degli alimenti e con la competenza culinaria.

Anche il modo in cui il cibo viene smaltito può influire negativamente sulla quantità di spreco. Ad esempio, le persone considerano il cibo utilizzato per nutrire gli animali o compostato a livello domestico come un “non rifiuto” per cui, in taluni casi, persino una attività virtuosa come il compostaggio domestico, incidendo sulla motivazione e sul senso di colpa, potrebbe causare un aumento di produzione di rifiuti associati ad uno spreco.

Altri fattori che pesano sullo spreco alimentare sono le variabili socio demografiche come le dimensioni e la composizione delle famiglie, l'età dei componenti, il genere, il livello di formazione, il reddito.

I fattori socio demografici giocano un ruolo meno predittivo, anche se diverse analisi hanno rilevato che le persone con più di 65 anni tendono a consumare meno, e le famiglie con bambini tendono a sprecare più cibo. Su base pro-capite, le famiglie più grandi sprecano meno mentre le famiglie composte da single sprecano di più. I dati del Regno Unito [10] indicano che a causa dell'alimentazione più attenta nei confronti dei bambini e del fatto che i loro genitori prestano maggiore attenzione alla sicurezza alimentare, è più probabile che buttino via il cibo. Allo stesso tempo, si trovano anche a fare più uso di pianificazione dei pasti e della conservazione attraverso i congelatori.

3. Possibili misure

Anche se le persone sono molto motivate a ridurre gli sprechi alimentari, questa volontà spesso non si traduce in azione. La produzione di rifiuti alimentari non è, infatti, sempre guidata da intenzioni consapevoli e le abitudini domestiche legate al cibo sembrano essere l'indicatore migliore per incidere sulla quantità di cibo sprecato.

È necessario, quindi, intervenire con strumenti utili a modificare il comportamento dei consumatori. A tal fine gli strumenti finanziari sono considerati un potente mezzo per spostare le pratiche alimentari verso i modelli di consumo più sostenibili [11]. Tali strumenti riflettono il costo reale dell'uso delle risorse naturali sui prezzi, in tal modo i consumatori hanno maggiori probabilità di diventare attivi nella prevenzione dei rifiuti alimentari. Il sistema basato sull'imposizione di imposte in funzione del volume o del peso “Pay-As-You-Throw” (PAYT) è un

approccio implementato in diversi paesi che ha dato risultati efficaci per ridurre gli sprechi alimentari [12].

Approcci regolatori, compresi gli obiettivi di riduzione dei rifiuti previsti in leggi e standard ovvero piani di gestione obbligatori, restrizioni o convenzioni, mirano ad indurre una riduzione della produzione dei rifiuti e a favorire comportamenti di prevenzione anche attraverso l'applicazione di sanzioni ai soggetti che non rispettano le disposizioni.

Finora sono stati adottati regolamenti in vari paesi, come Francia, Italia, Belgio e Olanda. Il patto nazionale contro i rifiuti alimentari in Francia, per esempio, delinea undici misure per ottenere una riduzione degli sprechi alimentari del 50% entro il 2025.

In Italia la Legge 19 agosto 2016, n. 166 [13], vuole favorire il recupero e la donazione di prodotti alimentari e farmaceutici per fini di solidarietà sociale. La legge si rivolge agli enti pubblici e agli enti privati che perseguono finalità civiche e solidaristiche senza scopo di lucro (cd. "soggetti donatori"). Gli operatori del settore alimentare possono cedere gratuitamente le eccedenze alimentari a soggetti donatori, i quali devono destinarle, anch'essi gratuitamente, in via prioritaria a favore di persone indigenti, se si tratta di prodotti idonei al consumo umano; altrimenti al sostegno di animali e all'autocompostaggio.

La tipologia del packaging, le sue dimensioni e la sua etichettatura influenzano la durata della vita del cibo e incentivi economici potrebbero incoraggiare i produttori ad individuare soluzioni di imballaggio avanzate. Inoltre, una riduzione dell'imballaggio per gli alimenti deperibili potrebbe consentire ai consumatori di scegliere con esattezza la quantità di cibo che vogliono ed evitare acquisti eccessivi.

Alcuni studi hanno consentito di rilevare che i consumatori potrebbero essere disposti a cercare di ridurre lo spreco alimentare ricorrendo alcune condizioni: se la riduzione dello spreco alimentare è percepita come qualcosa di buono, se non vi è la preoccupazione di ammalarsi quando si mangiano gli avanzi e se si ha la convinzione di ottenere una riduzione degli sprechi alimentari [5]. Tuttavia, il comportamento legato allo spreco alimentare è determinato, oltre che dalle nostre intenzioni, anche da fattori meno consapevoli, come abitudini ed emozioni [14].

Per questo motivo potrebbe essere efficace l'utilizzo di strumenti che agiscano in modo da condizionare il comportamento dei consumatori in senso più virtuoso senza, tuttavia, esercitare sugli stessi un controllo diretto. Tali strumenti sono stati approfonditamente indagati dalla psicologia ambientale e dall'economia comportamentale e consentono di disegnare un "frame", un contesto, nel quale il consumatore, liberamente, è indotto ad effettuare una scelta piuttosto che un'altra.

Il nudge, così detta "spinta gentile", è un particolare strumento *che "... altera il comportamento delle persone in modo prevedibile senza proibire alcuna opzione o modificare in modo significativo i loro incentivi economici ..."* [15]. Il "nudging" può essere considerato uno strumento di policy che, se progettato correttamente, può contribuire a garantire o migliorare l'attuazione della legislazione e dei regolamenti ambientali fino ad arrivare a sostituire le politiche ambientali tradizionali.

Questi pungoli possono essere utilizzati quando, per qualsiasi motivo, non è possibile ricorrere a strumenti legali o economici, oppure in aggiunta a questi per conseguire una maggiore efficacia. Stante la complessità del problema e delle determinanti che incidono sullo spreco alimentare, il "nudging" potrebbe costituire un mezzo utile per ridurre la produzione del food waste in un contesto specifico, ma anche contribuire alla realizzazione di buone pratiche che si generalizzano in altri contesti.

La "spinta" può essere applicata in diverse fasi del ciclo di vita associate al consumo di risorse, dalla decisione di acquistare un determinato bene all'uso di quel bene e, infine, al termine del ciclo di vita del bene, quando si prende la decisione sulla gestione dei rifiuti.

La letteratura si concentra su come migliorare il comportamento rispettoso dell'ambiente utilizzando quattro diverse categorie di nudge:

- fornitura di informazioni;
- modifiche nell'ambiente fisico;
- uso di un "green default";
- uso di norme sociali e feedback regolari.

Un esperimento in campo condotto tra il 1 luglio e il 15 agosto 2012, in 52 hotel norvegesi ha dimostrato che un semplice nudge, come la riduzione della dimensione del piatto, ha prodotto una (potenziale e sostanziale) riduzione sia della quantità consumata di cibo che di quella sprecata, con importanti conseguenze sia di natura ambientale che economica [16].

In particolare, sono stati testati due trattamenti di nudge. Nel primo trattamento, la dimensione del piatto è stata ridotta da 24 a 21 cm consentendo di ridurre gli sprechi alimentari del 19,5% rispetto al gruppo di controllo. Nel secondo trattamento, la dimensione del piatto è stata ridotta ed è stata segnalata la possibilità di visitare il buffet più volte. La combinazione di una riduzione delle dimensioni del piatto con una norma sociale ha portato a una riduzione degli sprechi alimentari del 20,5%.

Tuttavia, questa riduzione degli sprechi alimentari potrebbe rimanere legata alla situazione specifica senza orientare il comportamento del consumatore in linea generale [17].

Altri tipi di nudges agiscono sul tipo di informazione che viene fornita al consumatore ad esempio, in una ricerca si è cercato di promuovere la vendita di frutta imperfetta (in questo caso le banane con alcune imperfezioni) presentando il frutto in combinazione con diversi cartelli "*Potrei non avere l'aspetto, ma sono super gustoso! Convinciti!*", "*Prendimi! Troppo bello da perdere. Per il bene dell'ambiente!*" oppure "*Prendimi ad un prezzo speciale! Risparmia denaro!*" [18]. Quando le banane imperfette venivano presentate con il riferimento all'ambiente, inquadrando l'acquisto delle banane come una scelta sostenibile, venivano vendute di più delle altre. L'effetto era ancora più efficace dell'abbassare il prezzo della banana. Questo tipo di nudge non solo riduce direttamente lo spreco di cibo, ma potrebbe intervenire sull'abitudine di cercare il pezzo di frutta più perfetto fornendo anche una prospettiva in cui le scelte diventano importanti per evitare sprechi ed evidenziando come le nostre scelte individuali possono contribuire.

Uno studio condotto in Norvegia utilizzando le informazioni personali e il feedback comparativo sociale come leva per motivare le famiglie a ridurre lo spreco totale e ad aumentare il loro livello di riciclaggio ha evidenziato che quando l'informazione si concentrava sul grado di riciclaggio, vi era un impatto significativo sul comportamento delle famiglie [6].

4. Conclusioni

Lo spreco alimentare è una questione complessa e sfaccettata che non può essere attribuita a singole variabili, per questo motivo la sua riduzione richiede un'integrazione di diverse prospettive disciplinari. Lo spreco alimentare dei consumatori non è la conseguenza dell'abbandono dei rifiuti, ma dell'accumulo di abitudini nel tempo. Per questo motivo l'individuazione dei fattori determinanti nella produzione di rifiuti consente una analisi delle pratiche domestiche e aiuta a progettare strategie di prevenzione degli sprechi alimentari. Le politiche di prevenzione dello spreco alimentare devono essere collocate nel contesto dei comportamenti e degli atteggiamenti che generano i rifiuti.

Per raggiungere gli obiettivi fissati dalla normativa, è essenziale un approccio integrato e una combinazione di misure. Nonostante la crescente attenzione agli sprechi alimentari a livello politico, gli attuali approcci si concentrano principalmente su sensibilizzazione e informazione per correggere le carenze di informazione, modificare gli atteggiamenti o eliminare gli ostacoli a livello individuale.

È ancora assente un quadro politico coerente e integrato che sia capace di innescare azioni appropriate che vadano oltre il livello individuale. La motivazione dei consumatori e le intenzioni di ridurre lo spreco alimentare possono essere sufficienti per prevenire sprechi alimentari nella misura in cui fattori situazionali (ad es. attrezzature inadeguate e sfide infrastrutturali) consentono ai consumatori di modificare il proprio comportamento.

Bibliografia

- [1] **Melbye, E.L., Onozaka, Y., Hansen, H.**, 2016. Throwing it all away: exploring affluent consumers' attitudes toward wasting edible food. *J. Food Prod. Market.* 1-14.
- [2] **Neff, R.A., Spiker, M.L., Truant, P.L.**, 2015. Wasted food: US consumers' reported awareness, attitudes, and behaviors. *PLoS One* 10 e 0127881.
- [3] **Graham-Rowe, E., Jessop, D.C., Sparks, P.**, 2014. Identifying motivations and barriers to minimising household food waste. *Res. Conserv. Recycl.* 84, 15-23.
- [4] **Wahlen, S., Winkel, T.**, 2016. Household food waste. In: **Smithers, G.** (Ed.), Reference Module in Food Science, pp. 1e5. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.03368-0> (Accessed 23 August 2017).
- [5] **Visschers, V.H., Wickli, N., Siegrist, M.**, 2016. Sorting out food waste behaviour: a survey on the motivators and barriers of self-reported amounts of food waste in households. *J. Environ. Psychol.* 45, 66-78.
- [6] **Jorissen, J., Priefer, C., Breutigam, K.-R.**, 2015. Food waste generation at household level: results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany. *Sustainability* 7, 2695-2715.
- [7] **Parizeau, K., von Massow, M., Martin, R.**, 2015. Household-level dynamics of food waste production and related beliefs, attitudes, and behaviours in Guelph, Ontario. *Waste Manag.* 35, 207-217.
- [8] **Evans, D.**, 2011a. Beyond the throwaway society: ordinary domestic practice and a sociological approach to household food waste. *Sociology* 46, 41-56.
- [9] **Farr-Wharton, G., Foth, M., Choi, J.H.J.**, 2014. Identifying factors that promote consumer behaviours causing expired domestic food waste. *J. Consum. Behav.* 13, 393-402.
- [10] **Quested, Tom, E. and P Luzecka.** 2014. Household Food and Drink Waste: A People Focus. WRAP.
- [11] **Reisch, L., Eberle, U., Lorek, S.**, 2013. Sustainable food consumption: an overview of contemporary issues and policies. *Sustainability: Science, Practice, & Policy* 9.
- [12] **Chalak, A., Abou-Daher, C., Chaaban, J., Abiad, M.G.**, 2016. The global economic and regulatory determinants of household food waste generation: a cross-country analysis. *Waste Manag.* 48, 418-422.
- [13] Legge 19 agosto 2016, n. 166 "Disposizioni concernenti la donazione e la distribuzione di prodotti alimentari e farmaceutici a fini di solidarietà sociale e per la limitazione degli sprechi". (GU n.202 del 30-8-2016).
- [14] **Russell, S. V., Young, C. W., Unsworth, K. L., & Robinson, C.** (2017). Bringing habits and emotions into food waste behaviour. *Resources, Conservation and Recycling*, 125, 107-114.
- [15] **Richard H. Thaler e Cass R. Sunstein** (2008) *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness*
- [16] **Kallbekken, S., & Sælen, H.** (2013). 'Nudging' hotel guests to reduce food waste as a win-win environmental measure. *Economics Letters*, 119(3), 325-327.
- [17] **Marchiori, D. R., Adriaanse, M. A., & De Ridder, D. T.** (2017). Unresolved questions in nudging research: Putting the psychology back in nudging. *Social and Personality Psychology Compass*, 11(1), e12297
- [18] **Rohm, H., Oostindjer, M., Aschemann-Witzel, J., Symmank, C., L Almi, V., de Hooge, I. E., & Karantininis, K.** (2017). Consumers in a Sustainable Food Supply Chain (COSUS): Understanding consumer behavior to encourage food waste reduction. *Foods*, 6(12), 104.
- [19] **Anna Birgitte Milford, Arnstein Øvrum, Hilde Helgesen** - Nudges to increase recycling and reduce waste, Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Discussion paper No. 2015-01 http://www.nilf.no/publikasjoner/Discussion_Papers/2015/dp-2015-01.pdf

La misura puntuale dei rifiuti in una grande città: sperimentazione a Busto Arsizio (VA)

Giorgio Ghiringhelli, ghiringhelli@arsambiente.it - Presidente ARS ambiente Srl (Gallarate, VA) e Professore a contratto della Facoltà di Ingegneria Gestionale dell'Università Cattaneo – LIUC (Castellanza, VA)

Carlo Cavalli, Claudia Colombo, AGESP Spa, Busto Arsizio (VA)

Riassunto

La città di Busto Arsizio (VA), con i suoi 83.500 abitanti è la 3a città della Lombardia e l'undicesima a livello nazionale, e si caratterizza per l'elevata densità urbanistica. Dagli anni '90 è attivo un sistema di raccolta porta a porta secco-umido a sacchi, affidato in house alla società pubblica AGESP Spa che ha permesso di raggiungere buoni risultati quali-quantitativi. Nel 2017 il Comune e l'azienda hanno deciso di avviare una sperimentazione di un sistema di misura della frazione residuale (RUR) a mezzo di sacchi a perdere dotati di chip Rfid e rilevamento tramite un sistema a bordo mezzo, già conforme a quanto previsto dal DM 20 aprile 2017. La sperimentazione, durata 1 anno, è stata effettuata in un intero quartiere con circa 4.000 abitanti, scelto in quanto comprendente le diverse fattispecie di utenze e tipologie urbanistiche., .Il progetto sperimentale ha previsto anche per le utenze aggregate (condomini) la fornitura di sacchi dedicati alle singole famiglie. L'adesione da parte dei cittadini è stata elevata e il monitoraggio puntuale di tutti i rifiuti raccolti ha permesso di raggiungere l'85% di raccolta differenziata (partendo dal 62%) dimezzando il rifiuto residuo e incrementando le frazioni differenziate proporzionalmente.

Summary

The city of Busto Arsizio (VA), with its 83,500 inhabitants is the 3rd largest city in Lombardy and the 11th nationally, and is characterized by its high urban density. Since the 1990s, a door-to-door collection system has been activated, by the public company AGESP Spa, which has enabled us to achieve good qualitative and quantitative results. In 2017, the Municipality and the company decided to start experimentation with a residual fraction measurement system (RUR) by means of disposable bags equipped with Rfid chips and a detection system by means of an on-board system, already compliant as required by the Ministerial Decree 20 April 2017. The experiment, which lasted one year, was carried out in an entire district with about 4,000 inhabitants, and was chosen as comprising the different types of utilities and urban typologies, and provided for aggregated utilities the supply of bags for individual families. Adherence to the experimental project was high and the timely monitoring of all the collected waste allowed to reach 85% of separated waste (starting from 62%), halving the residual waste and increasing the proportionally differentiated fractions.

1. Introduzione

La tariffa puntuale consiste prioritariamente in un sistema di quantificazione dei rifiuti prodotti dalla singola utenza, i cui dati permettano di determinare una tariffa proporzionale, per la parte variabile, alla fruizione del servizio da parte dell'utenza stessa [1], con lo stesso principio degli

altri servizi pubblici a rete (energia elettrica, gas e servizio idrico integrato), tant'è che il servizio di gestione rifiuti è stato sottoposto, dal 1° gennaio 2018 all'attività regolatoria dell'ARERA. A partire dagli anni '90, con lo sviluppo delle raccolte differenziate sono state attivate e sperimentate diverse forme di raccolta. Le raccolte indifferenziate hanno registrato un'evoluzione in rapporto alle raccolte differenziate, che da raccolte aggiuntive sono diventate in molte situazioni raccolte integrate [2]. L'evoluzione della normativa, probabilmente anche grazie alle direttive europee in materia, ha portato all'emanazione del DM 20 aprile 2017 che stabilisce i criteri per la realizzazione da parte dei Comuni di sistemi di misurazione puntuale. La città di Busto Arsizio (VA), con i suoi oltre 83.500 abitanti è la 3a città della Lombardia e l'11a a livello nazionale, e si caratterizza per l'elevata densità urbanistica (2 724,46 ab./km²). Dagli anni '90 è attivo un sistema di raccolta porta a porta secco-umido interamente a sacchi, affidato in house alla società pubblica AGESP Spa che ha permesso di raggiungere buoni risultati quali-quantitativi (%RD 62%, totale RU 437 kg/abitante.anno e RUR pari a 128,2 kg/abitante.anno, dati 2016) [3]. I dati principali (ed il loro andamento nel tempo) evidenziano un sistema maturo, che nonostante le significative iniziative di comunicazione, non riesce ad arrivare stabilmente ai livelli previsti dalle normative vigenti e sicuramente non a quelli previsti dal nuovo pacchetto sull'economia circolare dell'UE [4]. Nel 2017 il Comune e l'azienda hanno deciso di avviare una sperimentazione di un sistema di misura della frazione residuale (RUR) a mezzo di sacchi a perdere dotati di chip Rfid e un sistema di rilevamento tramite un sistema a bordo mezzo, già conforme a quanto previsto dal DM 20 aprile 2017.

2. Sperimentazione del sistema di misura del rifiuto residuo a Busto Arsizio

2.1 Scelta dell'area sperimentale

La città di Busto Arsizio presenta 9 quartieri che si differenziano, per le caratteristiche abitative prevalenti (condomini oppure abitazioni singole) e per la maggiore o minore presenza di attività commerciali e produttive. Per la sperimentazione è stata scelta una porzione del quartiere Sant'Edoardo che è caratterizzato da una rappresentazione delle diverse tipologie di utenze e un prolungamento di un lungo viale con presenza di case popolari e villette con giardino. L'area sperimentale scelta è quindi composta da 2.753 utenze complessive (pari a circa il 6,7% delle utenze cittadine) corrispondenti a circa 4.000 abitanti (pari all'8,4% della popolazione) ripartite in 214 edifici, suddivisi in abitazioni uni-famigliari (73) e condomini (141).

2.2 Scelta del modello di raccolta

Il modello di raccolta differenziata adottato a Busto A. si basa, fin dagli anni '90, sulla raccolta domiciliare di tutte le frazioni e della raccolta del RUR a mezzo di sacchi sia nel caso di abitazioni mono familiari che condomini, nel qual caso i sacchi sono a disposizione di tutti gli utenti residenti nel condominio stesso.

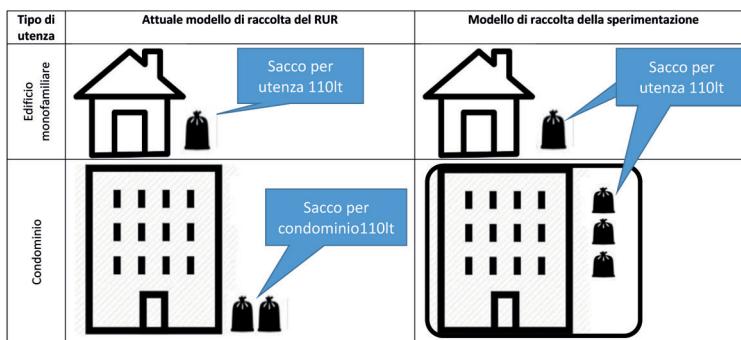


Fig. 1 – Modello di raccolta e contenitori per le diverse tipologie di utenze

La scelta quindi del sistema di raccolta è ricaduta, per la sperimentazione, su un modello di raccolta del RUR che preveda sacchi da 110lt. dotati di chip Rfid associati alle singole utenze TARI secondo lo schema di seguito riportato.

2.3 Scelta del sistema tecnologico di misura

L'azienda MOBA si è resa disponibile ad installare gratuitamente un suo sistema su un veicolo Agesp per la durata della sperimentazione.

Il sistema tecnologico scelto e messo a disposizione è stato composto da:

- sistema a bordo mezzo (controller, sistema GPS, sistema trasmissione dati in remoto e antenna lettore);
- software di gestione dati;
- palmare portatile per gestione sacchi Rfid (lettura e scrittura) per la distribuzione dei materiali alle utenze (per l'associazione utenza/sacco).

L'insieme tecnologico descritto permette il rilevamento puntuale automatico dei conferimenti di RUR delle singole utenze, la registrazione in fase di raccolta e la trasposizione del dato in un apposito software di registrazione. La registrazione del conferimento avviene in modo automatico in fase di carico attraverso la lettura tramite una apposita antenna posta sul veicolo di raccolta, di un codice univoco posto sul contenitore, in precedenza associato al singolo utente.



Fig. 2 – Sistema tecnologico a bordo mezzo per la lettura automatica dei sacchi Rfid

2.4 Distribuzione dei sacchi e comunicazione

Sono stati acquistati n. 60.000 sacchi da 110 litri semitrasparenti di colore blu, con impressa la dicitura «Città di Busto Arsizio-AGESP Spa – Sperimentazione misura puntuale rifiuti non riciclabili» e dotati di etichetta Rfid-Uhf per l'identificazione dell'utenza. Ad ogni utente è stato consegnato un rotolo di sacchi azzurri (26 sacchi) dotati di etichetta-chip col codice identificativo della famiglia/utenza. Attraverso un lettore portatile è stato associato a ciascuna

utenza il rotolo di sacchi consegnato consentendo , così, di attribuire ogni sacco raccolto al proprietario.

2.5 Avvio della raccolta

L'avvio raccolta è avvenuto il 16 giugno ed ha previsto la raccolta dei sacchi blu dotati di chip Rfid il venerdì mattina. È stato scelto un operatore di esperienza che conosce bene il quartiere e il sistema di raccolta. In caso di presenza di sacchi non conformi (sacchi viola o sacchi riempiti in modo errato) l'operatore ha lasciato un avviso apponendo un adesivo dedicato e i sacchi sono stati ritirati il giorno dopo. Si è proceduto alla pesatura di ogni carico di RUR raccolto. Al termine di ogni giro di raccolta è stato possibile ottenere un rapporto contenente i dettagli dei sacchi raccolti.



Fig. 3 – Mezzo e addetto durante la raccolta nella zona sperimentale

3. Risultati

Dopo una iniziale scarsa adesione al sistema i cittadini del quartiere sperimentale hanno cominciato a conferire correttamente i rifiuti. Dal grafico seguente si vede come la produzione di RUR a solo 2 settimane dall'avvio del sistema sperimentale di misura si sia oltre che dimezzata passando da una media di 128,2 kg/abitante.anno a circa 63,5 kg/abitante.anno, valore al di sotto del livello richiesto da Legambiente per riconoscere il premio “Comune Riciclone” (75 kg/abitante.anno).

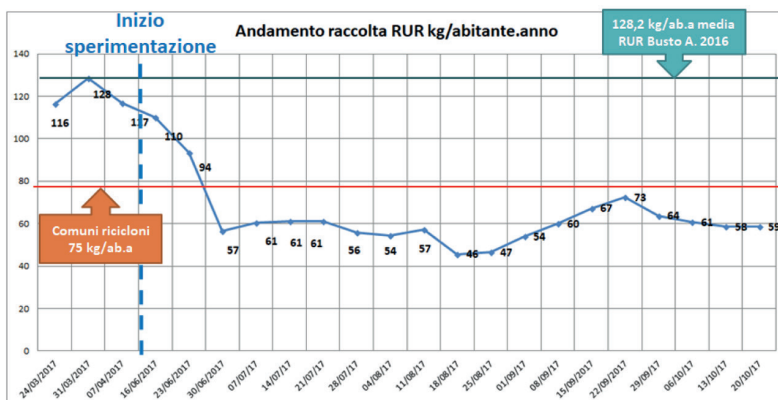


Fig. 4 – Andamento produzione RUR (Rifiuto Urbano Residuo) nell'area sperimentale (kg/abitante.anno)

L'iniziale mancata adesione al sistema sperimentale ha causato l'esposizione di sacchi non conformi che, col proseguire della sperimentazione stessa, si sono via via ridotti sensibilmente rimanendo presenti unicamente in aree/condomini circoscritti (case popolari).

Durante la sperimentazione si è proceduto alla pesatura complessiva sia del RUR che dei rifiuti differenziati. Analizzando i dati di dettaglio è stato quindi possibile, con l'assunto del mantenimento del totale dei rifiuti prodotti invariati e ridistribuendo la riduzione del RUR nelle altre frazioni da RD, calcolare l'effetto del sistema di misurazione del RUR sia in termini di raccolta differenziata complessiva che di potenziale intercettazione delle singole frazioni.

Frazione (kg/ab.a)	RUR	Forsu	Carta e tetrapak	Plastica	Vetro e lattine	%RD
Dati 2016	128,20	71,90	46,70	16,50	42,80	62,10%
Sperimentazione	63,57	83,82	89,53	34,58	72,86	85,05%

Tab. 1 - Risultati della sperimentazione (dati Agesp Spa)

La raccolta differenziata nel quartiere di sperimentazione è così arrivata al 85,05% (+23 punti %) e si è assistito, unitamente al dimezzamento del RUR all'incremento deciso di carta e cartone, plastica e vetro, unitamente ad un lieve incremento della frazione organica.

La riduzione della produzione di RUR ha comportato l'esposizione di una media di 2 sacchi/mese a utenza, ovvero la metà dei sacchi normalmente esposti per utenza nel resto della città (1 sacco/settimana) [5].

Dal punto di vista tecnico gli addetti dell'azienda hanno proceduto ad una verifica empirica del livello di lettura dei sacchi, una verifica automatica sempre con l'antenna a bordo mezzo durante le operazioni di scarico dei rifiuti a fine giro di raccolta, e ad una verifica manuale con la conta dei sacchi durante il giro. Tali verifiche hanno permesso di constatare un livello di lettura dei sacchi prossimo al 100%, quindi confidente con un'eventuale sistema di tariffazione puntuale.

4. Questionario di gradimento del progetto

Al termine della prima fase di sperimentazione (perché in realtà nel quartiere scelto il sistema di raccolta è stato mantenuto con il sistema sperimentale anche successivamente in attesa delle scelte dell'Amministrazione Comunale circa una sua estensione) è stato somministrato un questionario dedicato alle utenze coinvolte. Il questionario, raccolto sia fisicamente che tramite email, fax e *WhatsApp*, è stato correttamente restituito da 386 utenze pari al 14% delle utenze coinvolte nella sperimentazione.

Le risposte evidenziano, in sintesi che:

- il 77% del campione indica come positiva l'esperienza della sperimentazione;
- il 50% del campione ha dichiarato di essere interessato alla fornitura di sacchi di volumetria inferiore rispetto all'attuale;
- il 35% del campione ha dichiarato di essere interessato alla raccolta dedicata di prodotti sanitari assorbenti.

Riguardo alla segnalazione di problemi specifici il 47% del campione ha segnalato i ridotti spazi per lo stoccaggio dei rifiuti in casa (ad esempio per la mancanza di balconi) mentre risultano ridotte numericamente le segnalazioni per altri problemi specifici [6].

5. Conclusioni

La sperimentazione di un sistema di misura del rifiuto urbano residuale a Busto Arsizio, attiva da 1 anno ed ancora in corso, è stata effettuata in un intero quartiere con oltre 4.000 abitanti, e scelto in quanto comprendente le diverse fattispecie di utenze e tipologie urbanistiche, ed ha previsto per le utenze aggregate (condomini) la fornitura di sacchi dedicati alle singole famiglie. L'adesione al progetto sperimentale è stata elevata e il monitoraggio puntuale di tutti i rifiuti raccolti ha permesso di raggiungere l'85% di raccolta differenziata (partendo dal 62%) dimezzando il rifiuto residuo e incrementando le frazioni differenziate proporzionalmente, anche se per ora non è stata applicata alcuna variazione alla Tari. L'adesione dei cittadini è stata elevata, indice di maturità degli utenti e della loro sensibilità al tema rifiuti, e gli utenti si sono abituati presto a gestire il sacco blu anche in realtà condominiali, senza specifiche lamentele sul nuovo servizio, tranne che per le problematiche attese (gestione pannolini, lettiere per animali domestici, dimensioni dei sacchi eccessive, etc.). La dotazione tecnologica di sacchi e antenne (Moba) ha funzionato bene e non sono stati segnalati problemi tecnici. Ai cittadini è stato somministrato un questionario a metà sperimentazione per raccogliere segnalazioni ed indicazioni, dal quale è emerso il gradimento per il progetto e la sollecitazione a trovare soluzioni per il problema dei prodotti sanitari assorbenti (PSA) e per i piccoli abbandoni nei cestini stradali.

La sperimentazione sarà la base per l'estensione del sistema di misura nella restante parte della città, portandola ad essere la 2a città più grande con sistema di misura a livello nazionale (dopo Parma) e pronta per il futuro passaggio a tariffa puntuale.

Bibliografia

- [1] **G. Ghiringhelli**, “*Studio circa i sistemi di quantificazione puntuale per l'applicazione dei sistemi di tariffazione puntuale alla gestione dei rifiuti urbani*”, Gruppo PAYT Italia, Milano, 2012;
- [2] **G. Ghiringhelli, M. Giavini**, “*Introduzione di sistemi domiciliari per la raccolta rifiuti: elementi chiave, valutazioni economiche e casi studio*”, in “Smaltimento dei rifiuti solidi urbani: stato attuale, tecnologie e gestione” CISM – Centre for mechanical sciences, 2008;
- [3] Dati Rifiuti Urbani 2016, ARPA Lombardia, Milano, 2017;
- [4] “Pacchetto Economia Circolare”, GUUE 14 giugno 2018;
- [5] **G. Ghiringhelli, M. Giavini** “*Sperimentazione sistemi di misura dei rifiuti indifferenziati: sintesi finale*”, relazione interna per AGESP Spa e Comune di Busto Arsizio, ARS ambiente Srl, novembre 2017;
- [6] Indagine di customer satisfaction “*Servizio sperimentale misura puntuale rifiuti non riciclabili*”, Servizio Marketing AGESP Spa, maggio 2018.

I pilastri della regolazione del settore rifiuti: il nuovo ruolo dell'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA)

Giorgio Ghiringhelli ghiringhelli@arsambiente.it ARS ambiente Srl Gallarate (VA) e Università di Castellanza - LIUC, Giuseppe Sbarbaro e Paolo Pagani, UTILITEAM Srl Milano.

Riassunto

Nel 2016, il settore dell'igiene urbana ha registrato oltre 12 miliardi di € di fatturato, occupando 90.433 addetti, con 1.821 operatori complessivi. I servizi di igiene ambientale mostrano segnali di sviluppo sia sotto il profilo economico che sotto quello delle performance. Il settore è però caratterizzato da performance molto diverse territorialmente, con significative differenze in termini di livello, qualità e costi del servizio. Molte delle distorsioni della gestione dei rifiuti urbani risiedono nel sistema di governance e, in parte, nell'inadeguatezza della regolazione tecnica. L'attribuzione (Legge 27 dicembre 2017, n. 205) all'Autorità di regolazione per l'Energia Elettrica il Gas e il Sistema Idrico (AEEGSI) di competenze anche in materia di rifiuti urbani, con conseguente cambio di nome in ARERA (Autorità di regolazione per energia, reti e ambiente) a partire dal 2018, permetterà di intervenire in un settore in cui fino ad oggi le competenze sono state ripartite tra Ministero, Regioni, Province, Comuni ed Enti di Governo d'ambito. ARERA è un'autorità indipendente di regolazione e controllo che esercita un potere delegato e riunisce i poteri legislativo, esecutivo e giudiziario, controbilanciato dalla magistratura amministrativa. I tre pilastri dell'attività dell'ARERA sono "qualità" (definizione dei livelli di qualità dei servizi) "tariffe" (predisposizione ed aggiornamento del metodo tariffario) e "unbandling" (separazione contabile e amministrativa della gestione). Il testo fornisce previsioni realistiche, e le relative tempistiche, sulle attività che ARERA implementerà nel settore rifiuti, fornendo un quadro completo della "rivoluzione" che attende il settore.

Summary

In 2016, the urban sanitation sector recorded over 12 billion € turnover, occupying 90,433 employees, with a total of 1,821 operators. Environmental hygiene services show signs of development both from an economic and a performance standpoint. However, the sector is characterized by very different territorial performances, with significant differences in terms of level, quality and service costs. Many of the distortions of urban waste management lie in the governance system and, in part, in the inadequacy of technical regulation. The attribution (Law 27 December 2017, No. 205) to the Regulatory Authority for Electricity, Gas and the Water System (AEEGSI) of competences also in the field of urban waste, with consequent change of name in ARERA (Authorities of regulation for energy, networks and environment) starting from 2018, will allow to intervene in a sector in which until now the skills have been divided between Ministry, Regions,

Provinces, Municipalities and Government Bodies. ARERA is an independent regulatory and control authority that exercises delegated power and brings together legislative, executive and judicial powers, counterbalanced by the administrative judiciary. The three pillars of ARERA are “quality” (definition of service quality levels) “tariffs” (preparation and updating of the tariff method) and “unbandling” (accounting and administrative separation of management). The text provides realistic forecasts, and the relative timing, on the activities that ARERA will implement in the waste sector, providing a complete picture of the “revolution” that awaits the sector.

1. Introduzione

Nel 2016, il settore dell’igiene urbana ha registrato oltre 12 miliardi di fatturato, occupando 90.433 addetti, con 1.821 operatori complessivi [1] mentre gli impianti a servizio della gestione dei rifiuti urbani in Italia sono complessivamente 643. La “gestione” dei rifiuti urbani ricomprende la raccolta, il trasporto, il recupero e lo smaltimento dei rifiuti. Nella gestione integrata del servizio, occorre innanzitutto distinguere tra le fasi a monte della filiera (raccolta, trasporto e spazzamento) dalle fasi a valle (trattamento, smaltimento in discarica e recupero/riciclo). Ai servizi di base si sommano quelli aggiuntivi o accessori (gestione ecocentri, spazzamento strade, svuotamento cestini, etc.). Il perimetro del servizio di raccolta e gestione dei rifiuti urbani è in parte definito dal concetto di assimilazione [2]. Le performance del servizio invece dipendono grandemente dai modelli di raccolta differenziata e gestione adottati, che in Italia si sono sviluppati a partire da raccolte stradali di poche frazioni fino a modelli molto complessi ed evoluti che comprendono raccolte domiciliari secco-umico con tariffazione puntuale. L’assetto normativo del settore dei rifiuti ha registrato negli ultimi anni costanti e significativi mutamenti. Questo processo di cambiamento, ispirato a principi di matrice europea, si è svolto su versanti diversi: tanto su quello organizzativo e gestionale, quanto su quello più specificamente ambientale. Il sistema rifiuti si caratterizza poi per una *governance* multi livello ben raffigurata nell’immagine sottostante, dove è possibile scorgere tratteggiato il futuro posizionamento dell’ARERA.

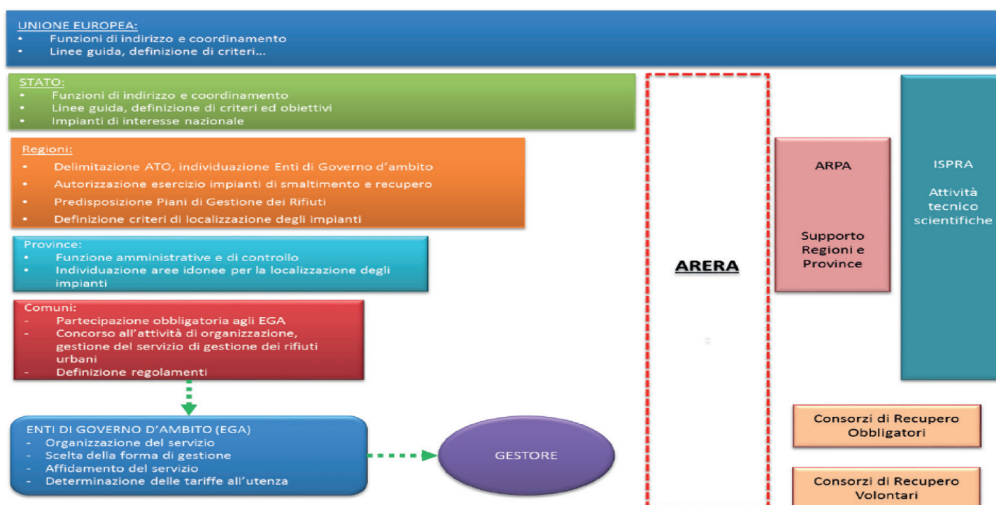


Fig. 1 – Governance multi-livello del settore rifiuti e competenze dei diversi Enti coinvolti (fonte: Green Book Utilitatis, anno 2018)

Molte delle distorsioni concorrenziali nel settore della gestione dei rifiuti urbani risiedono, in parte, nel sistema di governance attualmente esistente e, in parte, nell'inadeguatezza della regolazione tecnica [3].

2. L'attività regolatoria dell'ARERA: funzioni e poteri

La Legge 27 dicembre 2017, n. 205 (cd Legge di Bilancio 2018) attribuisce all'Autorità di regolazione per l'Energia Elettrica il Gas e il Sistema Idrico (AEEGSI) – contestualmente ridenominata in Autorità di Regolazione per Energia, Reti e Ambiente (ARERA) – specifiche competenze anche in materia di rifiuti urbani a partire dal 2018.

L'ARERA è un'autorità indipendente che ha la funzione di tutelare gli interessi dei consumatori e di promuovere la concorrenza, l'efficienza e la diffusione di servizi con adeguati livelli di qualità, attraverso l'attività di regolazione e di controllo. ARERA svolge tale funzione nei settori del gas e dell'energia elettrica fin dal 1995, anno della sua istituzione; per effetto di successivi provvedimenti di legge nel 2011 la sua azione è stata estesa al settore dei servizi idrici, nel 2014 al settore del teleriscaldamento e teleraffrescamento e dal 2018 al settore del ciclo dei rifiuti anche differenziati, urbani e assimilati.

In tutti i settori ad essa affidati ARERA opera esercitando i poteri di regolazione e controllo attribuitigli dalla legge istitutiva, vale a dire dalla L. 14 novembre 1995 n. 481 (Norme per la concorrenza e la regolazione dei servizi di pubblica utilità. Istituzione delle Autorità di regolazione dei servizi di pubblica utilità).



Fig. 2 – Logo ARERA (fonte: sito web ARERA)

Nei limiti di quanto delegato, l'ARERA è uno dei rari casi in cui in un unico organo sono riuniti i 3 fondamentali poteri degli organi dello Stato:

- Legislativo, poiché ARERA ha il potere di determinare regolamenti;
- Esecutivo, poiché ARERA ha il potere di applicare i regolamenti;
- Giudiziario, poiché ARERA ha il potere di giudicare e sanzionare chi non rispetta i regolamenti.

Tali poteri sono controbilanciati dalla magistratura amministrativa.

Per effettuare efficacemente l'attività di controllo e verifica il D.Lgs. 68/2001 prevede che il corpo della Guardia di Finanza (GdF) collabori con le Autorità Indipendenti che ne facciano richiesta. Il nuovo soggetto è chiamato ad intervenire in un settore in cui fino ad oggi le competenze sono state ripartite tra Ministero, Regioni, Province, Comuni ed Enti di Governo d'ambito.

Il processo comporterà presumibilmente una riorganizzazione di competenze e ruoli, con una necessaria crescita della funzione degli Enti di Governo d'ambito e una maggiore responsabilizzazione dei soggetti gestori, imprimendo un'accelerazione all'iter di completamento della *governance* locale. Per svolgere le attività previste l'ARERA ha in parte riorganizzato il suo organigramma funzionale istituendo un'apposita "Divisione Ambiente" da cui dipendono le 3 direzioni: Sistemi idrici (DSID), Teleriscaldamento e Teleraffrescamento (DTLR) e Ciclo dei rifiuti urbani e assimilati (DRIF) [4].

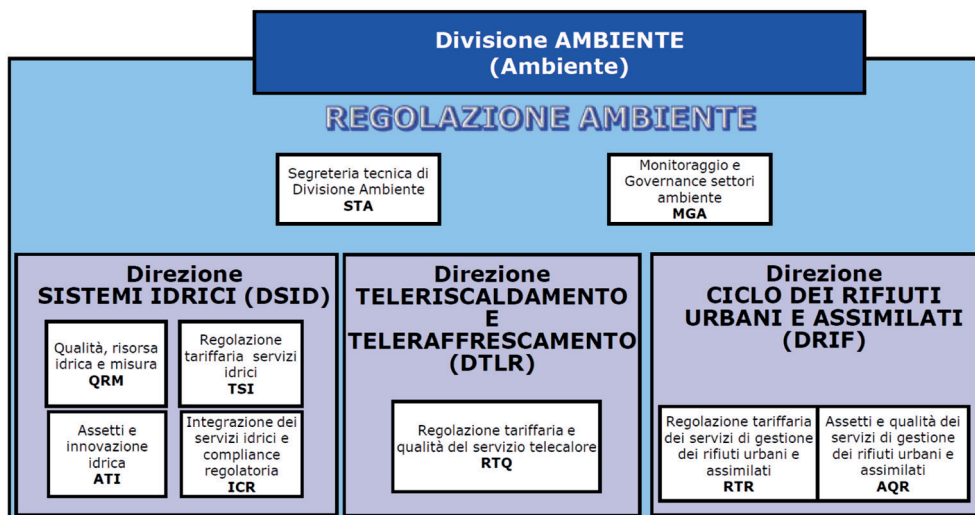


Fig. 3 – Organigramma funzionale della Divisione Ambiente dell'ARERA (fonte: sito web ARERA)

3. I pilastri dell'attività regolatoria dell'ARERA

La regolazione dei servizi pubblici si fonda su tre “pilastri”, ovvero tre elementi fondamentali sui quali poggia l'intero sistema di regolazione e che pertanto devono essere stabiliti con priorità: qualità, tariffe e *unbundling*.



Fig. 4 – I “3 pilastri” della regolazione dell'ARERA

Si tratta di tre temi tra loro strettamente interconnessi, in quanto la disciplina dell'*unbundling* contabile fornisce all'Autorità un quadro informativo essenziale per la sua azione di regolazione economica, il cui fulcro è costituito dalla tariffa, la quale ha l'obiettivo di remunerare i costi efficienti sostenuti per fornire il servizio secondo livelli di qualità definiti e controllati [4].

3.1 La regolazione della qualità nel settore rifiuti

Sempre ai sensi della L. 205/2017 sono attribuite all'Autorità le funzioni di regolazione e controllo, in particolare in materia di definizione dei livelli di qualità dei servizi (sentiti le Regioni, i gestori e le associazioni dei consumatori) nonché di vigilanza sulle modalità di erogazione dei servizi stessi e diffusione della conoscenza e della trasparenza delle condizioni di svolgimento dei servizi a beneficio dell'utenza oltre che di tutela dei diritti degli utenti, anche tramite la valutazione di reclami, istanze e segnalazioni presentati dagli utenti e dai consumatori, singoli o associati.

Innanzitutto l'Autorità individua prestazioni di qualità commerciale, ossia processi di competenza del gestore del servizio che hanno impatto sull'utente finale, come per esem-

pio la preventivazione, la fatturazione, la risposta a reclami o richieste di informazione, ecc.

In secondo luogo fissa alcuni requisiti essenziali riferibili al sistema organizzativo gestionale del gestore, ritenuti indispensabili per il sistema di garanzie dell'utente finale e per le funzioni di controllo che dovranno essere esercitate dalla stessa Autorità.

La qualità tecnica è in genere associata a sistemi di incentivazione e penalità rivolti al soggetto gestore sulla base del raggiungimento o meno delle performance previste dall'Autorità.

Nel settore rifiuti si annoverano a livello nazionale diversi tentativi di standardizzare e oggettivare la qualità tecnica dei servizi di raccolta differenziata, igiene urbana e recupero/smaltimento dei rifiuti, spesso con approfondimenti sui costi dei servizi che frequentemente sono correlati al così detto "livello del servizio" (inteso come valutazione complessiva di efficacia/efficienza di un dato sistema in un certo contesto socio-urbanistico). Possono quindi essere identificati alcuni indicatori misurabili e oggettivi riferibili ai diversi servizi precedentemente richiamati, sostanzialmente dipendenti dalla modalità di erogazione dei servizi stessi (ad es. raccolta differenziata domiciliare o stradale, mezzi e personale utilizzato, frequenze di prelievo, etc.) ed altri indicatori specifici di natura "territoriale" (come ad es. dimensione del Comune, presenza di flussi turistici/pendolari, presenza di grandi utenze, orografia territoriale, etc.). La valutazione integrata delle due famiglie di indicatori permetterebbe di clusterizzare i risultati ottenendo delle "famiglie" di servizi cui poter associare dei valori economici standard [5].

3.2 La regolazione delle tariffe

Il recente DM 20 aprile 2017 ha infine stabilito i criteri per la realizzazione da parte dei Comuni di sistemi di misurazione puntuale della quantità di rifiuti conferiti al servizio pubblico nel caso di applicazione della tariffa corrispettiva, di fatto permettendo ad oggi la coesistenza di 3 sistemi di prelievo della tassa/tariffa rifiuti:

- TARI (tributo) totalmente a coefficienti (ancora basata sul D.lgs. 158/99, e riscossa dal Comune);
- TARI (tributo) con componente variabile a misura (riscossa dal Comune);
- TARIP (corrispettivo) tariffa avente natura corrispettiva (fatturata e riscossa dal soggetto gestore).

In questo quadro sono attribuite all'Autorità le seguenti funzioni di regolazione e controllo, in particolare in materia di:

- predisposizione ed aggiornamento del metodo tariffario per la determinazione dei corrispettivi del servizio integrato dei rifiuti e dei singoli servizi che costituiscono attività di gestione, a copertura dei costi di esercizio e di investimento, compresa la remunerazione dei capitali, sulla base della valutazione dei costi efficienti e del principio «chi inquina paga»;
- fissazione dei criteri per la definizione delle tariffe di accesso agli impianti di trattamento;
- approvazione delle tariffe definite, ai sensi della legislazione vigente, dall'ente di governo dell'ambito territoriale ottimale per il servizio integrato e dai gestori degli impianti di trattamento.

Per metodo tariffario l'Autorità intende il procedimento di determinazione di un vincolo sui ricavi, ossia di un ricavo massimo determinato in modo che sia idoneo a coprire «costi riconosciuti», suddivisi in costi di esercizio (*opex*) e costi di investimento (*capex*), questi ultimi intesi come costi per la remunerazione e l'ammortamento del capitale investito.

Il vincolo sui ricavi è in genere calcolato:

- parte *opex*: sulla base di dati di bilancio e di piano (finché non sarà possibile una loro determinazione parametrica);
- parte *capex*: sulla base dei costi storici originari sostenuti per la realizzazione dei cespiti funzionali alla gestione del servizio e della successiva movimentazione delle immobilizzazioni.

È ragionevole prevedere che nel settore rifiuti l'individuazione di costi efficienti di tipo parametrico sarà molto graduale a causa della complessità del settore e dell'eterogeneità dei modelli di funzionamento.

Per la parte *opex* è possibile che inizialmente vengano fissati obiettivi di mantenimento o miglioramento della produttività rispetto ai costi operativi efficientabili rilevati nel bilancio, come per il settore idrico, non sussistendo i prerequisiti strutturali ed informativi minimi per la fissazione di costi standard parametrici e/o per cluster.

Per la parte *capex* potrebbe non essere mai introdotto un modello di costi standard in considerazione delle difficoltà tuttora non superate negli altri settori e considerata la loro marginalità nel settore della raccolta.

Sulla strutturazione della tariffa invece sono possibili molte soluzioni diverse, che potrebbero svilupparsi nel corso del tempo partendo da modelli più semplici per poi sviluppare modelli più strutturati: dalla modulazione predeterminata o vincolata, ai sistemi di perequazione a livello di ambito, fino a sistemi di perequazione più estesi. Certamente una tariffa sui servizi di raccolta differenziata non potrà, almeno in quota parte, non essere connessa alle quantità conferite (in ossequio al principio «chi inquina paga» precedentemente richiamato), imponendo quindi norme in materia di misura delle quantità, che potrebbero riguardare la frazione secca oggetto di ritiro, altre frazioni oggetto di ritiro e conferimenti volontari degli utenti (ad esempio presso le isole ecologiche comunali o contenitori dotati di sistemi di riconoscimento dell'utente e di misura delle quantità conferite).

3.3 La separazione contabile (Unbundling)

Le norme di separazione contabile costituiscono un cardine della regolazione a livello europeo e nazionale ed esistono diversi regimi di separazione contabile (ordinario, semplificato, consolidato, etc.). Per tutti i settori regolati da ARERA le norme di separazione contabile sono disciplinate dal Testo Integrato di *Unbundling* Contabile (TIUC).

Il flusso informativo certo cui fa riferimento il TIUC si sostanzia nei cosiddetti Conti Annuali Separati (CAS), composti da prospetti economici (dettagli del conto economico), prospetti patrimoniali (dettagli dello stato patrimoniale), prospetti riepilogativi della movimentazione delle immobilizzazioni materiali e immateriali, nota di commento e grandezze fisiche e monetarie sottostanti i conti annuali separati. Per ottemperare alla norma di separazione contabile è necessario dotarsi di un sistema di contabilità analitica – i cui centri di costo ricalcano l'organizzazione e le cui commesse ricalcano i processi – capace di rilevare in modo diretto le poste economiche e patrimoniali attribuite alle attività, che a loro volta devono essere compatibili con l'organizzazione aziendale.

3.4. Tempistiche attese per la regolazione nel settore rifiuti

La figura che segue rappresenta in modo estremamente semplificato la durata dei primi cicli di regolazione nel settore energia, nel settore idrico e – del tutto ipoteticamente – nel settore rifiuti.

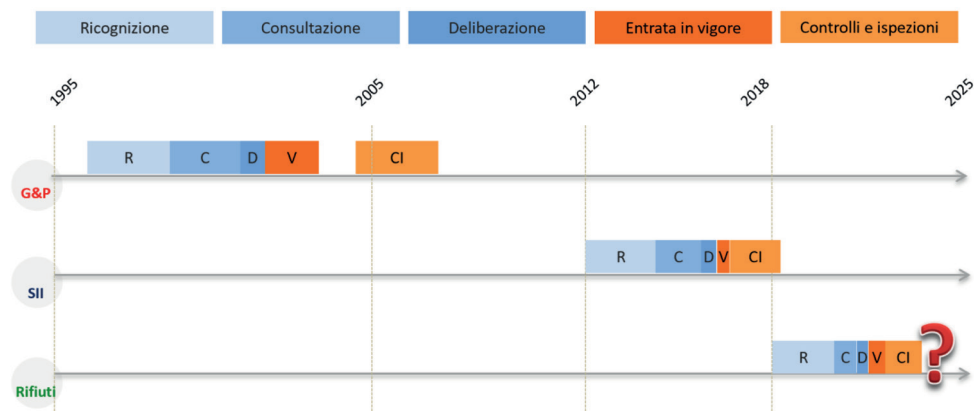


Fig. 5 – Tempistiche delle principali fasi di azione dell'ARERA: confronto tra settore GAS, Sistema Idrico Integrato e ipotesi per settore rifiuti

4. Conclusioni

Il via libera del Parlamento europeo, ratificato formalmente dal Consiglio, al pacchetto di misure sull'economia circolare e i nuovi ambiziosi obiettivi in materia di rifiuti urbani comporteranno un'ulteriore evoluzione nell'organizzazione dei servizi di gestione dei rifiuti urbani e assimilati e, quindi, anche delle imprese del settore (chiamate già oggi a fornire servizi sempre più efficienti, efficaci, capillari e personalizzati). All'interno della più ampia cornice normativa predisposta dalle istituzioni, assume inoltre un ruolo importante e innovativo (almeno per il settore) la neo istituita Autorità di Regolazione per Energia, Reti e Ambiente (ARERA). L'Autorità, attraverso la sua attività di regolazione su tutto il territorio nazionale e l'attribuzione di poteri di controllo e sanzione in caso di mancato rispetto delle regole, dovrà infatti promuovere investimenti efficienti e finalizzati al raggiungimento degli obiettivi europei. È inoltre chiamata a risolvere le annose questione della assimilazione e della definizione della tariffa, quantificando in modo preciso, nel rispetto del principio "chi inquina, paga", gli obblighi di contribuzione.

Bibliografia

- [1] Green Book Utilitatis, anno 2018;
- [2] Studio di settore 05 "Rifiuti: obiettivo discarica zero", CDP – Cassa Depositi e Prestiti, febbraio 2014;
- [3] Indagine conoscitiva IC 49 21/01/16, AGCM - Autorità Garante della Concorrenza del Mercato - 2016;
- [4] Atti del ciclo di convegni "Il settore rifiuti e l'ARERA", Milano, Verona, Roma, giugno-luglio 2018, a cura di Utiliteam Srl e ARS ambiente Srl;
- [5] Indicatori di efficienza tecnico -economica del Servizio di Igiene Urbana, Utilitalia 2016.

Raccolta differenziata porta a porta: confronto tecnico tra l'impiego di contenitori rigidi o sacchi

*Giorgio Ghiringhelli gghiringhelli@liuc.it, Martina Farioli, Fabrizio Dallari, Università Cattaneo – LIUC, Castellanza (VA)
Alberto Berardocco, Luca Solinas, Econord SpA, Varese
Riccardo Venturi, Sintesi Srl – Rete RERA, Camposampiero (PD)*

Riassunto

La valutazione dell'efficacia ed efficienza dei sistemi di raccolta dei rifiuti urbani in Italia viene generalmente misurata a partire dai livelli di raccolta differenziata raggiunti e attraverso altri parametri quali i tassi di intercettazione del totale dei rifiuti urbani e delle singole frazioni. I risultati derivano dalla maggiore o minore propensione dei vari sistemi ad incentivare la partecipazione attiva e le adesioni dei cittadini-utenti alla raccolta differenziata. La prima distinzione riscontrabile è quella tra i sistemi con contenitori stradali e/o di prossimità, in cui l'adesione al sistema di raccolta è essenzialmente volontaria, ed i sistemi domiciliari (porta-a-porta) con una più elevata adesione. Nel primo caso i risultati in termini di tassi di intercettazione quali-quantitativi sono generalmente inferiori rispetto ai sistemi porta-a-porta che registrano migliori performance complessive. I sistemi porta-a-porta, infatti, possono essere progettati dotando le utenze di contenitori rigidi (quali mastelli, bidoncini o carrellati di varie volumetrie) oppure di sacchi in plastica a perdere o, in alternativa, di un mix delle due dotazioni. La ricerca svolta ha permesso di studiare le variazioni di performance tecniche e dei livelli di adesione al sistema di raccolta da parte delle utenze, attraverso il confronto di due aree territorialmente omogenee, gestite dallo stesso soggetto (Econord SpA) e con le medesime frequenze di raccolta, ma con due diversi sistemi di raccolta della frazione secca non riciclabile (RUR - rifiuto urbano residuo): in un caso con sacchi a perdere, nell'altro con mastelli da 40 l, entrambi dotati di chip Rfid. Le analisi svolte dimostrano come i due sistemi, pur presentando le proprie peculiarità anche dal punto di vista logistico/operativo, generano risultati paragonabili, grazie anche ad un buon sistema di comunicazione verso gli utenti, che permette di mediare gli effetti.

Summary

The efficiency and effectiveness of urban waste collection systems in Italy are generally measured in terms of separate collection achieved and other relevant parameters like the interception rates of the total municipal waste and the single fractions. The results are determined by the greater or lower propensity of the various systems to encourage participation of citizens-users to separate collection. The first difference that can be found is between the systems with road and/or proximity containers, in which the adhesion to the collection system is essentially voluntary and the domiciliary systems (door-to-door) with a higher adhesion. In the first case the results in terms of qualitative-quantitative interception rates are generally lower than the door-to-door systems that have better overall performance. Door-to-door systems can be designed by providing the

users with rigid containers (like tubs, bins or wheeled carriers), disposable plastic bags or a mix of the two types of equipment. The research carried out allowed us to study changes in technical performance and the adhesion to the collection system by users. We compared two homogeneous areas, managed by the same subject (Econord SpA), with the same collection frequencies, but with two different non-recyclable dry fraction collection systems: in one case with disposable bags, in the other with 40 l masters both equipped with Rfid chips. The results show how the two system, although presenting their own peculiarities, also from the logistic / operational point of view, generate comparable results, thanks also to a good communication system that allows to mediate the effects.

1. Introduzione

A partire dagli anni '90, con lo sviluppo delle raccolte differenziate sono state attivate e sperimentate diverse forme di raccolta. Le raccolte indifferenziate hanno registrato un'evoluzione in rapporto alle raccolte differenziate, che da aggiuntive sono diventate in molte situazioni integrate. La revisione dei sistemi di raccolta e i dati emersi dalle esperienze più virtuose evidenziano come il sistema di gestione integrato basato sulla raccolta domiciliarrizzata secco-umido, permetta di ottenere performance tecniche migliori. Per il servizio di raccolta del RUR (Rifiuto Urbano Residuo) sono utilizzati sacchi in plastica a perdere o contenitori rigidi che vengono esposti con frequenza settimanale (mastelli) o quindicinale (carrellati da 120 l) in orari prefissati. [1]. La raccolta dei rifiuti è storicamente stata remunerata attraverso la fiscalità generale e oggi attraverso la Tari, declinabile sia come TARI tributo oppure TARIP corrispettivo, ovvero una vera e propria tariffa puntuale commisurata al servizio fruito attraverso un sistema di misurazione puntuale dei rifiuti raccolti, alla quale il gestore applica l'Iva. La tariffa puntuale consiste dunque in un sistema di quantificazione dei rifiuti prodotti dalla singola utenza che consenta di determinare una tariffa proporzionale, per la parte variabile, alla fruizione del servizio da parte dell'utenza stessa. La tariffa è composta da due voci principali:

- la quota fissa serve a coprire i costi di esercizio, come i costi dello spazzamento delle strade, e gli investimenti in opere;
- la quota variabile dipende invece direttamente dai rifiuti prodotti dall'utente [2].

Il recente DM 20 aprile 2017 ha infine stabilito i criteri per la realizzazione da parte dei Comuni di sistemi di misurazione puntuale della quantità di rifiuti conferiti al servizio pubblico nel caso di applicazione della tariffa corrispettiva [2].

Il sistema si compone quindi di contenitori per la raccolta, strumenti di identificazione delle utenze e sistemi di rilevazione/acquisizione.

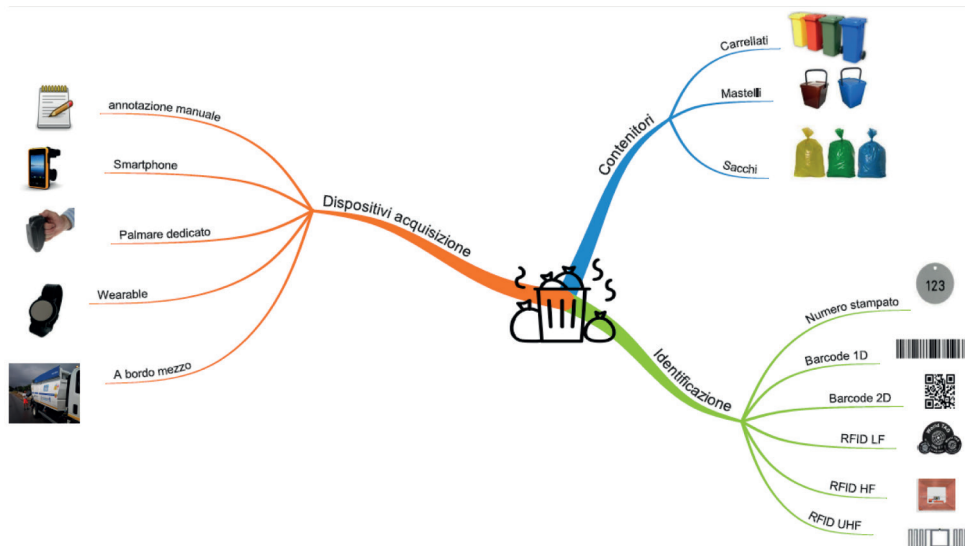


Fig. 1 - Contenitori e sistemi di identificazione delle utenze e dispositivi di acquisizione (fonte:PAYT Italia)

I sistemi di misurazione e identificazione delle utenze sono numerosi e hanno ormai raggiunto un buon livello di maturità economica a tecnologica [3].

2. Confronto tecnico tra sacchi e mastelli per la raccolta del RUR

2.1 Area di indagine e modelli di raccolta del RUR adottati

Econord Spa è un'azienda che da oltre venticinque anni si occupa del trattamento e dello smaltimento di rifiuti solidi urbani ed assimilabili e di servizi di igiene urbana in circa 330 comuni italiani. 200 dei 330 comuni gestiti da Econord sono situati in Lombardia in 6 delle 12 province. Il territorio servito risulta molto ampio e comprende ben 1.073.298 abitanti (circa 11% della popolazione totale lombarda). I Comuni serviti presentano diverse tipologie di raccolta differenziata e di sistemi di tassa/tariffa rifiuti. In particolare nei territori di interesse di questo studio è stato adottato un sistema di raccolta differenziata domiciliare con tecnologia Rfid applicata alla raccolta del RUR, con fornitura alle utenze di differenti tipologie di contenitori:

- contenitori rigidi (mastelli da 40 l): vengono consegnati a ciascuna utenza del servizio rifiuti contenitori riutilizzabili dotati di transponder Rfid UHF, il cui codice è associato all'utenza tariffaria e al volume del contenitore;
- sacchi a perdere in materiale plastico (70l oppure 110 l): sacchi in materiale plastico a perdere dotati di transponder Rfid UHF; l'associazione sacco / utenze nel gestionale tariffa avviene al momento della consegna dei rotoli di sacchi.

2.2 Confronto tra le performance di raccolta differenziata

Per il confronto delle performance sono stati scelti un campione significativo di Comuni serviti da Econord SpA per i servizi di raccolta in provincia di Varese che presentassero simili caratteristiche territoriali, di densità abitativa, con sistemi omogenei di raccolta e tariffazione puntuale, ma con differente tipologia di contenitore adottato per la raccolta del RUR (sacco in plastica a perdere o mastello).

Tipologia contenitore per RUR	Numero Comuni del campione	Abitanti	Densità media (ab/kmq)	Frequenze di raccolta delle diverse frazioni				
				RUR	Umido	Carta e cartone	Plastica	Vetro
Sacchi	25	84.079	319,8	settimanale	settimanale o bisettimanale	quindicinale	quindicinale	quindicinale
Mastelli	36	103.624	438,9	settimanale	settimanale o bisettimanale	quindicinale	quindicinale	quindicinale

Tab. 1 – Tabella con i Comuni oggetto di indagine e loro principali caratteristiche generali e frequenze di raccolta delle diverse frazioni di rifiuti (elaborazione dati 2017, Osservatorio Regionale Rifiuti)

Il campione è quindi composto da 25 Comuni che utilizzano per la raccolta del RUR sacchi semi-trasparenti dotati di tag Rfid e 36 Comuni con mastelli sempre dotati di tag Rfid. Come riportato in tabella 1 le frequenze di raccolta sono identiche e le caratteristiche di densità abitativa sono molto simili.

Tipologia contenitore per RUR	TOT RU (kg/ab_anno)	RUR (kg/ab_anno)	% RD	Umido (kg/ab_anno)	Carta e cartone (kg/ab_anno)	Plastica (kg/ab_anno)	Vetro (kg/ab_anno)
Sacchi	443,8	97,8	72,6%	71,7	48,7	24,1	52,3
Mastelli	468,1	98,5	72,9%	70,4	46,3	26,0	57,6

Tab. 2 – Principali risultati del campione di Comuni oggetto di indagine (elaborazione dati 2017, Osservatorio Regionale Rifiuti)

I dati riportati in tabella 2 evidenziano come nel campione di Comuni analizzato il differente contenitore impiegato per la raccolta del RUR, a sostanziale parità di altre condizioni tecnico-operative, non influenzi né le performance complessive di raccolta differenziata né quelle di intercettazione delle principali frazioni di rifiuto, compreso il

Come si può notare dai grafici la frazione organica e quella della plastica hanno registrato un andamento di crescita costante con entrambe le modalità di raccolta; dal 2014 al 2016 i dati sono pressoché uguali (è osservabile una differenza media di 2kg/ab_anno) mentre per quanto riguarda l'ultimo anno, si nota una crescita maggiore per la raccolta con mastelli. La frazione della carta registra un aumento costante nella raccolta con mastelli mentre nella raccolta attraverso sacchi ha subito un andamento altalenante negli ultimi 4 anni. Anche la frazione del vetro registra un andamento simile a quello della carta: si registra una crescita costante nella raccolta con i sacchi e un andamento altalenante per i mastelli.

2.3 Confronto di performance operative di raccolta

Nel caso studiato, data l'omogeneità del campione di Comuni analizzato dal punto di vista urbanistico-territoriale, si focalizzerà l'attenzione sull'impatto operativo dell'utilizzo di contenitori differenti per la raccolta del RUR (sacchi o mastelli), che sostanzialmente si può ricondurre a:

- necessità potenziale di impiego di veicoli diversi (compattatori e/o mezzi a vasca);
- diversa movimentazione del rifiuto: “lancio” del sacco a perdere sul veicolo oppure svota-

mento e riposizionamento a terra del mastello (con o senza suo aggancio a sistema idraulico volta bidoni in dotazione).

Comune	TOT RU (kg/ab_anno)	RUR (kg/ab_anno)	% RD	Umido (kg/ab_anno)	Carta e cartone (kg/ab_anno)	Plastica (kg/ab_anno)	Vetro (kg/ab_anno)
Lomazzo (CO)	384,9	82,3	78,6%	74,9	45,3	23,6	40,8
Cadorago (CO)	401,2	91,7	77,1%	60,8	41,1	24,7	45,8
Caronno Pertusella (VA)	433,6	67,5	84,4%	92,2	51,6	36,6	39,8

Tab. 3 – Principali risultati del campione di Comuni oggetto di indagine (stima dati 2018 sulla base dei dati reali primi 6 mesi di raccolta, fonte: Econord SpA)

I dati sono anche in questo caso allineati con scostamenti minimi che si possono ipotizzare attribuibili al maggior tempo intercorso dall'introduzione del sistema di misurazione e tariffazione puntuale a Caronno P. (2015) rispetto agli altri Comuni (2017).

Verificando invece i tempi di raccolta nel campione di Comuni analizzati, ben emergono le peculiarità e gli effetti sulle attività operative di raccolta a seconda del contenitore impiegato. Partendo dalla durata del turno di raccolta, definita dalla differenza tra l'orario di registrazione della prima raccolta e l'ultima, è stato possibile mettere in relazione il tempo, il numero di svuotamenti, il numero degli operatori coinvolti e i quantitativi raccolti.

Comune	Durata turno di raccolta (min)	Operatori impiegati per turno di raccolta	Contenitori raccolti per turno (letture Rfid)	Tempo medio per prelievo (min)	Quantità RUR in un turno (kg)	Peso medio per prelievo (kg)
Lomazzo (CO)	372	3,50	1047	1,23	13055	12,75
Cadorago (CO)	372	3,00	1005	1,13	13055	12,99
Caronno Pertusella (VA)	293	3,00	1252	0,71	7657	6,15

Tab. 4 – Principali dati operativi sulle tempistiche di raccolta nei Comuni analizzati (fonte: Econord SpA)

Dai risultati si evidenzia che l'impiego dei sacchi permette di velocizzare i tempi di raccolta rispetto ai mastelli (tempo medio prelievo inferiore di circa il 40%) ma le quantità raccolte sono inferiori a parità di prelievi (quantità raccolta per turno inferiore di circa il 50%) probabilmente perché il mastello permette una maggiore compressione dei rifiuti al suo interno.

2.4 Altre valutazioni qualitative

Nella scelta di un modello di raccolta, di un modello di tariffazione puntuale e, in ultima analisi, dei contenitori da impiegare per la raccolta del RUR, entrano in gioco alcune variabili di natura prevalentemente qualitativa, che verranno esemplificate qui di seguito.

Variabile analizzata	Valutazione qualitativa		Note
	Sacchi Rfid	Mastelli Rfid	
Confort domestico per gli utenti	=	↑	Tenere il sacco in casa, soprattutto per le utenze condominiali e in caso di frequenze di esposizione diradate può essere scomodo
Confort di esposizione per gli utenti	↑	=	Il sacco a perdere non richiede il recupero del contenitore dopo l'esposizione
Facilità di distribuzione	=	=	I sacchi vanno conferiti/ritirati dalle utenze periodicamente mentre i mastelli prevedono un'unica consegna; la prima consegna dei mastelli è sicuramente onerosa e complessa
Gestione dei cambi delle utenze	↑	↓	Per i mastelli occorre prevedere sostituzioni di quelli rotti, restituzione per cambio residenza o furti
Confort per i raccoglitori	↑	=	La raccolta dei sacchi è più veloce e semplice
Decoro urbano	=	=	In generale la "letteratura" di settore tende ad attribuire ai mastelli una migliore qualità estetica delle strade ma occorre considerare il maggior tempo di permanenza dei mastelli e il caso di gradi edifici con esposizione contemporanea di decine di mastelli
Volumi	↑	=	Con il sacco è possibile fornire le utenze di sacchi con differenti volumetrie
Gestione PSA e altri rifiuti particolari	=	↑	Nel caso dei sacchi la presenza di PSA (Prodotti Sanitari Assorbenti) e sabbietta per il gatto può creare problemi
Sicurezza degli operatori di raccolta	=	↑	Il mastello permette la raccolta in sicurezza in caso di presenza di oggetti taglienti, etc. e in caso di norme specifiche può essere svuotato a mezzo del volta bidoni idraulico
Affidabilità di lettura Rfid	=	↑	Il sacco per conformazione (consegna a rotoli, posizione tag Rfid) può dare origine a problemi di lettura
Controllo conferimenti impropri	↑	↓	Il mastello rispetto al sacco semi-trasparente permette controlli con maggiore difficoltà dei rifiuti conferiti
Possibilità di implementazione/modifica	↑	↓	Con i sacchi è possibile cambiare sistema (ad esempio passare da sacchi con tag Rfid a sacco prepagato o a sacchi con diverse volumetrie)
Spargimento rifiuti per randagismo	↓	↑	I mastelli, se dotati di sistema anti-randagismo, garantiscono protezione dal fenomeno
Possibilità di compressione dei rifiuti	=	↑	Con i mastelli i rifiuti possono essere maggiormente compressi e quindi incrementare la densità del raccolto

Tab. 5 – Confronto variabili qualitative tra sacchi e mastelli per la raccolta del RUR

3. Conclusioni

La misurazione puntuale può fornire indicatori che permettono di monitorare l'efficacia, la qualità e la precisione del servizio. La tariffazione puntuale deve essere strutturata in modo coerente rispetto ai diversi sistema di raccolta rifiuti (sacchi, bidoncini, cassonetti, etc.) sfruttando appieno le differenti specificità dei differenti contenitori e frequenze di raccolta utilizzabili. Analizzando i dati empirici e di letteratura sicuramente è possibile affermare che, a prescindere dal contenitore utilizzato (sacchi o mastelli), il RUR diminuisce in modo significativo e tende ad attestarsi su livelli simili in tutte le realtà in cui viene introdotto un sistema di misura e/o di tariffa puntuale. Come dimostrato dalle analisi svolte l'effetto del contenitore sui tempi e modalità di raccolta è più significativo con la raccolta dei sacchi, più rapida, valore bilanciato però da quantità unitarie intercettate superiori con il mastello che permette evidentemente di raggiungere maggiori valori di densità dei rifiuti.

Bibliografia

- [1] **G. Ghiringhelli, M. Giavini**, “*Introduzione di sistemi domiciliari per la raccolta rifiuti: elementi chiave, valutazioni economiche e casi studio*”, in “Smaltimento dei rifiuti solidi urbani: stato attuale, tecnologie e gestione” CISM – Centre for mechanical sciences, 2008;
- [2] “*Il settore rifiuti e l'ARERA*”, Atti del ciclo di convegni, Milano, Verona, Roma, giugno-luglio 2018, a cura di Utiliteam Srl e ARS ambiente Srl;
- [3] **G. Ghiringhelli**, “*Studio circa i sistemi di quantificazione puntuale per l'applicazione dei sistemi di tariffazione puntuale alla gestione dei rifiuti urbani*”, Gruppo PAYT Italia, Milano, 2012;
- [4] **G. Ghiringhelli, M. Santi**, “*Progettare la tariffa puntuale rifiuti: come elemento fondamentale dell'economia circolare*”, L'Ambiente 5/2016;
- [5] Dati Rifiuti Urbani 2016, ARPA Lombardia, Milano, 2017.

Trasformazione dei fanghi di depurazione in biofertilizzanti: Il progetto SLUDGE 4.0

Riccardo Gori riccardo.gori@unifi.it Università di Firenze, Firenze,
Massimo Aiello m.aiello@acqueindustriali.net Acque Industriali S.R.L., Pisa,
Sandra Vitolo sandra.vitolo@unipi.it Università di Pisa, Pisa

Riassunto

Il progetto SLUDGE 4.0 nasce dalla necessità di individuare soluzioni certe per lo smaltimento dei fanghi di depurazione prodotti nell'ambito del Servizio Idrico Integrato (SII) nella Regione Toscana. È noto che lo smaltimento dei fanghi di depurazione rappresenta una grossa criticità che a seguito dei recenti orientamenti volti ad impedire lo spandimento di retto in agricoltura, sta assumendo sempre più il carattere dell'emergenza. I recenti sviluppi della tecnologia di carbonizzazione idrotermale (HTC) delle biomasse, rendono promettenti le potenzialità di tale tecnologia ai fini dell'integrazione nel ciclo della depurazione. Il principale obiettivo del progetto SLUDGE 4.0 è quello di valutare la possibilità di trasformare, tramite HTC, i fanghi di depurazione in biofertilizzanti valutando al tempo stesso la sostenibilità tecnica, economica ed ambientale di tale approccio. Il progetto prevede il coinvolgimento di aziende e organismi di ricerca ed è stato selezionato tra i progetti strategici di ricerca e sviluppo nell'ambito del POR FESR 2014 – 2020 della Regione Toscana.

Summary

The project SLUDGE4.0 has been developed from the aim to identify certain solutions for sewage sludge (SS) disposal produced by Tuscany Integrated Water Service (SII). Because of the increasing restrictions in the direct application of SS to agricultural land, the critical issue of SS disposal is turning into a real emergency. Recently, the advancements of biomass hydrothermal carbonization (HTC) has given promising potentials to integrate this technology in wastewater treatment plants (WWTPs). The main goal of the project SLUDGE4.0 is to evaluate the chance to transform SS in biofertilizers through HTC, also assessing technical, economic and environmental sustainability of this approach. The project expects to include companies and research organizations, and it was selected among the strategic projects in research and development in the POR FESR 2014 – 2020 promoted by Tuscany region.

1. Introduzione

Il progetto SLUDGE 4.0 nasce dalla necessità di individuare soluzioni certe per lo smaltimento dei fanghi di depurazione, che rappresenta una delle maggiori criticità nell'ambito del Servizio Idrico Integrato (SII) a livello regionale toscano. Allo stato attuale, in Toscana, i fanghi derivanti dal trattamento delle acque reflue ammontano a circa 110.000 ton/anno, che incrementeranno fino a 130.000 nei prossimi anni con il completamento degli allacciamenti ai sistemi di depurazione. Fino al settembre del 2016, il 30-40% dei fanghi biologici prodotti in Toscana veniva recuperato in agricoltura nella stessa Regione, mentre il restante 60-70% era

avviato presso impianti di compostaggio o di trattamento e recupero situati fuori Regione (per mancanza di impianti in Toscana), con una piccola aliquota, inferiore al 5%, avviata allo smaltimento in discarica, per un costo complessivo di circa 10 milioni di euro l'anno. Sebbene la normativa in vigore (Dlgs. 99/1992 in attuazione della Direttiva comunitaria 278/86) autorizzi, nel rispetto di alcuni limiti di qualità, lo spandimento dei fanghi di depurazione su terreni agricoli, la Regione Toscana, a seguito di indagini della magistratura, da settembre 2016 ha di fatto bloccato questa attività di recupero in attesa di un quadro più chiaro e definito a livello nazionale visto l'iter attualmente in corso del disegno di legge n° 2323 della commissione ambiente del Senato che andrebbe ad aggiornare il Dlgs 99/92.

Tuttavia questo percorso non si è ancora concluso ed in questo quadro di incertezza tutti i fanghi prodotti dalle Aziende del SII operanti in Toscana sono conferiti verso impianti di impianti di trattamento situati in altre Regioni o addirittura all'estero. Conseguentemente le aziende del SII operanti in Toscana prevedono un incremento dei costi di smaltimento fino a 18-20 milioni di euro, che rappresenta sostanzialmente un raddoppio rispetto alla situazione attuale. Rispetto a questa criticità, che sta assumendo sempre più il carattere dell'emergenza, i gestori facenti capo alle società del SII operanti negli ambiti toscani (Acque Spa, Acquedotto del Fiora, ASA Spa, Gaia Spa, Geal Spa, Nuove Acque e Publiacqua Spa) supportate da Acque Industriali Srl (capofila del progetto SLUDGE 4.0), tramite il gruppo di lavoro fanghi presso Cispel Conferservizi Toscana, hanno promosso un articolato confronto a livello istituzionale regionale per individuare soluzioni che rispondano a criteri di affidabilità a livello di processo e impiantistica, sostenibilità ambientale e sicurezza per la salute. L'obiettivo non è limitato solo ad uscire dall'emergenza ma a trovare soluzioni che mettano in sicurezza l'intero comparto sia in termini di scelte tecnologiche a costi sostenibili e che sia rivolto allo sviluppo e consolidamento di un modello di economia circolare rendendo così la fase di depurazione una opportunità di valorizzazione dei fanghi attraverso la produzione di prodotti sicuri e ad alto valore aggiunto (cosiddetto END OF WASTE).

I recenti sviluppi della tecnologia di carbonizzazione idrotermica (HTC) delle biomasse, rendono promettenti le potenzialità di tale tecnologia ai fini dell'integrazione nel ciclo della depurazione.

2. Il processo HTC

L'HTC consiste in una conversione termochimica di biomasse in ambiente acquoso attraverso il quale l'alimentazione viene trasformata in bio-carbone avente rango di lignite (denominato hydrochar) e in una soluzione acquosa contenente ricca di sostanze organiche ed inorganiche derivanti dalla trasformazione della biomassa di partenza. La reazione termochimica permette di recuperare circa il 99% del carbonio di cui circa l'85-90% concentrato nel solido (hydrochar) e la restante parte presente in soluzione nell'acqua di processo. Il termine biomassa si riferisce a materiali lignocellulosici, come legno e scarti dell'agricoltura ma anche a materiali non-lignocellulosici, come ad esempio rifiuti urbani (la frazione organica) ed i fanghi di depurazione [1]. Come noto è disponibile un'ampia varietà di tecnologie biologiche e termochimiche come torrefazione, pirolisi, gassificazione, digestione anaerobica e fermentazione per migliorare le proprietà combustibili della biomassa, anche attraverso la conversione di essa in biocombustibili liquidi o gassosi [2]. I trattamenti termochimici sono spesso preferiti ai processi biologici, grazie a tempi di reazione più brevi e ad alte efficienze di conversione. La conversione termochimica di biomassa in un ambiente con concentrazioni di ossigeno limitanti porta alla produzione di biochar [3] il quale è utilizzabile come ammendante con effetti positivi sulla struttura e le proprietà meccaniche del terreno nonché sulla ritenzione idrica e degli elementi nutritivi [4]. La formazione di biochar avviene attraverso un processo di carbonizzazione a secco per cui materiali e biomasse con un alto contenuto di umidità (> 30%),

come scarti vegetali, fanghi di depurazione, rifiuti animali e alghe possono essere essiccati solo a seguito di pretrattamenti di essiccamento ad alto consumo energetico [5,6]. L'HTC, invece, opera in fase acquose in condizioni subcritiche a temperature comprese tra 180 e 280 °C e pressione autogena (fino a 2 MPa), generando l'hydrochar, una frazione organica solubile in acqua (che contiene zuccheri, acido acetico e altri acidi organici) e una piccola frazione gassosa (prevalentemente CO₂). Le trasformazioni principali che si verificano durante l'HTC sono basate sull'idrolisi e la deidratazione della cellulosa, emicellulosa e lignina a monosaccaridi e disaccaridi che, a loro volta, sono deidratati, idrolizzati e decarbossilati per fornire frammenti intermedi che sono poi ricondensati per portare alla formazione dell'hydrochar. L'HTC incrementa il potere calorifico superiore (HHV) e la capacità di disidratazione del materiale alimentato [7]; i dettagli del processo sono discussi approfonditamente in alcuni review papers [8-12]. Differenti materiali, condizioni di processo, e tecnologie di produzione possono determinare proprietà diverse dell'hydrochar. Accanto al previsto uso come combustibile, l'hydrochar è una matrice carboniosa che può trovare applicazioni in agricoltura, in orticoltura, e nella manifattura di materiali (carboni attivi, elettrodi o compositi) [13]. I materiali carbonizzati (chars) derivanti da biomasse di scarto (tra cui i fanghi di depurazione) possono contribuire in modo significativo a contrastare la desertificazione garantendo un apporto di sostanza ed aiutando a risanare le proprietà del terreno, riducendo l'utilizzo di materiali esogeni [7]. I char rappresentano quindi una fonte di ammendanti e fertilizzanti sostenibili e dal punto di vista del ciclo di vita ambientale l'utilizzo esclusivo di tali sotto-prodotti come combustibili non è indicato.

Negli ultimi anni sono state sviluppate alcune applicazioni industriali del processo di HTC, basate su diverse configurazioni del reattore [8-12,14,15]. L'attività di ricerca sulla tecnologia HTC, si è recentemente concentrata anche sui fanghi di depurazione, tema sul quale sono necessarie ancora numerose ricerche.

3. Applicazione dell'HTC al trattamento dei fanghi di depurazione

La tecnologia HTC presenta promettenti potenzialità per essere integrata nella filiera del ciclo di depurazione in quanto non richiede di apportare modifiche ai processi depurativi e permette il trattamento del fango tal quale così come prodotto dagli impianti di depurazione evitando pre-trattamenti energivori quali l'essiccamento termico. La concentrazione delle biomasse avviate al trattamento HTC, infatti, è solitamente compresa nel range 10 – 25% di sostanza secca, all'interno del quale ricade solitamente anche la concentrazione dei fanghi disidratati meccanicamente per mezzo di centrifughe e presse a nastro, tipicamente utilizzate negli impianti di depurazione. In fig. 1 è sinteticamente rappresentato il processo HTC con indicazione dei possibili flussi in ingresso (limitatamente ai fanghi derivanti dai processi di depurazione), le condizioni operative ed i flussi in uscita.

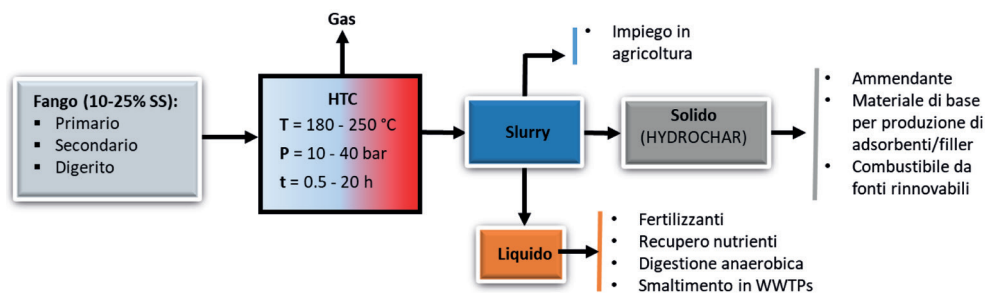


Fig. 1 – Input e output del processo HTC applicato ai fanghi di depurazione

Come si può osservare il prodotto dell'HTC è uno slurry che può andare incontro ad un processo di separazione solido-liquido che porta alla formazione di una frazione solida (l'hydrochar) ed una frazione liquida. Entrambe le frazioni possono trovare impiego e valorizzazione nel pieno rispetto dei principi della bio-economia e della economia circolare (Figura 1).

Dalla soluzione, a seguito di idonei trattamenti di separazione (quali ad esempio ultrafiltrazione ed osmosi) è possibile estrarre un concentrato ricco di elementi fertilizzanti rappresentato dalle sostanze idrosolubili N, K, P con quest'ultimo in misura minore in quanto concentrato nel bio-carbone. Tali concentrati, così recuperati da rifiuti, possono essere utilizzati dall'industria per la produzione di fertilizzanti organo minerali. L'hydrochar, oltre all'impiego come combustibile da fonti rinnovabili, presenta interessanti potenzialità di impiego come ammendante agricolo, sostituto della torba nei substrati agro-floro vivaistici, matrice per la produzione di materiali adsorbenti in applicazioni di bonifica dei suoli e di depurazione delle acque e come filler in bio-materiali compositi.

In alternativa lo slurry, se analiticamente compatibile con i materiali impiegati nella fertilizzazione, per contenuti di metalli pesanti ed altre possibili sostanze indesiderate, potrebbe aprire la strada ad alcune interessanti possibilità applicative come "fluid mulching" e veicolo per idrosemina [16].

4. Il progetto SLUDGE 4.0

I due obiettivi principali del progetto SLUDGE 4.0 sono:

- ottenere dal fango prodotti che siano caratterizzati da specifiche compositive (chimiche, fisiche, microbiologiche ed eco-tossicologiche) tali da renderne non solo possibile ma provato in modo certo l'impiego sicuro come biocombustibili, biofertilizzanti e/o ammendanti/substrati in agricoltura e vivaistica, biomatrici adsorbenti in applicazioni di bonifica dei suoli e di depurazione effluenti, filler in bio-materiali compositi. I presupposti di tale fattibilità sono confortati dallo stato dell'arte sia tecnologico che scientifico che indicano nel controllo delle condizioni operative del processo HTC, coniugate alle condizioni operative degli impianti di depurazione ed alla messa a punto degli specifici trattamenti del fango presso gli stessi impianti (stabilizzazione, pre- e post-ispessimento, disidratazione meccanica) le direttrici su cui articolare le attività di ricerca e sviluppo specificamente adattate alla conversione dei fanghi da acque reflue urbane;

- individuare e verificare sia gli sbocchi commerciali che di utilizzo per i prodotti su scala regionale al fine di sviluppare un modello di economia circolare locale specificamente modulato sulle esigenze del tessuto socio-economico della Toscana; a tal fine verranno condotte specifiche attività di verifica dei vincoli normativi tenendo ben presente l'obiettivo di rendere i prodotti ottenuti classificabili come "end of waste".

Il progetto quindi non si limita all'individuazione di una soluzione industriale allo smaltimento dei fanghi ma, per la natura di servizio pubblico relativo ad un bene strategico quale l'acqua, si pone l'obiettivo ambizioso di implementare un ciclo virtuoso che trasformi il fango da un rifiuto a un prodotto in grado di generare valore economico e sociale in un'ottica di economia circolare. A tale scopo è necessario sviluppare un sistema integrato di gestione su scala di ambito regionale, basato su un simulatore degli impianti di depurazione del SII interconnessi, attraverso una rete di monitoraggio dei parametri, e che comprenda le filiere degli utilizzatori dei prodotti, per la minimizzazione dei costi di trattamento, dei consumi energetici e dell'impatto ambientale, tenendo conto dell'obiettivo di ottenere prodotti di elevata qualità in relazione agli impieghi di mercato

previsti. L'ottenimento di questi risultati sarà parte delle attività di progetto che riguarderanno il nuovo concetto di Industria 4.0, processo attraverso il quale le imprese ripensano e digitalizzano i propri servizi produttivi al fine di ottimizzare le proprie strategie industriali e

le policy di sviluppo. A tal proposito, al fine di incentivare e contribuire a colmare il gap dello stato di digitalizzazione attuale delle aziende del SII toscano, per lo meno a livello del sistema di depurazione, il progetto SLUDGE 4.0 si avvarrà dei principi dell'Industria 4.0 e quindi di strumenti innovativi di acquisizione dati, modellazione, monitoraggio e dialogo dinamico per riuscire ad integrare le necessità gestionali degli impianti di depurazione con gli impianti centralizzati HTC di trattamento dei fanghi al fine di individuare flussi e qualità dei fanghi mirate alla produzione industriale dei prodotti finali a seconda dell'utilizzo finale di questi ultimi con una ottimizzazione complessiva della supply chain (logistica, dei conferimenti, delle linee di processo e della commercializzazione dei prodotti). Il sistema di gestione integrato si avvarrà degli strumenti avanzati di valutazione quali LCA (Life Cycle Analysis), LCC (Life Cycle Cost), l'analisi di valutazione dei benefici socio-economici legati alla valorizzazione dei prodotti, la valutazione dell'impatto ambientale e socio-economico dovuto all'introduzione delle soluzioni Industria 4.0 introdotte e ai conseguenti modelli di business.

Il progetto approfondirà anche i potenziali effetti che l'inserimento della tecnologia HTC potrebbe avere sulla gestione del sistema della depurazione. Il motivo principale è legato al fatto che attraverso l'HTC il fango di depurazione perderà il suo status di rifiuto trasformandosi in 'prodotti' o intermedi per la produzione di altri prodotti come già descritto. È quindi evidente che la qualità del fango in input al processo andrà ad influenzare quella dei prodotti derivati dallo slurry dell'HTC per cui sarà necessario pensare agli impianti secondo una logica industriale ovvero inseriti all'interno di una filiera di produzione dove il fango rappresenta un prodotto intermedio. Questo apre anche ampie possibilità di risparmio energetico ed economico nella gestione degli impianti.

Il progetto prevede il coinvolgimento di aziende ed organismi di ricerca: Acque Industriali s.r.l. (capofila), Ingelia Italia s.p.a., Consorzio Interuniversitario per la Scienza e la Tecnologia dei materiali (INSTM), ERGO s.r.l., NEXT GENOMICS s.r.l., P.H. s.r.l. e TerreLogiche s.r.l. Il consorzio INSTM opera in SLUDGE 4.0 attraverso i Dipartimenti di Ingegneria Civile e Ambientale (Università di Firenze), Ingegneria civile e industriale (Università di Pisa) e Scienze della fisica della terra e dell'ambiente (Università di Siena).

4.1 Stato di avanzamento del progetto

In questa prima fase sono stati selezionati 13 impianti di depurazione situati sul territorio regionale sui cui fanghi saranno eseguite prove di HTC di screening (attualmente in corso) al fine di individuare i fanghi che presentano caratteristiche qualitative idonee ai fini dell'ottenimento di prodotti valorizzabili. Cumulativamente la produzione degli impianti selezionati rappresenta circa il 55% di quella totale. La selezione preliminare è avvenuta in base alla potenzialità e/o alla qualità dei fanghi prodotti, in particolare concentrandosi sull'idoneità del rapporto SSV/SST. Per i suddetti impianti sono state raccolte dai gestori le informazioni per caratterizzare sia i fanghi secondari sia quelli digeriti. Nelle tabelle che seguono si riporta una sintesi dell'analisi dei dati raccolti che si riferiscono all'anno 2017.

Tipologia di fango	Concentrazione SS [%]	SSV/SST [%]
Secondario	0,4 – 0,9	54,9 – 78,6

Tab. 1 – Caratteristiche fanghi secondari degli impianti selezionati. I valori riportati sono i range dei valori medi di ogni impianto riferiti all'anno 2017

Un caso particolare è rappresentato dall'impianto di San Colombano, in cui il fango secondario raggiunge una concentrazione di sostanza secca di circa il 5 % in quanto viene pre-ispesito meccanicamente prima dell'ingresso alla digestione.

Tipologia di fango	Digestione	Disidratazione	SSV/SST [%]	Concentrazione SS dopo disidratazione [%]
Digerito e disidratato	Anaerobica	Centrifuga/ Nastropressa	49,0 – 66,5	18,0 - 24,8
	Aerobica		68,6 – 77,8	16,0 -19,0

Tab. 2 – Caratteristiche fanghi digeriti e disidratati degli impianti selezionati (2017)

Si sottolinea che nel caso di impianti che prevedono la digestione aerobica il rapporto SSV/SST si attesta mediamente su valori più elevati; la concentrazione di sostanza secca dopo la disidratazione dipende, invece, dal tipo di disidratazione effettuata nella filiera del trattamento fanghi.

È interessante, inoltre, analizzare la presenza di metalli contenuti nei fanghi, in modo tale da verificarne che le concentrazioni rispettino i limiti normativi. Si riportano, perciò, i range di concentrazione dei metalli analizzati nella tabella che segue. In mancanza di dati di qualità dell'hydrochar, si riporta un confronto con i limiti previsti dalla normativa per lo spandimento dei fanghi in agricoltura (D. Lgs. 99 del 27/01/1992).

Tipologia di fango	Cu [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cd [mg/kg]
Fango digerito e disidratato	180,4 - 668	20,5 – 138,8	417,4 –1109,7	32,9 – 287,0	13,8 - 126,5	0,8 - 2,8
D. Lgs. 99/92	< 1000	-	< 2500	< 750	< 300	< 20

Tab. 3 – Concentrazione di metalli nei fanghi digeriti e disidratati (2017) e limiti normativi (D.Lgs. 99/92)

Si nota che in Tabella 3, tutte le concentrazioni di metalli nei fanghi si trovano al di sotto dei limiti imposti dalla normativa sopracitata. Tuttavia, occorrerà investigare sulle concentrazioni dei metalli che saranno riscontrate nell'hydrochar, per verificarne la concreta applicabilità come ammendante in agricoltura. In tal senso è di fondamentale importanza la Direttiva Europea sui fertilizzanti attesa nel corso del 2019.

Ringraziamenti

Il progetto è stato finanziato nell'ambito del del POR FESR 2014 – 2020 della Regione Toscana.

Bibliografia

- [1] **Demirbaş A.** Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Convers Manag* 2001;42:1357–78.
- [2] **Goyal HB, Seal D, Saxena RC.** Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: A review. *Renew Sustain Energy Rev* 2008;12:504–17.
- [3] IBI. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in Soil. International Biochar Initiative. 2013:1–48.
- [4] **Chan KY, Dorahy C, Tyler S** (2007) Determining the agronomic value of composts produced from greenwaste from metropolitan areas of New South Wales, Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 47, 1377–1382. doi: 10.1071/EA06128
- [5] **P.E. Savage, R.B. Levine CMH.** Hydrothermal processing of biomass. *Thermochem. Convers. biomass to Liq. fuels Chem.*, The Royal Society of Chemistry; 2010, p. 192–221.
- [6] **Mani S, Sokhansanj S, Bi X, Turhollow A.** Economics of producing fuel pellets from biomass. *Appl Eng Agric* 2006;22:421–6.
- [7] **Stemann J, Ziegler F.** Hydrothermal carbonisation (HTC): recycling of process water. *Proc. 19th Eur. biomass Conf. Berlin*, 2011.

- [8] **Pavlovic I, Knez Z, Skerget M.** Hydrothermal Reactions of Agricultural and Food Processing Wastes in Sub- and Supercritical Water: A Review of Fundamentals, Mechanisms, and State of Research. *J Agric Food Chem* 2013;61:8003–25.
- [9] **Libra JA, Ro KS, Kammann C, Funke A, Berge ND, Neubauer Y,** et al. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2011;2:71–106.
- [10] **Funke A, Ziegler F.** Hydrothermal carbonization of biomass: A summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. *Biofuels Bioprod Biorefining-Biofpr*
- [11] **Kumar M, Oyedun AO, Kumar A.** A review on the current status of various hydrothermal technologies on biomass feedstock. *Renew Sustain Energy Rev* 2018;81:1742–70.
- [12] **Kambo HS, Dutta A.** A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physico-chemical properties and applications. *Renew Sustain Energy Rev* 2015;45:359–78.
- [13] **Tekin K, Karagöz S, Bekta S.** A review of hydrothermal biomass processing. *Renew Sustain Energy Rev* 2014;40:673–87. doi:10.1016/j.rser.2014.07.216.
- [14] **Pavlovic I, Barriga C, Hermosin MC, Cornejo J, Ulibarri MA.** Adsorption of acidic pesticides 2,4-D, Clopyralid and Picloram on calcined hydrotalcite. *Appl Clay Sci* 2005;30:125–33.
- [15] **Hitzl M, Corma A, Pomares F, Renz M.** The hydrothermal carbonization (HTC) plant as a decentral biorefinery for wet biomass. *Catal Today* 2015;257:154–9.
- [16] **Chiellini E., Cinelli P., D'antone S., Ilievaa V.I., Magni S., Miele S., Pampana S.,** 2002. *Liquid Mulch based on Poly(Vinyl alcohol)*. PVA-Soil Interaction. Congresso Intern. BioPolimeri, Pisa, 3-10 giugno 2002

Trattamento dei percolati di discarica mediante H_2O_2 in presenza di ioni Fe^{2+} o Cu^{2+}

Alessio Siciliano alessio.siciliano@unical.it, Carlo Limonti*, Francesco Marchio***

**Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio ed Ingegneria Chimica, Università della Calabria, Rende (CS)*

***Econet srl, Lamezia Terme (CZ)*

Riassunto

Nel presente lavoro sono riportati i risultati di un'ampia indagine sperimentale finalizzata a valutare l'efficacia degli ioni ferro e rame nei processi di ossidazione catalitica, con perossido di idrogeno, per il trattamento dei percolati di discarica. I risultati sperimentali hanno evidenziato come il processo di rimozione del carico organico sia, innanzitutto, influenzato dal pH della miscela di reazione. In particolare, utilizzando ioni Cu^{2+} , è stato osservato un pH ottimale compreso tra 4 e 5, valore che, invece, è risultato prossimo a 3 nelle prove condotte con Fe^{2+} . Sia con il rame che il ferro, le maggiori efficienze, circa dell'80%, sono state registrate alla temperatura di 50°C e con un dosaggio di perossido pari a $\text{H}_2\text{O}_2/\text{COD}=1$. Tuttavia, il quantitativo di ioni rame, necessario per ottenere le migliori performance, risulta circa quattro volte superiore a quello richiesto utilizzando il ferro bivalente.

Summary

In the present work they are reported the results of a wide experimental investigation aimed to the evaluation of effectiveness of iron and copper ions in catalytic oxidation processes, with hydrogen peroxide, for the treatment of landfill leachates.

The experimental results showed that the organic matter removal process is, first of all, affected by the pH of reaction mixture. In particular, by using Cu^{2+} ions, an optimal pH comprised between 4 and 5 was observed, while this value was around 3 in the tests with Fe^{2+} . Both with copper and iron, the highest efficiencies, about of 80%, were obtained at a temperature of 50°C and with a hydrogen peroxide dosage of $\text{H}_2\text{O}_2/\text{COD}=1$. However, the amount of copper ions, need to achieve the best performance, was about of four time greater than that of bivalent iron.

1. Introduzione

A causa delle loro caratteristiche chimico-fisiche, i percolati di discarica rappresentano una delle problematiche ambientali di maggior rilevanza [1]. In particolare, la maggiore difficoltà di smaltimento si ha nel caso di percolati provenienti da discariche mature in fase metanigena [2]. Infatti, la presenza di elevate concentrazioni di composti organici difficilmente biodegradabili e di inquinanti inorganici ne rende difficile il trattamento nei tradizionali impianti biologici [2-4]. Per ridurre il loro carico organico ed incrementarne la biodegradabilità, sono stati proposti diversi trattamenti chimico-fisici quali l'ozonizzazione, l'ossidazione catalitica, la foto-catalisi etc. [5-11]. Tra le diverse tecniche, i processi di ossidazione catalitica con perossido di idrogeno risultano efficaci e di semplice applicazione [7-11]. Tuttavia, la loro adozione

nel trattamento di reflui reali, quali i percolati di discarica, deve essere ulteriormente indagata al fine di ottimizzare le condizioni operative e ridurre i costi di processo. In particolare, vi è necessità di valutare quali elementi metallici possano agire efficacemente come catalizzatori. A tal riguardo, l'obiettivo del presente lavoro è stato quello di testare e confrontare l'efficacia degli ioni ferro (Fe^{2+}) e rame (Cu^{2+}) nella rimozione del carico organico mediante processi di ossidazione catalitica con perossido d'idrogeno. Le indagini sperimentali sono state condotte su percolati di discarica in fase metanigena caratterizzati da un elevato contenuto di sostanza organica a bassa biodegradabilità. Numerose prove sono state eseguite al variare del dosaggio di catalizzatori e perossido, del pH e della temperatura di processo. I risultati ottenuti hanno consentito di individuare, per entrambi i catalizzatori testati, le condizioni operative ottimali per massimizzare le rese di abbattimento.

2. Relazione

2.1 Materiali e metodi

Le indagini sperimentali sono state condotte su un percolato di discarica di rifiuti solidi urbani in fase metanigena. I campioni di percolato, conservati alla temperatura (T) di 4°C , sono stati inizialmente sottoposti alla determinazione dei principali parametri chimico-fisici (Tab.1).

Parametro	Valore
pH	8,15
Conducibilità (ms/cm)	17,25
Alcalinità (mg CaCO_3 /l)	7753
COD totale (mg/l)	4780
COD solubile (mg/l)	3900
N-NH_4^+ (mg/l)	1959
Ca^{2+} (mg/l)	55,15
P-PO_4^{3-} (mg/l)	11,65
Mg^{2+} (mg/l)	105
K^+ (mg/l)	997
Fe^{2+} (mg/l)	9,69
Cu^{2+} (mg/l)	0,60
Cl^- (mg/l)	1985

Tab.1 – Caratteristiche del percolato di discarica

Il primo set di prove è stato condotto ad una temperatura di 50°C , con dosaggi di catalizzatore (Cu^{2+} o Fe^{2+}) pari a 600 mg/l, di perossido di idrogeno pari a 1 $\text{gH}_2\text{O}_2/\text{gCOD}$ e variando il pH tra 3 e 7. Successivamente, individuato il pH ottimale del processo, mantenendo i dosaggi di catalizzatore e perossido testati precedentemente, si è variata la temperatura tra 25° e 100°C . Sulla base del valore di temperatura definito da tali indagini, ulteriori prove sono state eseguite variando contestualmente il perossido ed il dosaggio di catalizzatore. Infine, alcuni test sono stati condotti lasciando fisso il dosaggio di H_2O_2 e variando il catalizzatore tra 50 mg/l e 3000 mg/l.

Ciascuna prova è stata condotta su 60 ml di percolato acidificato, mediante H_2SO_4 concen-

trato, fino al raggiungimento del pH impostato. Dopo l'acidificazione del campione, si è proceduto all'aggiunta del catalizzatore, sotto forma di una soluzione concentrata di nitrato di rame o solfato ferroso, e, successivamente, del perossido di idrogeno in soluzione al 35%. I campioni, posti all'interno di provettoni in vetro pirex dotati di canne refrigeranti per il raffreddamento dei vapori, sono stati riscaldati mediante reattori termostatati, fino al raggiungimento della temperatura di processo. Ciascuna prova è stata protratta per un tempo di reazione pari a tre ore. A valle di tale intervallo temporale, ai campioni trattati è stata addizionata un'opportuna quantità di biossido di manganese per indurre l'immediata decomposizione dell'eventuale perossido residuo, così da eliminare le interferenze che tale composto ha nella determinazione del COD. Il COD solubile è stato determinato previa fluccolazione e filtrazione del campione. Tutte le determinazioni analitiche sono state effettuate in accordo con le procedure previste dagli Standard Methods [12].

2.2 *Discussione dei risultati*

La caratterizzazione dei campioni utilizzati nel presente lavoro ha evidenziato valori tipici di un percolato derivante da una discarica in fase metanigena [2,4] (Tab.1). Difatti, sono stati rilevati un pH superiore a 8, valori dell'alcalinità di circa 7,7 gCaCO₃/l ed una conducibilità di oltre 17 ms/cm. Il COD si è attestato a quasi 4,8 g/l con una componente solubile intorno all'81%. Particolarmente elevata è risultata anche la concentrazione di azoto ammoniacale che ha raggiunto valori prossimi a 2 g/L.

2.2.1 *Risultati delle prove con Cu²⁺*

I risultati delle prime indagini sperimentali condotte con dosaggi di Cu²⁺ pari a 0,6g/l e H₂O₂/COD =1 hanno evidenziato come l'efficienza sia fortemente dipendente dal pH del processo (Fig.1). Nello specifico, l'abbattimento del COD risulta essere positivamente influenzato da condizioni di acidità. Difatti, la rimozione del carico organico è pari a solo circa il 10% per pH neutri, mentre aumenta significativamente per valori inferiori. In particolare, le rese di abbattimento della sostanza organica raggiungono i valori massimi, pari a circa il 65%, per pH pari a 5 (Fig. 1). Al di sotto di tale valore, gli abbattimenti progressivamente diminuiscono fino a raggiungere percentuali di poco superiori al 50% per pH=3 (Fig. 1). Tali risultati, pertanto, evidenziano come si possa operare con un pH di circa 4-5 per raggiungere le migliori prestazioni i termini di rimozione del COD. Le indagini condotte al fine di valutare l'influenza della temperatura hanno mostrato efficienze di abbattimento del COD crescenti in funzione dell'incremento di T fino a 50°C (Fig. 2). In particolare, rese di poco inferiori al 45% sono state ottenute alla temperatura ambiente, valori che aumentano rapidamente al crescere di T, raggiungendo abbattimenti dell'ordine del 60% alla temperatura di 50°C (Fig.2). Gli abbattimenti si mantengono poi invariati fino a 75°C e subiscono una modesta riduzione aumentando ancora la temperatura di processo a 100°C (Fig. 2). Sulla base di tali risultati, i successivi test, finalizzati ad indagare l'influenza del dosaggio di catalizzatore e del perossido di idrogeno, sono stati condotti alla temperatura di 50°C.

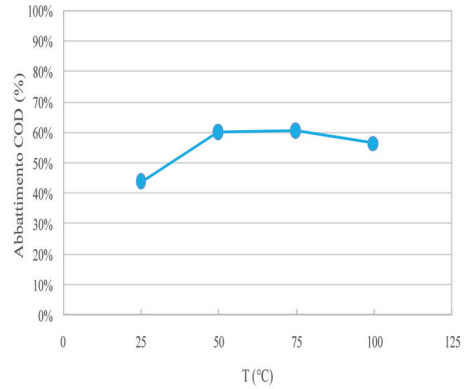
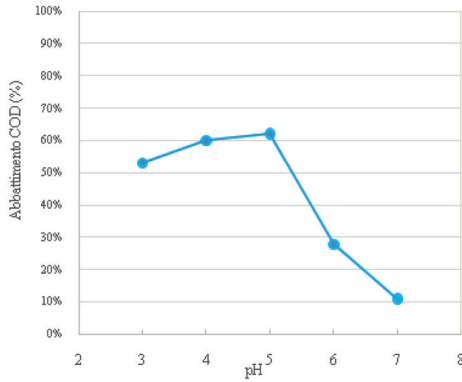


Fig. 1 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare del pH e per una temperatura di 50°C, con dosaggi di perossido pari a 1 gH₂O₂/gCOD e Cu²⁺ pari a 0,6 g/l.

Fig. 2 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare della temperatura a pH 4, con dosaggi di perossido pari a 1 gH₂O₂/gCOD e Cu²⁺ pari a 0,6 g/l.

Dai risultati dei test condotti variando contestualmente il quantitativo di perossido (tra 0,25 e 5 gH₂O₂/gCOD) e di catalizzatore (tra 0,15 e 3 gCu²⁺/l) si nota una crescita delle rese di abbattimento con l'incremento dei dosaggi che, tuttavia, superano di poco il 60% oltre valori di H₂O₂ e rame di 1 gH₂O₂/gCOD e 0,6 gCu²⁺/l, rispettivamente (Fig. 3). Pertanto, l'incremento del perossido oltre il valore di 1 gH₂O₂/gCOD non produce significativi miglioramenti nel processo, anche aumentando proporzionalmente il catalizzatore.

Nelle successive prove, condotte mantenendo invariato il dosaggio di perossido pari a 1 gH₂O₂/gCOD e variando il catalizzatore tra 0,05 e 3 gCu²⁺/l, si è riscontrato un progressivo aumento delle rese di abbattimento del COD con il crescere del dosaggio di ioni rame (Fig. 4). Tale crescita risulta piuttosto repentina fino ad una dose di catalizzatore di poco superiore a mezzo grammo per litro, oltre il quale le rese aumentano seguendo un andamento molto più graduale e raggiungendo abbattimenti massimi dell'ordine dell'80%, ma con dosaggi di rame superiori a 2g/l (Fig. 4).

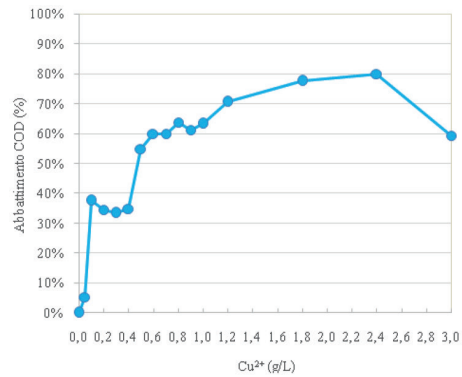
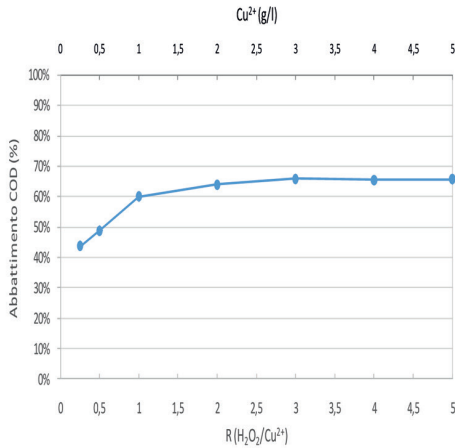


Fig. 3 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare del dosaggio di Cu²⁺ e perossido, con temperatura di 50°C e pH 4.

Fig. 4 - Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare del dosaggio di Cu²⁺ con temperatura di 50°C, pH 4 e con dosaggio di perossido pari a 1 gH₂O₂/gCOD.

2.2.2 Risultati delle prove con Fe^{2+}

Gli abbattimenti registrati nel corso del primo set di prove condotte con il ferro bivalente hanno mostrato un trend decrescente all'aumentare del pH del processo. Le massime rese, superiori all'80% sono state raggiunte a pH 3, valori che si sono progressivamente ridotti al di sotto del 20% a pH neutro (Fig. 5). Tale riduzione dell'efficienza è legata ai fenomeni di precipitazione cui vanno incontro gli ioni ferro al crescere del pH, fenomeni, questi, che riducono la disponibilità in soluzione del catalizzatore, riducendo quindi, l'efficacia del processo ossidativo. Pertanto, rispetto al processo che prevede il rame come catalizzatore, l'utilizzo degli ioni ferro necessita di un pH inferiore ma consente, a parità delle altre condizioni di processo, una maggiore resa di abbattimento del carico organico.

Sulla base dei risultati ottenuti nel primo set di prove, i successivi test sono stati condotti a pH 3. Le Indagini finalizzate ad indagare l'effetto della temperatura hanno evidenziato un miglioramento delle rese adottando una temperatura di 50°C. Difatti, a tale valore si sono registrati incrementi di abbattimento dell'ordine del 10% rispetto ai rendimenti raggiunti alle altre temperature (Fig. 6). Ulteriori test sono stati condotti al fine di verificare in che misura la variazione contestuale di perossido e del catalizzatore influenzi il processo ossidativo. I valori delle efficienze ottenute in tale set di indagini hanno mostrato una crescita con il dosaggio di perossido di idrogeno e catalizzatore, raggiungendo rendimenti dell'ordine dell'80% in corrispondenza del rapporto $1 \text{ gH}_2\text{O}_2/\text{gCOD}$ e del quantitativo di catalizzatore pari a $0,6 \text{ g Fe}^{2+}/\text{l}$ (Fig. 7). Oltre tale valore del dosaggio i rendimenti si riducono per poi attestarsi intorno al 65% (Fig. 7).

Le sperimentazioni successive sono state eseguite con la finalità di indagare l'incidenza del dosaggio di ioni Fe^{2+} a parità del quantitativo di perossido di $1 \text{ gH}_2\text{O}_2/\text{COD}$. I risultati mostrano efficienze crescenti in risposta all'incremento del catalizzatore fino a raggiungere valori prossimi all'80%, per dosaggi di circa $0,5\text{-}0,6 \text{ g/l}$ (Fig. 8).

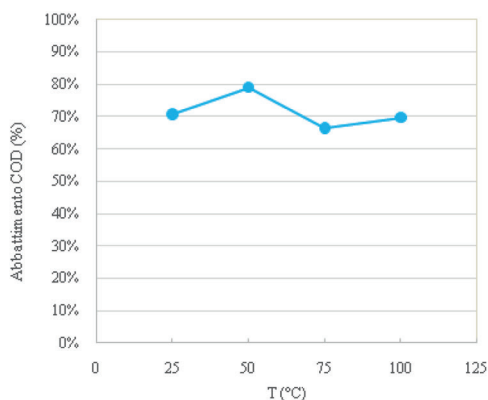
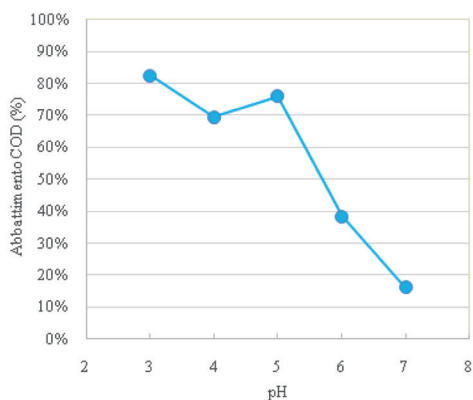


Fig. 5 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare del pH e per una temperatura di 50°C, con dosaggi di perossido pari a $1 \text{ gH}_2\text{O}_2/\text{gCOD}$ e Fe^{2+} pari a $0,6 \text{ g/l}$.

Fig. 6 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare della temperatura a pH 3, con dosaggi di perossido pari a $1 \text{ gH}_2\text{O}_2/\text{gCOD}$ e Fe^{2+} pari a $0,6 \text{ g/l}$.

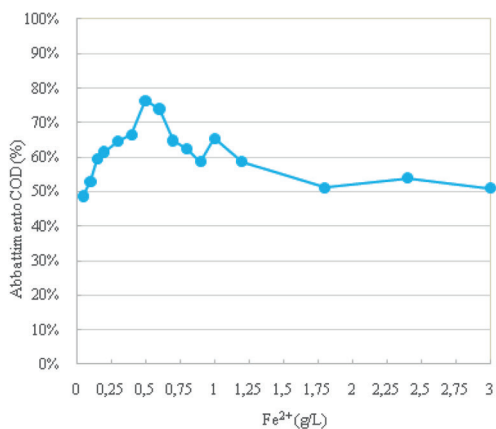


Fig. 7 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare del dosaggio di Fe²⁺ con temperatura di 50°C, pH 3 e con dosaggio di perossido pari a 1 gH₂O₂/gCOD.

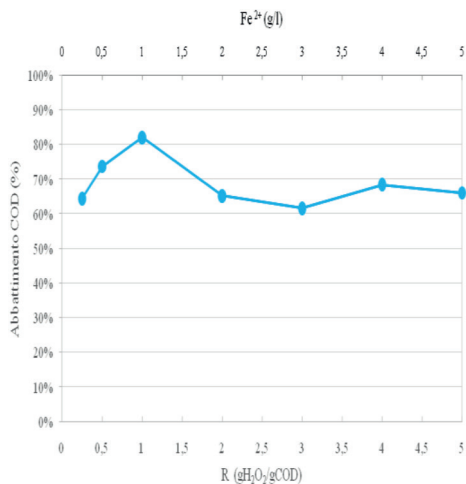


Fig. 8 – Rimozione del COD rilevata nei test condotti al variare del dosaggio di perossido e catalizzatore, con temperatura di 50°C e pH=3.

Oltre tale quantità, le efficienze progressivamente si riducono per attestarsi a valori poco superiori al 50% per quantitativi di Fe²⁺ maggiori di 1,75 g/l (Fig. 8). Tali risultati, quindi, confermano come non sia vantaggioso operare con dosi di catalizzatore oltre 0,5-0,6 g/l, in quanto si potrebbe determinare un scadimento delle performance del trattamento. Tali andamenti confermano, quindi, che il sovradosaggio dei reagenti, oltre ad un aggravio in termini economici, può risultare anche dannoso in termini di abbattimento del carico organico.

3. Conclusioni

Il presente lavoro è stato rivolto allo sviluppo di un trattamento per la riduzione del carico organico dei percolati di discarica in fase metanigena. In particolare, è stato testato un processo di ossidazione avanzata basato sull'utilizzo del perossido di idrogeno in presenza di catalizzatori metallici in fase omogenea. Le sperimentazioni sono state condotte testando due tipologie di catalizzatori, Cu²⁺ e Fe²⁺, al variare di parametri operativi quali temperatura, valori di pH e dosaggi dei reattivi. I risultati delle numerose prove sperimentali hanno evidenziato come il pH di processo influenzi significativamente l'efficienza di rimozione, sia utilizzando il rame che il ferro. Per entrambi i catalizzatori è necessario operare in campo acido. Tuttavia, mentre per il ferro bisogna raggiungere valori prossimi a 3, adoperando rame bivalente è possibile operare a valori maggiori, compresi tra 4-5. Anche la temperatura incide sull'evoluzione del trattamento che risulta maggiormente efficace a valori di 50°C, sia impiegando gli ioni rame che ferro. Il dosaggio di perossido di idrogeno risulta ottimale se si attesta a valori di circa 1 gH₂O₂/gCOD. Oltre tale valore non si riscontrano benefici nel trattamento con Cu²⁺ ed, invece, si registra un peggioramento delle performance nel processo che sfrutta il ferro bivalente. Netamente inferiori sono i quantitativi di Fe²⁺ necessari per raggiungere le massime rese. Infatti, per ottenere rendimenti dell'ordine dell'80%, bisogna impiegare dosaggi di rame di circa 2 g/l mentre, sfruttando il ferro bivalente, sono sufficienti quantitativi dell'ordine di 0,5-0,6 g/l.

Bibliografia

- [1] Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J. Hazard. Mater.* 150, 468–493.
- [2] Siciliano A., Ruggiero C., De Rosa S. (2013). A new integrated treatment for the reduction of organic and nitrogen loads in methanogenic landfill leachates. *Process Saf. Environ. Prot.* 91, 311–320.
- [3] Kurniawan T.A., Lo W.-h., Chan G.Y.S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* B129, 80–100.
- [4] Cortez S., Teixeira P., Oliveira R., Mota M. (2011). Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *J. of Environ. Manage.* 92, 749–755.
- [5] Ozturk I., Altinbas M., Koyuncu I., Arikani O., Gomec-Yangin C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Managem.* 23, 441–446.
- [6] Kochany J., Lipczynska-Kochany E. (2009). Utilization of landfill leachate parameters for pretreatment by Fenton reaction and struvite precipitation—A comparative study. *J. of Hazard. Mater.* 166, 248–254.
- [7] Deng Y., Englehardt J.D. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Res.* 40, 3683 – 3694.
- [8] Fan H.J., Chen I.W., Lee M.H., Chiu T. (2007). Using FeGAC/H₂O₂ process for landfill leachate treatment. *Chemosphere* 67, 1647–1652.
- [9] Lin, S.H., Chang C.C. (2000). Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Res.* 34, 4243–4249.
- [10] Tizaoui C., Bouselmi L., Mansouri L., Ghrabi A. (2007). Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *J. Hazard. Mater.* 140, 316–324.
- [11] Wu Y., Zhou S., Qin F., Peng H., Lai Y., Lin Y. (2010). Removal of humic substances from landfill leachate by Fenton oxidation and coagulation. *Process Saf. and Environ. Prot.* 8, 276–284.
- [12] APHA (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edn. American Public Health Association and Water Environment Federation, Washington DC, USA.

La certificazione, ai sensi della UNI EN ISO 14064-2, della metodologia Carbon Wasteprint, il primo metodo di calcolo della CO₂ emessa dalle utenze nella produzione dei rifiuti

*Andrea Valentini, Studio Associato Wastelab, wastelab.andrea@gmail.com;
Luca Belfiore, Altraleonia srl*

Riassunto

Per dare un contributo ai sistemi di tariffazione puntuale, nel 2017, è stata presentata una nuova metodologia, denominata Carbon Wasteprint. Il modello si è proposto di individuare una modalità di calcolo del valore, ambientale ed economico, di molte azioni effettuate dalle utenze, non solo relative al recupero/riciclaggio delle diverse frazioni merceologiche (oltre al rifiuto indifferenziato, anche la frazione organica, la carta, il vetro, la plastica ed altre), ma, soprattutto, alla riduzione dei rifiuti.

Successivamente il modello è stato adattato per rispettare i criteri previsti dalla UNI EN ISO 14064-2:2012, ottenendo, nel Febbraio 2018, la relativa certificazione.

Nel Maggio 2018, riapplicando alla metodologia i dati sperimentali del Comune di Mompeo (RI), relativi all'anno 2017, la società Rina Services Spa ha rilasciato la dichiarazione di conformità che attesta, per quel territorio, una riduzione di emissioni di CO₂ pari a 187,7 ton, corrispondenti ad altrettanti crediti certificati.

Summary

To make a contribution to “pay as you throw” (payt) systems, in 2017, a new method was introduced, called Carbon Wasteprint. The model has proposed to identify a method of calculating the environmental and economic value of many actions carried out by users, not only related to the recovery / recycling of the different product fractions (in addition to the undifferentiated waste, also the organic fraction, the paper, glass, plastic and others), but, above all, waste reduction.

Subsequently, the model was adapted to meet the criteria set by the UNI EN ISO 14064-2: 2012, obtaining the related certification, in February 2018.

In May 2018, by reapplying to the methodology the experimental data of the Municipality of Mompeo (RI), for the year 2017, the company Rina Services Spa issued the declaration of conformity that certifies, for that territory, a reduction of CO₂ emissions equal to 187.7 tons, corresponding to as many certified credits.

1. Introduzione

Il sistema di tariffazione puntuale e, quindi, l'attività di contabilizzazione dei comportamenti e dei conferimenti effettuati dalle utenze, in Italia, si è sviluppata principalmente in relazione al solo rifiuto indifferenziato, destinato allo smaltimento.

L'evidenza di tale limitazione ha portato, in molti territori, allo sviluppo di altre sistemi di premialità o scontistica alle utenze, quali l'adesione alla pratica dell'autocompostaggio, gli incentivi presso i Centri di Raccolta, ecc. [1].

Le criticità principali imputate al sistema attuale possono riassumersi in tre gruppi:

1) incompletezza: i comportamenti delle utenze contabilizzati nella tariffazione puntuale si limitano unicamente ad una frazione di rifiuto, quella indifferenziata; per cui, a parità di esposizione del contenitore del rifiuto indifferenziato, il costo all'utenza è lo stesso anche se presentano produzioni di altre tipologie di rifiuto totalmente differenti;

2) presunzione dei sistemi integrativi: per ovviare al primo punto, l'Ente tende a premiare l'utente attraverso azioni integrative che, tuttavia, non avendo, per motivi tecnici e/o economici, possibilità di controllo o riscontro tangibile, si basano solo sulle buone intenzioni dei cittadini, peggiorando il rapporto costi/benefici dell'Ente; a fronte del premio elargito all'utenza non corrispondono effettivi vantaggi ambientali od economici al territorio;

3) eterogeneità dei riferimenti delle varie azioni: tutte le azioni promosse dall'Ente in relazione alla corretta gestione dei rifiuti, e relative ai precedenti punti, non sono tra loro integrate e si riferiscono ad unità di misura differenti.

In tale panorama, la Carbon WastePrint [2] si è proposta di individuare una modalità di calcolo del valore (ambientale e/o economico) di molte azioni, non solo relative al recupero/riciclaggio delle diverse frazioni merceologiche (oltre al citato rifiuto indifferenziato, anche la frazione organica, la carta, il vetro, la plastica ed altre), ma soprattutto, alla riduzione dei rifiuti.

Il modello è stato costruito sulla base di tre ipotesi sostanziali:

1) riferirsi esclusivamente su dati contabilizzati, per cui necessita del monitoraggio e della contabilizzazione di più tipologie di rifiuti (almeno tre, indifferenziato, frazione organica e carta);

2) confrontare la lettura delle contabilizzazioni a valori attesi (desunti dal Piano Tariffario dell'Ente), in modo da permettere di quantificare anche l'efficacia delle azioni di prevenzione effettuate dall'utente;

3) utilizzare un solo parametro di riferimento per le diverse azioni contabilizzate, individuato nell'emissione di CO₂, rappresentativo di ogni impatto generato dall'utenza.

L'efficacia di tale modello nel monitorare i diversi comportamenti delle utenze nella gestione dei rifiuti urbani ha consigliato di evolverlo per verificarne la coerenza con i criteri previsti dalla UNI EN ISO 14064-2:2012 "Parte 2: Specifiche e guida, al livello di progetto, per la quantificazione, il monitoraggio e la rendicontazione delle emissioni di gas ad effetto serra o dell'aumento della loro rimozione" [3].

2. La metodologia Carbon Wasteprint

In sintesi, la metodologia Carbon WastePrint consiste in una procedura di calcolo che, (1) partendo dai dati ufficiali del territorio (ad esempio caratterizzazione delle utenze, produzione rifiuti, parametri di calcolo della TaRi, ecc.), (2) determina i valori attesi di emissione di CO₂, riferiti ad un anno di riferimento denominato Anno Zero, (3) definisce le modalità di contabilizzazione dei conferimenti da parte del utenze, (4) indica come deve essere realizzata e gestita la Banca Dati Utenze, comprensiva delle letture di monitoraggio dei conferimenti e (5) calcola i valori di progetto di emissione di CO₂, per ogni singola utenza.

A livello territoriale, come per esempio il caso di Mompeo (RI), l'applicazione della metodologia consiste nella redazione di uno specifico progetto, che deve poi essere a sua volta certificato da soggetto terzo indipendente, per verificarne la coerenza con la metodologia Carbon WastePrint.

Il calcolo delle emissioni di CO₂ avviene attraverso l'individuazione di opportuni fattori di emissione, espressi in kgCO₂eq/kg rifiuto, relativi ad ogni azione prevista dal progetto (ridu-

zione, riciclo, compostaggio, smaltimento, ecc.). La metodologia ne propone alcuni, proposti da importanti banche dati internazionali, quali quella della United States Environmental Protection Agency (USEPA) e quella della Waste and Resources Action Programme (WRAP) [4, 5]; i singoli progetti di applicazione della metodologia possono poi utilizzarne altri, se ritenuti più adeguati.

Nelle tabelle 1 e 2 sono riportati i fattori di emissione considerati nell'applicazione della metodologia Carbon Wasteprint, nel Comune di Mompeo (RI), rispettivamente per azioni di gestione rifiuti di alcune merceologie e azioni di riutilizzo di beni/rifiuti.

Merceologia	Attività di Riduzione (kgCO ₂ eq/kg)	Attività di Riciclaggio (kgCO ₂ eq/kg)	Attività di Smaltimento (kgCO ₂ eq/kg)	Attività di Compostaggio (kgCO ₂ eq/kg)
Indifferenziato	-2,92	nd	0,35	nd
Frazione organica	-3,66	nd	0,54	-0,18
Carta	-6,65	-3,53	0,07	nd
Vetro	-0,53	-0,28	0,02	nd
Plastica e metalli	-2,01	-1,19	0,02	nd

Tab. 1 – Fattori di emissione di CO₂ per attività di gestione dei rifiuti urbani per le principali merceologie di rifiuto

Categoria	Bene/Rifiuto	Peso medio (kg)	Attività di Riutilizzo (kgCO ₂ eq/kg)	Attività di Preparazione per il Riutilizzo (kgCO ₂ eq/kg)
Capi di abbigliamento	<i>Maglietta</i>	0,25	-7,72	-5,28
	<i>Maglione</i>	0,50	-16,90	-11,40
	<i>Vestito generico</i>	0,40	-11,30	-7,51
Mobili	<i>Divano</i>	40,00	-0,36	-0,03
	<i>Tavolo</i>	29,00	-0,27	-0,18
	<i>Mobile generico</i>	30,00	-0,21	-0,03
	<i>Sedia</i>	12,00	-1,66	-1,25
Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche (AEE)	<i>Computer</i>	2,00	-50,49	nd
	<i>Televisione</i>	14,50	-8,92	-8,86
	<i>Lavatrice</i>	65,00	-1,59	-1,20
	<i>AEE generici</i>	15,50	-3,56	-3,29
Generico	<i>Altri prodotti</i>	17,70	-0,51	0,02

Tab. 2 – Fattori di emissione di CO₂ nelle attività di riutilizzo di beni e preparazione per il riutilizzo di rifiuti

Semplificando la procedura, l'impatto in termini di CO₂ causata od evitata, nell'anno di riferimento è dato dal prodotto della quantità di rifiuti relativa ad un'azione per il corrispondente fattore di emissione. La somma degli impatti di tutte le azioni monitorate determina l'indice Carbon Wasteprint.

Data la complessità del sistema rifiuti in relazione ai comportamenti delle utenze, il modello prevede diverse soluzioni ed ipotesi. Tra le più importanti si citano le seguenti.

- 1) La riduzione di emissioni di CO₂, conseguente ad un'azione di riduzione rifiuti, è uguale ed opposta alla produzione di emissioni di CO₂, quando quella tipologia di rifiuto viene prodotta.
- 2) Si assume che l'aumento di produzione rifiuti determini un impatto negativo considerando,

nel rispetto del principio di cautela, che tale rifiuto abbia caratteristiche medie simili a quelle del rifiuto indifferenziato o urbano residuo. Per il progetto di Mompeo si è calcolato che la produzione di una tonnellata di rifiuti comporta l'emissione di 2.920 kg di CO₂ equivalente.

3) Il sistema rifiuti è suddiviso in un doppio flusso, ovvero quelli destinati a recupero e quelli destinati a smaltimento, secondo un modello a vasi comunicanti. I primi sono caratterizzati da merceologie/tipologie di rifiuto omogenee, quali ad esempio, la frazione organica, la carta e cartone, la plastica, il vetro, i metalli, ecc. I secondi sono invece caratterizzati da rifiuti non recuperabili e da scarti dei primi, che, mischiandosi in un'unica matrice indifferenziata, viene appunto denominata rifiuto indifferenziato o rifiuto urbano residuo. Il modello studia l'interazione tra i due flussi, considerando, nel rispetto del principio di cautela, la soluzione peggiore in termini di riduzione di emissioni. Per esempio l'ipotesi che risultati positivi, in termini di riduzione delle singole merceologie di rifiuto differenziato, non è conseguenza di un'effettiva azione di riduzione a parte dell'utenza, bensì di una non adeguata separazione dei rifiuti con incremento della quota di rifiuto indifferenziato.

3. La certificazione della Carbon Wasteprint

Il 16 febbraio 2018, la società Rina Services Spa certifica la Carbon Wasteprint, ai sensi della UNI EN ISO 14064-2:2012; è il primo esempio di certificazione nel panorama nazionale ed internazionale, di una metodologia di valutazione degli impatti nei sistemi di raccolta dei rifiuti urbani, espressa in termini di CO₂ causata od evitata da parte delle utenze, in un determinato territorio.

I vantaggi che tale procedura permette di ottenere sono diversi e sintetizzabili in due gruppi: vantaggi amministrativi/economici e vantaggi nel rapporto con l'utenza.

Tra i vantaggi amministrativi/economici si richiama:

1) semplicità e completezza della procedura: un solo indice rappresenta i comportamenti dell'utenza relativi all'intera filiera del sistema rifiuti, dalla prevenzione, al riutilizzo, alla preparazione per il riutilizzo, al recupero di materia, ecc.;

2) semplificazione amministrativa nella determinazione della TaRiP: calcolare il tributo o la tariffa puntuale attraverso l'indice della Carbon Wasteprint in sostituzione del numero di conferimenti del rifiuto indifferenziato permette di eliminare tutte le procedure relative alle altre premialità/scontistiche previste dall'Ente, con conseguente diminuzione risorse amministrative e del controllo necessarie;

3) recupero dal bilancio dell'Ente delle somme necessarie per far fronte alle premialità/scontistiche extra previste, quali compostaggio domestico, centri riuso, ecc.;

4) generazione di crediti di CO₂ certificati, tipo VER - Verified Emission Reductions, soggetti al mercato delle emissioni, con possibilità di ricavi per l'Ente e/o per i cittadini.

Tra i vantaggi nel rapporto con l'utenza si cita:

1) trasparenza, anche ai fini del calcolo TaRiP, considerando, peraltro, che la procedura di lettura e calcolo dei conferimenti è certificata da soggetto terzo indipendente, aumentando la credibilità del sistema e la fidelizzazione dell'utenza;

2) consapevolezza, in quanto l'utenza è in grado di verificare l'impatto di ogni sua azione e comprenderne il valore, anche rispetto alle altre;

3) equità, in quanto il calcolo delle emissioni avviene solo in base ai dati a consuntivo, ed evita distorsioni legate a promesse da parte di alcune utenze non controllabili, come avviene nel sistema attuale.

4. Applicazione della Carbon Wasteprint nel Comune di Mompeo (RI)

Il Comune di Mompeo, le cui caratteristiche sono riportate in tabella 3, aveva avviato nel 2017 la sperimentazione del modello Carbon Wasteprint [2], scelto appositamente grazie alle

avanzate modalità di raccolta e, soprattutto, di contabilizzazione dei conferimenti attivate dall'attuale gestore, S.A.PRO.DI.R. srl.

Caratteristica	Valore	Unità Misura
Popolazione residente	530	abitanti
Superficie territoriale	10,89	kmq
Densità abitativa	48,7	ab/kmq
Famiglie	271	unità
Utenze domestiche	476	unità
Utenze non domestiche	15	unità

Tab. 3 – Caratterizzazione del territorio del Comune di Mompeo (RI)

Nel Comune di Mompeo il servizio di raccolta è di tipo domiciliare sull'intero territorio ed a tutte le utenze sono stati forniti contenitori rigidi, mastelli o bidoni, dotati di transponder per la lettura dei conferimenti. Le frequenze di raccolta sono le seguenti:

- frazione secco residuo: 1 v/sett
- frazione organica: 3 vv/sett
- frazione carta e cartone: 1 v/sett
- frazione vetro: 1 v/15gg
- frazione plastica e metalli: 1 v/sett

Il progetto di applicazione della metodologia certificata Carbon Wasteprint per il Comune di Mompeo, basato sulle stesse letture del 2017, è stato a sua volta approvato da Rina Services Spa in relazione alla sua conformità con la metodologia Carbon WastePrint. Il progetto prevede la contabilizzazione delle utenze di Mompeo per le tipologie di rifiuto raccolte: indifferenziato, organico, carta, plastica/metalli e vetro.

A causa della carenza di dati ufficiali negli anni successivi, i valori attesi sono stati computati con riferimento all'anno 2014 (Anno Zero), quando gli obiettivi di raccolta differenziata erano intorno al 45%.

La sintesi dei conferimenti rilevati per le utenze di Mompeo è stata analizzata nel Rapporto di Monitoraggio per l'anno 2017, a sua volta oggetto di verifica da parte del soggetto terzo indipendente ed accreditato, ovvero Rina Services Spa, che il 14 maggio 2018 ha rilasciato la dichiarazione di conformità n. VER-0034, ove si attesta che i cittadini di Mompeo, nell'anno in questione, hanno ridotto le emissioni attese di CO₂ per un valore complessivo pari a 187,7 tonnellate.

Per comprendere l'entità del risultato si può confrontare il valore della riduzione con gli obiettivi del Protocollo di Kyoto (anche se i crediti di CO₂ generati da questa tipologia di progetti non rientrano nei meccanismi del Protocollo). Se si stima una produzione procapite annua di CO₂ pari a 8 ton/anno (come desumibile dal Dossier Kyoto 2013, redatto dalla Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile [6]), e, quindi, attribuendo una produzione annua al Comune di Mompeo di circa 4.000 tonCO₂, si evidenzia come, l'obiettivo raggiunto nel 2017, con una migliore gestione dei rifiuti, ha permesso di ridurre la produzione di CO₂ di circa il 4,5%.

L'analisi dei comportamenti per singola utenza, invece, ha rilevato come le utenze non domestiche abbiano raggiunto valori di riduzione di CO₂ anche superiori a 10 ton/anno rispetto ai valori attesi (con un valore di emissione di CO₂ massima di poco superiore alle 5 tonCO₂/anno), e come circa il 10% delle utenze domestiche abbia raggiunto riduzioni comprese tra 1,0 e 1,5 tonCO₂/anno.

Con il raggiungimento di un obiettivo di raccolta differenziata intorno al 75%, circa l'85% delle utenze hanno ottenuto una riduzione di emissione di CO₂, rispetto al valore atteso, mentre il restante 15% ha registrato incrementi della produzione di CO₂.

In tabella 4 si riporta i valori di variazione delle emissioni di CO₂ rispetto ai valori attesi distinti per tipologia di rifiuto e per tipologia di azione.

Dalla tabella 4 si evince come il principale contributo di riduzione delle emissioni di CO₂ nella gestione dei rifiuti urbani risiede, come era lecito attendersi, nelle azioni di prevenzione e riutilizzo (oltre il 95%), e, in particolare, nelle azioni di riduzione del rifiuto indifferenziato (ca. 50%), della frazione organica (circa il 25%, grazie anche alla promozione del compostaggio domestico, molto attiva in territori appenninici), e delle frazioni cellulose (13%).

Frazione di rifiuto	Azioni di riduzione (kgCO ₂ /anno)	Azioni di recupero di materia (kgCO ₂ /anno)	Azioni di smaltimento (kgCO ₂ /anno)
Indifferenziato	-93.744	nd	425
Frazione organica	-46.784	-1.739	nd
Carta	-24.661	-6.613	nd
Plastica e metalli	-8.913	-208	nd
Vetro	-5.011	-435	nd
Totale	- 179.113	-8.995	425

Tab. 4 – *Variazione delle emissioni di CO₂ rispetto ai valori attesi, per tipologia di azione e tipologia di rifiuto nel Comune di Mompeo (RI), nell'anno 2017*

5. Conclusioni

Nel Febbraio 2018, la metodologia Carbon Wasteprint viene certificata da Rina Services Spa ai sensi della UNI EN ISO 14064-2:2012, concludendo un percorso che ha portato alla realizzazione di una procedura che permette di contabilizzare i diversi comportamenti delle utenze nella gestione dei rifiuti urbani, comprese le azioni di prevenzione rifiuti e riutilizzo.

La calibrazione di tale modello viene sperimentata sui dati rilevati nel 2017, nel Comune di Mompeo (RI), attraverso il monitoraggio dei conferimenti delle cinque principali frazioni di rifiuto, raccolte con modalità domiciliare.

I risultati confermano l'importanza delle azioni di riduzione rifiuti nel bilancio ambientale della gestione dei rifiuti urbani e, quindi, la necessità di tenerne conto anche nell'attivazione della TaRiP, come previsto nel DM Ambiente del 20 Aprile 2017.

Bibliografia

- [1] **Agenzia Territoriale dell'Emilia-Romagna per i Servizi Idrici e Rifiuti - ATERSIR**, "Proposta di Regolamento tipo per la disciplina della tariffa rifiuti corrispettiva", 2018, www.atersir.it
- [2] **Valentini A., De Santis B., De Santis N., Vergalito E.**, "Carbon WastePrint: un nuovo metodo di calcolo della CO₂ evitata, per sistemi di tariffazione puntuale in base al servizio reso", Ecomondo 2017 - Fiera e seminari del recupero e riciclaggio di materie ed energia, Rimini
- [3] **UNI EN ISO 14064-2:2012**, "Parte 2: Specifiche e guida, al livello di progetto, per la quantificazione, il monitoraggio e la rendicontazione delle emissioni di gas ad effetto serra o dell'aumento della loro rimozione", 2012, UNI
- [4] **U.S. Environmental Protection Agency**, "Documentation for Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM)", ICF International, 2016
- [5] **Wrap**, "A methodology for quantifying the environmental and economic impacts of reuse", Final Report, 2011, www.wrap.org.uk
- [6] **Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile**, "L'Italia ha centrato l'obiettivo di Kyoto: prima stima delle emissioni nazionali di gas serra 2008-2012", Dossier Kyoto 2013

Il progetto europeo H2020 Waste4Think. Misura dell'impatto sociale in sistemi avanzati di gestione dei rifiuti

*Marta Vila vila@bcnecologia.net, Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona
Michele Giavini giavini@arsambiente.it, Silvia Colombo, ARS Ambiente, Gallarate*

Riassunto

Il progetto Horizon 2020 Waste4Think, finanziato dall'Unione Europea, è finalizzato a testare ecosoluzioni innovative per il miglioramento della gestione dei rifiuti in 4 città pilota: Seveso (Italia), Zamudio (Spagna), Cascais (Portogallo), Halandri (Grecia), che hanno baseline molto differenti (dal 10% al 75% di raccolta differenziata). Un focus del progetto è l'implementazione della tariffa puntuale (Pay As You Throw), e l'implementazione di ecosoluzioni sia sociali (campagne di sensibilizzazione innovative) che digitali (serious games). Il pilota di Seveso (23.000 abitanti) con la PAYT ha già raggiunto l' 81% di raccolta differenziata partendo dal 75% come baseline.

Nell'ambito delle valutazioni di sostenibilità, si seguono varie metodologie che vanno dalla definizione di KPI (Key Project Indicators) a vario livello ed alcune valutazioni con LCA.

Un aspetto interessante di questo progetto è però la misura dell'impatto sociale delle eco-azioni.

Summary

The Horizon2020 WASTE4think project, funded by the European Union, is aiming to test innovative ecosolutions to improve waste management in 4 pilot cities: Seveso (Italy), Zamudio (Spain), Cascais (Portugal), Halandri (Greece), having very different baselines ranging from 10% to 75% separate collection rate. A main focus is the introduction of PAYT (Pay-as-you-throw) and the implementation of both social actions (innovative sensitization campaigns) and digital solutions such as "serious games". The pilot of Seveso (23,000 people) with PAYT already increased separate collection up to 81%.

In the framework of sustainability evaluations, different methodologies have been followed including the definition of KPI (Key Project Indicators) at different levels, and some LCA evaluations. An important aspect of this project is the measurement of the social impact of these eco-actions.

1. Introduzione

Il Comune di Seveso, con i suoi 23.561 abitanti, diventato famoso in Europa per il grave incidente dell'ICMESA, dal 2016 è partner del progetto europeo H2020 WASTE4think Moving Towards Life Cycle Thinking By Integrating Advanced Waste Management Systems (W4T). Il progetto si propone di creare e sperimentare in 4 differenti contesti urbani europei (Zamudio (ES), Halandri (GR), Seveso (IT) e Cascais (P)) soluzioni avanzate ed integrate per la gestione dei rifiuti in tutta la filiera.

Per il caso pilota di Seveso sono state studiate e introdotte diverse azioni sia gestionali (introduzione della tariffa puntuale) che di sensibilizzazione della cittadinanza. A due anni dall'avvio del progetto tutte le azioni previste sono state avviate dal partneriato italiano in modo integrato e condiviso e sono ad oggi a regime.

Il cambiamento di abitudini dei cittadini è un aspetto importante in generale e soprattutto a Seveso. Il progetto Waste4Think, si propone di misurare attraverso indicatori quanto più oggettivi possibile l'accettabilità delle azioni effettuate, sia specifico riferito a singole azioni come ad esempio le ecofeste o la tariffa puntuale, sia globale, ovvero la somma di singole azioni ripetute nel tempo.

Il concetto è stabilire una strategia di monitoraggio che identifichi e degli indicatori misurabili non solo dell'impatto ambientale o economico, ma anche sociale, al fine di orientare le politiche future e garantire una replicabilità e sostenibilità ad ampio spettro delle scelte fatte. Nell'ambito di Waste4think è stata elaborata una metodologia per il monitoraggio complessivo di tutta la filiera del rifiuto dal punto di vista ambientale, sociale, tecnico ed economico, denominata WESTE (Waste - Environmental, Social, Technical and Economic)¹.

2. Relazione

2.1 Obiettivi delle azioni sociali

Avendo come obiettivo generale quello di promuovere il cambio di mentalità e di abitudini della gente verso la società della sostenibilità, le Azioni Sociali sono necessarie per un reale cambio di comportamenti. Esse fanno parte di una strategia di educazione ambientale, non solo di comunicazione, e sono fondamentali nell'ambito di quella che si definisce Social LCA (S-LCA²).

Gli obiettivi ed i principi guida per sviluppare l'educazione ambientale sono i seguenti:

- Partecipazione – fornire ad individui, gruppi e società le opportunità per essere attivamente coinvolte nell'esercitare le proprie abilità di cittadinanza ambientale e nel lavorare verso uno sviluppo sostenibile
- Conoscenza – aiutare ad acquisire una varietà di esperienze e una comprensione base delle competenze richieste per uno sviluppo sostenibile
- Valori – aiutare ad acquisire il senso di preoccupazione per i temi della sostenibilità, così come un set di valori da utilizzare come metro di giudizio
- Abilità – aiutare ad acquisire le competenze della cittadinanza ambientale – per poter identificare ed anticipare i problemi e lavorare con gli altri per risolverli, prevenirli e minimizzarli.
- Consapevolezza – per creare una comprensione generale degli impatti e degli effetti dei comportamenti e degli stili di vita, sia nei contesti locali che globali, e sia nel corto che nel lungo termine.

2.2 Il Piano delle Azioni Sociali

I 4 pilota di Waste4Think hanno sviluppato una strategia globale per integrare tutti i gruppi di interesse locali nell'educazione ambientale in modo da massimizzare gli effetti su tutta la popolazione.

Il Piano delle Azioni Sociali è diviso in “Strategie” e “Azioni”, come descritto in figura 1.

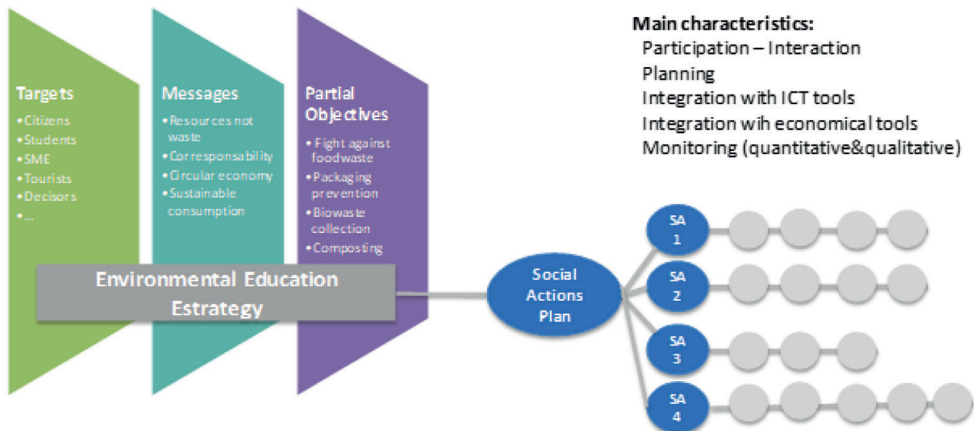


Fig. 1 – Strategia di Educazione Ambientale e Piano delle Azioni Sociali sviluppato nell'ambito del progetto Waste4Think (Fonte:Waste4Think, D4.1)

Per definire le azioni sociali, si è considerata una “linea di flusso” del cambio di abitudini. Nel passaggio dall’informazione alla consapevolezza, e dalla consapevolezza all’effettivo cambio di abitudini vi sono alcune barriere da superare. Le azioni da intraprendere devono essere un po’ più che “informative”, pertanto vengono sviluppati aspetti come la partecipazione al *decision making*, la creazione di un clima positivo e un senso di appartenenza sociale, l’attenzione all’esempio degli Enti Pubblici, gli incentivi economici.

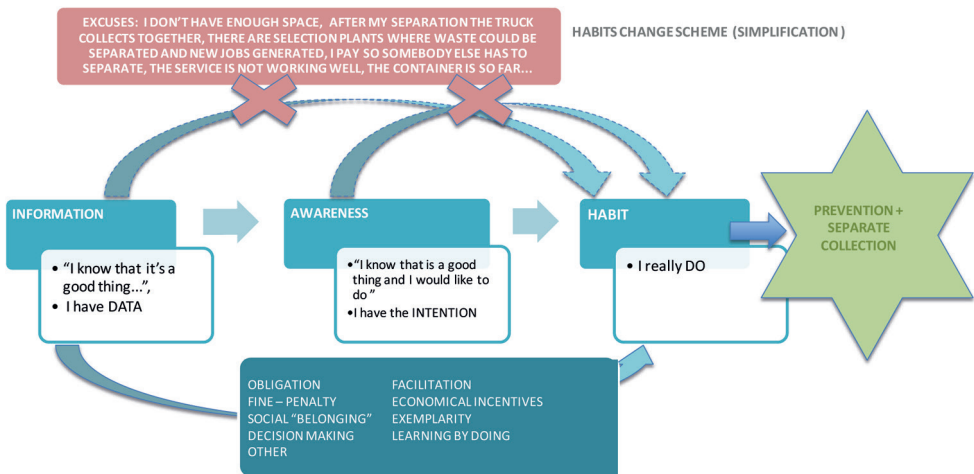


Fig. 2 – Il flusso del cambio di comportamento, dall’informazione all’attuazione. (Fonte:Waste4Think, D4.1)

2.3 Metodologia di Follow-Up

Monitorare l’efficacia delle azioni sociali è d’obbligo al fine di aumentare la conoscenza in questo campo.

Il sistema di monitoraggio delle azioni sociali rappresenta la vera innovazione di Waste4Think ed è stato definito per ogni strategia ed attività di sensibilizzazione. Esso comprende la raccolta di dati reali in modalità diverse come questionari, focus groups, ricerca su social network etc.

L'obiettivo è quello di ottenere dati quantitativi e qualitativi per valutare il successo di ogni strategia e migliorarne l'effetto sia come partecipazione che come rapporto costi / benefici. Il risultato finale sarà quello di raggiungere un buon livello di conoscenza mirato soprattutto a descrivere in dettaglio le lezioni apprese, migliorare gli errori fatti, e replicare le azioni di successo.

Nei documenti di progetto viene calcolata una *baseline* (attitudine dei cittadini prima dell'azione), ed il suo miglioramento quali-quantitativo. Le macro-categorie di impatto sociale da misurare, concordate nel progetto, sono:

- Cambio di comportamenti in tema di consumo e prevenzione dei rifiuti,
- Grado di conoscenza riguardo la raccolta differenziata
- Grado di soddisfazione delle specifiche azioni sociali svolte

Sugli indicatori generali in tema di raccolta differenziata, occorre fare una considerazione preliminare. Innanzitutto, i 4 pilota, avendo una "sensibilità iniziale" molto diversa, devono essere misurati con criteri diversi. Per esempio, in Seveso, il miglioramento viene misurato attraverso risposte a "domande trabocchetto" sulla raccolta differenziata abbastanza difficili (es. "dove butto la lettiera del gatto?"). Dando punteggio massimo a coloro che sanno che esiste una lettiera vegetale che può essere conferita nell'umido). Inoltre, un macro indicatore "tecnico" (% di RD media del territorio) sarà poi confrontato con il livello di miglioramento "spot" prodotto dalle singole azioni sociali anche su target piccoli.

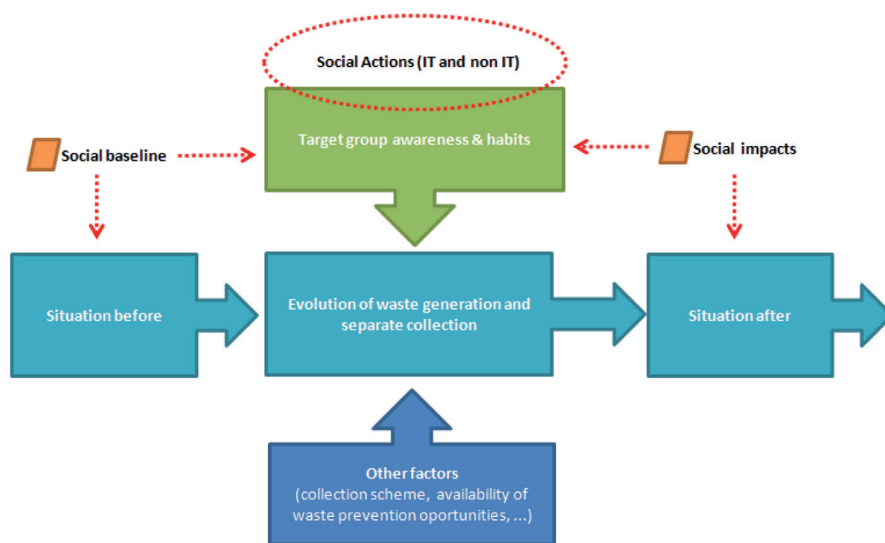


Fig. 3 – Misura dell'impatto delle azioni sociali (Fonte: Waste4Think, D4.1)

Anche se ogni pilota mette in campo azioni differenti, vi è poi una parte di indicatori comuni di monitoraggio da calcolare obbligatoriamente. Essi sono:

- Numero di punti di raccolta rifiuti accessibili a persone con disabilità
- Numero di posti di lavoro (*green jobs*) create
- Cambi legislativi proposti
- Accettazione sociale

2.4 Qualitative reporting

Il monitoraggio quantitative diventa chiave per valutare il successo del Piano delle Azioni Sociali in termini di costi – benefici.

In ogni caso, anche il monitoraggio qualitativo assume un’alta importanza, al fine di garantire un reporting delle lezioni apprese, sia in termini di fattori di successo che di errori da evitare.

Per il monitoraggio qualitativo, il seguente schema base è stato fornito ai pilota.

NAME OF THE ACTION: STRATEGIC LINE RELATED:
Location:
Success of the action (0-5):
Waste streams:
Waste management stages:
Period of the implementation:
Short description:
Current status (finished, onwards..)
Communication tools (main media used etc.)
Training tools
Other tools developed during the campaign (financial, local , ordinance...)
Target group and N. of stakeholders involved (expected and effective)
Rate of participation (% or number)
Key points of success
Description of the monitoring methodology, if any (surveys, waste weighting, ...). Link to the Social KPI.
Qualitative environmental, social and economical impact / benefit
Costs detailed? If yes, details, possibly also normalized (per citizen, per ton...)
Add some pictures of the activity
Links to press releases, etc.
Lessons learnt
Other interesting information
Key words

Fig. 4 – Schema di monitoraggio qualitativo delle azioni sociali (Fonte:Waste4Think, D4.1)

2.5 Un esempio di azione di sensibilizzazione della cittadinanza monitorato a Seveso: le Ecofeste Seveso dispone di un’area coperta e attrezzata con tavoli e cucina destinata a finalità ricreative, in cui, nel periodo estivo, Associazioni di volontariato sociale, ambientale, sportivo promuovono feste con produzione e somministrazione di cibo, a finanziamento delle loro attività. Considerato che il numero di feste in calendario da giugno a settembre è pari a circa 50 e che in ciascuna sono serviti in media 500 coperti, il Progetto W4T ha dotato l’area delle attrezzature necessarie a ridurne l’impatto ambientale. Nella stagione 2017 sono stati installati una lavastoviglie industriale ed armadi per il ricovero dei primi 1500 piatti lavabili, acquistati con fondi europei, grazie ai quali il 31 agosto si è tenuta la prima ecofesta. Per i 650 coperti serviti in essa sono state usate posate e stoviglie lavabili, riducendo a 150 g/

coperto il pro-capite di rifiuto totale prodotto, di contro ai 250 g/coperto generati nelle restanti feste. È stata sviluppata un'intensa campagna di comunicazione, mediante tovagliette sottovassoio, che metteva a confronto l'impatto di produzione e lavaggio dei piatti riutilizzabili con quello di produzione degli usa e getta e attivato il sostegno operativo alla raccolta differenziata dei rifiuti prodotti, grazie alla quale le feste hanno raggiunto il 97% di raccolta differenziata e l'ecofesta il 98%.

Nel 2018 alle dotazioni esistenti si sono aggiunti 1500 piatti lavabili, 1500 bicchieri in polycarbonato per acqua e vino e 900 boccali da birra, oltre a 1500 set di postate lavabili. I giorni di ecofesta sono stati 37 su 50. L'adesione è stata ottenuta attraverso un processo formativo sviluppato a partire da un incontro, in cui alle Associazioni sono state presentate le modalità organizzative dell'ecofesta 2017 ed il supporto in personale che sarebbe stato loro garantito per il lavaggio delle stoviglie e la differenziazione dei rifiuti: infatti il progetto W4T ha preventivato fondi a sostegno dell'incremento di *forza lavoro* richiesto dalle attività di prevenzione rifiuti. A seguire le Associazioni sono state invitate alle prime ecofeste in programma e sono state sostenute nella soluzione ai dubbi operativi, sino all'adesione al progetto.

In occasione dell'ecofesta del 5 settembre 2018, che ha visto la partecipazione dell'attore comico Teo Teocoli e fatto registrare il tutto esaurito per i 1200 coperti disponibili, la comunicazione è stata amplificata grazie all'utilizzo di posate in cartone alte 1,5 m portate dai volontari di Legambiente tra i tavoli, per comunicare il grande impatto dell'usa e getta, azzerato dal Progetto Ecofeste.

Per il monitoraggio sociale della soddisfazione, è stato installato un totem "HappyorNot" con cui è stato rilevato che l'88% è stato molto contento di aver fatto festa ma non a spese dell'ambiente. Inoltre, si sono attivati dei monitoraggi specifici come quello dei consumi elettrici della lavastoviglie, e la verifica del numero di volontari impiegati, il "desiderio di replicare" l'ecofesta successivamente in altri contesti.



Fig. 5 – Sensibilizzazione durante un'ecofesta e monitoraggio della soddisfazione mediante totem Happyornot

3. Conclusioni

Il progetto Europeo Horizon 2020 WASTE4think - Moving Towards Life Cycle Thinking By Integrating Advanced Waste Management Systems ha messo in atto una serie di azioni mirate al continuo miglioramento della gestione dei rifiuti, permettendo, nel caso di Seveso, il raggiungimento dell'82% di raccolta differenziata e mirando al continuo incremento della coscienza ambientale delle utenze. Azioni sociali di sensibilizzazione, strumenti tecnici e politiche locali devono andare di pari passo come tessere di un puzzle al fine di un raggiungimento degli obiettivi. Finora pochi progetti si sono focalizzati sulla misura quanti- e qualitativa del

miglioramento della consapevolezza ambientale, e questo è un aspetto importante in quanto una valutazione del solo impatto ambientale basata unicamente su metodologie LCA non è sufficiente a fornire un quadro completo della fattibilità e replicabilità di azioni di miglioramento.

Bibliografia

[1] **Iraia Oribe-Garcia et al. WESTE methodology for holistically evaluation of the waste management chain**, , 5th International conference on sustainable solid waste management (Athens2017)

[2] **UNEP-SETAC**, The Methodological Sheets for Sub-Categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA), 2013

WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION

RICERCHE APPLICATE PER IL TRATTAMENTO ED IL RECUPERO DI RESIDUI SOLIDI

Molti residui industriali e civili sono difficili da gestire, a causa di ostacoli tecnici ed economici. La complessità di selezione e separazione dei rifiuti, la pericolosità dei materiali, le concentrazioni estremamente ridotte di costituenti preziosi, la scarsa redditività economica di tecniche di recupero, rendono il recupero di certi scarti molto difficile. Studi applicati, realizzati da imprese o laboratori e centri di ricerca, possono fornire nuovi approfondimenti sul tema della valorizzazione dei rifiuti. Si affrontano nuove soluzioni tecnologiche per il recupero di matrici particolarmente complesse (come nelle attività di bonifica e recupero di vecchie discariche recentemente incoraggiata dalla Commissione Europea, o valorizzazione di residui da incenerimento, o di materiali pericolosi e compositi), considerando la loro replicabilità e trasferibilità su larga scala.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, Società Chimica Italiana – Divisione CAB**

Presidenti di sessione:

- Fabrizio Passarini, *Università di Bologna*
- Michele Notarnicola, *Politecnico di Bari*

Characterization of printed circuit boards from e-waste byproducts for copper beneficiation

*Giuseppe Bonifazi, giuseppe.bonifazi@uniroma1.it, Riccardo Gasbarrone and Silvia Serranti
Department of Chemical Engineering Materials & Environment,
Sapienza Università di Roma, Via Eudossiana, 18, 00184 Rome, Italy.*

Riassunto

L'obiettivo principale di questo studio è stato quello di valutare l'utilizzo delle tecniche di imaging iperspettrale e di fluorescenza a raggi X per caratterizzare i circuiti stampati, esplorandone la composizione e la distribuzione spaziale del rame. I campioni studiati provengono da un processo di separazione magnetica per densità applicato ad un flusso di RAEE, risultanti da azioni di comminuzione, di apparecchiature di piccole e medie dimensioni. Sono state acquisite immagini iperspettrali nell'intervallo spettrale SWIR (1000-2500 nm) e mappe micro-XRF dei materiali analizzati. Grazie alla tecnica di classificazione Partial Least Squares - Discriminant Analysis (PLS-DA), a partire da immagini iperspettrali si è riusciti a riconoscere i circuiti stampati dagli altri materiali presenti e, a partire da mappe micro-XRF si è identificata la posizione spaziale del rame presente sui circuiti, definendone i domini.

Summary

The main target of this study was to investigate the use of hyperspectral imaging and micro X-ray fluorescence to characterize printed circuit boards (PCBs) with particular reference to copper content and distribution. The studied samples (i.e. particles) come from small and medium appliances by-products, obtained from a Magnetic Density Separation (MDS) process. HyperSpectral (HS) Images in the SWIR spectral range (1000-2500 nm), and micro-XRF maps of the analyzed bulk materials were acquired. Partial Least Square – Discriminant Analysis (PLS-DA) classification was carried out on HS images to classify PCBs and the other materials, and applied on Micro-XRF mapping was performed to classify copper in PCBs surfaces.

1. Introduction

Technological progress has made electronic and electrical equipment an integral part of the everyday life. The growing demand of new technological equipment with improved performance dramatically increases the quantity of products considered obsolete and/or defective in respect of market requirements [1]. Waste from electrical and electronic equipment (WEEE) represents a waste category extremely heterogeneous due to the different materials constituting the electronic products. Copper, iron, aluminum, brass and other precious metals, such as gold, silver and palladium, together with a mixture of various polymers, i.e. polyethylene, polypropylene, polyurethane and many others can be found in WEEE [2]. Either way, the concentration of these compounds and substances in WEEE varies according to product type, manufacturer and manufacturing process.

The best way to manage this waste is pursuing full constituents, elements and material reco-

very and recycling. This approach presents a lot of economic advantages [3]. The determination of materials chemical composition, their physical properties, components characteristics and assembling usually defines the processing/recycling strategies to adopt. Product characterization thus represents a fundamental step to assess secondary raw typologies and quality in order to not only set up efficient and environmentally friendly e-waste recycling strategies, but also to certify recovered products quality.

The aim of the present study is to investigate the possibilities offered by the combined utilization of Short Wave InfraRed (SWIR) - based HyperSpectral Imaging (HSI) and X-ray Fluorescence (XRF) analysis to perform a classification of printed circuit boards and the other materials and identify copper in PCBs, occurring in a small and medium appliances WEEE product as resulting from processing.

2. Materials

The investigated small and medium appliances WEEE by-products come from a Magnetic Density Separation (MDS) process occurring in a WEEE treatment plant set in Rotterdam, The Netherlands.

The Magnetic Density Separator can be classified in the category of separators utilizing magnetic fluids. Changing the magnetization status of the magnetic fluid, the MDS can separate particles of different characteristics thus representing a good solution for concentrating minerals and metals, and for polymers separation [4].

The analyzed products are characterized by a sieve fraction of + 10 mm and a density class ranging between 1300 and 2200 kg/m³ (particles arranged in Petri dish are shown in Fig. 1). Collected samples are mainly constituted by printed circuit boards (PCBs), plastics and glass. Even if, at least ideally, metals should not occur in this density range, a small amount of metals is still present in this output (about 5 % of the total weight). Mainly copper, embedded in shredded PCBs and wires, occurs.



Fig. 1 - WEEE by-product particles arranged in Petri dish.

3. Methods

3.2 Elemental analysis by μ -XRF spectrometer

X-ray fluorescence analysis was applied to explore the actual elemental composition and concentration of the sample. X-ray fluorescence (XRF) spectrometer is a device that is able to operate non-destructive chemical analyses of rocks, and waste, working on wavelength-dispersive spectroscopic principles. μ -XRF Spectrometer used to perform elemental analysis is Bruker M4 TORNADO. This spectrometer is characterized by a large sample chamber, an

effective excitation of fluorescence by high brilliance X-ray tube, in addition to X-ray optics for concentrating radiation to spot sizes down to 25 μm and a detection of fluorescence radiation by silicon drift detectors (SDD) with high count rate capability [5, 6].

Scans (one over a standard copper reference and one on the particles arranged in Petri dish) were carried out with the following excitation conditions: 50 kV, 600 μA . Using native software HyperMap, a ROI was selected for calculating a quantitative report showing normalized weight elemental contents. Elemental maps were imported in MatLab™ environment, using the toolbox SOLO + MIA 8.1 (r 8.1) by Eigenvector Research Inc.. Background image areas, for both the calibration set (standard copper reference) and validation set (material arranged in Petri dish) were excluded for reducing the computation time and memory required for the process. The Partial Least Square - Discriminant Analysis (PLS-DA) was chosen as classification model. This specific chemometric technique is a multivariate inverse least squares discrimination method that is used to classify samples, according to the calibrated classes set [7]. PLS-DA, was calibrated by using the standard reference map, choosing an appropriate pre-processing algorithms sequence for the purpose, and validated on the material in Petri dish map.

3.1 Hyperspectral imaging analysis

The main objective of the HSI analysis is to measure the spectral signatures associated with materials within the sample, exploring all the elements or pixels, of an image captured with a special detector. The HS image is defined by a hypercube (that has three dimensions: two spatial and a spectral one). In recent years, hyperspectral imaging has been applied to a vast crucible of purpose and different fields have been investigated. HSI have been applied also to WEEE recycling for the implementation of sensor-based sorter [8] and according to different authors can be very useful for evaluating different kind of plastics or resins and sorting them from mixed WEEE [9, 10].

In this study, the analysis of HS images was intended for setting up a model to predict with good accuracy the spatial position of the metal-containing particles in the sample under study. HS images were acquired for the calibration set (containing PCBs, glass, white and grey plastics, wood, wires and black plastics as training materials) and the validation set (particles arranged in Petri dish).

HS images in Short Wave InfraRed (SWIR), 1000-2500 nm, have been acquired by SisuCHEMA XL™ Chemical Imaging Workstation. This spectrometer, consisting of a detector and a diffuse line illumination system adapted on a conveyor belt, is able to work in reflectance mode with a spectral resolution of 10 nm [11]. Data records were imported in MatLab™ environment, using the toolbox SOLO + MIA 8.1 (r 8.1) by Eigenvector Research Inc.. Background image areas were excluded for reducing the computation time and memory required for the process.

A Principal Component Analysis (PCA) was performed on the calibration set image for exploratory purpose. The PCA is a non-parametric technique for extracting information from a series of data otherwise confused. Data redundancy is reduced thanks to the PCA. Appropriate pre-processing techniques were chosen, for improving exploratory analysis by excluding outliers, scattering artifacts and background. Material classes were then set to carry out the calibration of the PLS-DA model. Suddenly, an estimation of the model fitting (validation) took place on the particles arranged in Petri dish.

4. Results

4.1 Quantitative analysis and Copper identification by μ -XRF spectrometer

From the quantitative analysis carried out, copper weight concentration is about 1.9 %. The average weight PCBs content is about 4.7 %, calculated following a manual selection on the sample. Therefore, printed circuit boards occurring in the waste are quite rich of metals. The relative elemental map, showing copper and lead, extrapolated from BRUKER native software is shown in Fig. 2a. While, PLS-DA classification result for copper identification is shown in Fig. 2b.

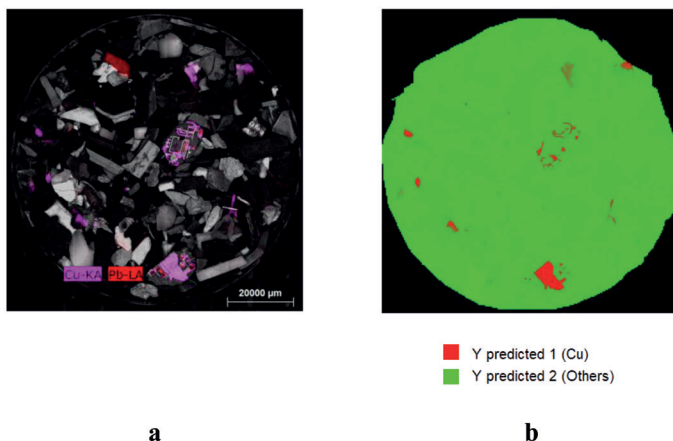


Fig. 2 – Relative elemental map of copper and lead (a) and the copper prediction map, resulting from PLS-DA modelling (XRF map), on WEEE by-product particles arranged in Petri dish (b).

4.2 Material class identification by SWIR-based HSI

The prediction map of the resulting PLS-DA identifying the PCBs is shown in Fig. 3. As can be seen from Fig. 3, making a comparison to Fig. 2 and to the RGB image of the sample arranged in Petri dish (Fig.1), classification allows to recognize all the PCBs in the samples.

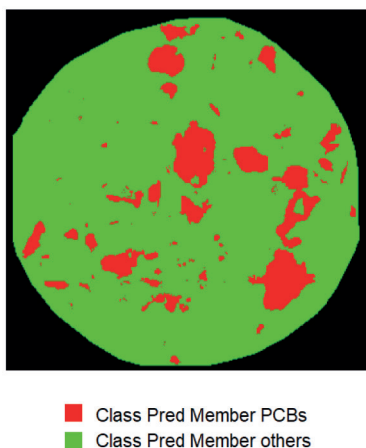


Fig. 3 – Prediction map of copper and lead on WEEE by-product particles arranged in Petri dish, resulting from PLS-DA modelling (SWIR- based HSI image).

5. Conclusions and future scenarios

The SWIR typical spectral range does not allow the full identification of metallic materials spectra, but only a few typical radical groups. However, XRF maps have shown that copper content is mainly embedded in PCBs. Indeed, the PLS-DA model set up from SWIR-based HS image does not allow the identification of metals themselves but allows the identification of the typical material of PCBs involving metals: such as epoxy resin in the layer below copper layer and solder mask on the top (protective layer for the welds).

To sum up, it can be affirmed that the application of HSI applied on WEEE, opens the door to future innovations in the field of resources and recycling, such as:

- the possibility of development a system able to recognize PCBs, in order to be used not only as a sorting engine, but also as an analytical core to perform a quality control on products coming from different manufacturing stages.
- the possibility of ensuring a reliable production of recycled product in both quality and quantity terms, ensuring in this case the identification of copper containing PCBs, by incorporating the HSI approach coupled with XRF technology [12].

References

- [1] **Zhang, S. & Forssberg, E., 1997.** Mechanical separation-oriented characterization of electronic scrap. *Resources, Conservation and Recycling* 21, pp. 247-269.
- [2] **Robinson, B. H., 2009.** E-waste: An assessment of global production and environmental impacts. *Science of the Total Environment* 408, p. 183–191.
- [3] **Veit, H. M. & Bernardes, A. M., 2015.** Electronic Waste: recycling techniques. In: *Electronic Waste: Generation and management*, pp. 3-10.
- [4] **Hu, B., Giacometti, L., Di Maio, F. & Rem, P., 2011.** Recycling of WEEE by Magnetic Density Separation. Volume Selected Proceedings of the Sixth International Conference on Waste Management and Technology (ICWMT 6).
- [5] **Bruker Corporation, 2009.** M4 TORNADO, Physical principles of Micro-X-ray Fluorescence. Berlin, Germany: Bruker Nano GmbH.
- [6] **Bruker Corporation, 2013.** M4 TORNADO High performance Micro-XRF spectrometer: User manual. Berlin, Germany: Bruker Nano GmbH.
- [7] **Wise, B. M., Gallagher, N. B., Bro, R., Shaver, J. M., Windig, W. & Koch, R. S., 2008.** PLS_Toolbox 4.2 Reference Manual for use with MATLAB™. West Eaglerock Drive, Wenatchee, WA: Eigenvector Research Incorporated Inc..
- [8] **Picon, A., Ghita, O., Iriondo, P. M., Bereciartua, A., Whelan, P. F., 2010.** Automation of waste recycling using hyperspectral image analysis. Bilbao, IEEE, pp. 1 - 4.
- [9] **Masoumi, H., Safavi, S. M. & Khani, Z., 2012.** Identification and Classification of Plastic Resins using Near Infrared Reflectance Spectroscopy. *International Journal of Mechanical, Aerospace, Industrial, Mechatronic and Manufacturing Engineering*, 6 (5), pp. 877-884.
- [10] **Palmieri, R., Bonifazi, G. & Serranti, S., 2014.** Recycling-oriented characterization of plastic frames and printed circuit boards from mobile phones by electronic and chemical imaging. *Waste Management* 34, p. 2120–2130.
- [11] **Middleton Spectral Vision, 2014.** Hyperspectral Components & Systems - Systems - SisuCHEMA.
- [12] **Serranti, S., Gargiulo, A. & Bonifazi, G., 2010.** The utilization of hyperspectral imaging for impurities detection in secondary plastics. *The Open Waste Management Journal*, Volume 3, pp. 57-71.

Innovative applied technologies for the safe storage management

Micol Della Zassa, micol.dellazassa@gmail.com, Ginfranco Gianfelice,

Alberto Biasin, Jessica Fabro, Paolo Canu

** K-INN TECH Srl, Spin Off Dipartimento Ingegneria Industriale, Università di Padova*

Riassunto

La gestione in sicurezza degli episodi di auto-riscaldamento di biomasse e rifiuti organici in fase di stoccaggio è un problema diffuso. Molte biomasse mostrano propensione all'auto-riscaldamento anche semplicemente in condizioni ambientali (presenza di ossigeno e umidità) quando vengono stoccate sul medio-lungo periodo. In questo studio, si tratta dell'auto-riscaldamento di biomasse. Lo smouldering è un processo esotermico che avviene in carenza di ossigeno, così che la reazione si sviluppa molto lentamente e senza fiamme evidenti. Con l'obiettivo di sfruttare lo smouldering come un'alternativa alle più comuni metodologie termiche (gassificazione, torrefazione, pirolisi) è necessario capire meglio l'innesco e la propagazione del fronte di smouldering, così da controllare il processo di auto-riscaldamento. La sperimentazione è condotta in una macro apparecchiatura termogravimetrica (macro TGA), per studiare la variazione di peso della biomassa durante il processo di smouldering. In questo lavoro sperimentale, viene esaminato l'effetto della diversa origine e PSD (distribuzione granulometrica) sullo smouldering delle biomasse.

Summary

The safe management of the self-heating events of biomass and organic waste during storage is a common problem. Most of the biomass materials show a tendency to self-heat even in standard environmental conditions (oxygen and humidity presence) when they are stored for medium-long time.

In the present study, the biomass self-heating is investigated. Smouldering is an exothermic process that occurs in oxygen deficiency, so the reaction is very slow and without visible flames. In order to use the smouldering process as a valuable alternative to the most common thermal technologies (gasification, carbonization and pyrolysis), it is necessary to better understand the onset and propagation of the smouldering front to control the self-heating process. The self-trigger is performed in a macro thermogravimetric analyzer (macro TGA) to investigate the biomass weight reduction during the reaction. In this experimental work, the different origin and PSD (Particle Size Distribution) effect on the biomass smouldering is examined.

1. Introduction

Biomass is considered as one of the high potential renewable energy resource. With the concern of environmental protection, the biomass energetic recovery has attracted an increasing worldwide interest. In the recent years, the smouldering process has also been suggested as a new method potentially useful in the treatment of biosolids ([1], [2]). Smouldering is a heterogeneous oxidation reaction that takes place on the surface of the fuel. The reaction is limited by the rate of oxygen that can diffuse into the fuel surface, resulting in low temperatures and slow reaction rates relative to flaming combustion [3]. Self-sustaining smouldering takes

place when the oxidation reaction generates enough energy, in the form of heat, to overcome heat losses and sustain the reaction propagation indefinitely [4]. However, the smouldering can be also a concern in the management of both drying plants and storages of wastewater treatment sludge [5]. In [6] reviewed cases of self-heated wastewater sludge are outlined. For these reasons, the study of behaviour, conditions and solids formation during the smouldering is very important, both to prevent the auto-ignition of the material and to apply it in waste management purposes.

The aim of this paper is to evaluate the weight loss of single biomass fuels during the smouldering process, under oxidizing atmosphere. The experiments are carried out in a self-designed laboratory reactor, called macro TGA: this equipment allows to evaluate the weight variations (i.e. conversion) during the material heating, by varying the operating conditions. The advantage of this technique is the possibility to load higher amounts (around 10 grams) compared to the few mg of material required in a standard TGA. This aspect is particularly important when dealing with heterogeneous samples, e.g. coming from industrial realities. The standard TGA is one of the most common equipment to study kinetic parameters of biomass thermal degradation ([7], [8], [9]). However, heat and mass transfer phenomena are usually ignored in standard TGA. Then, the thermal degradation kinetics of thick biomass may be investigated in the self-designed macro TGA to integrate the heat and mass transfer effect ([10], [11]).

2. Report

2.1 Materials

Three different dried sludges from wastewater treatment plants are used in this study, with chemical and physical characterization reported in Table 1.

Parameters		A	B	C
Proximate analysis	Moisture, %	23.46	13.62	12.57
	Volatile matter, %	65.64	66.37	64.55
	Fixed carbon, %	12.62	7.86	7.51
	Ashes, %	21.74	25.77	27.94
Mean Diameter, mm		1.00	0.50	1.50
Intrinsic Density, kg/m ³		2577	2874	2750
C _p , J/kgK		1115	1517	1401

Table 1 – Characterization of three raw dried sludges

2.2 Experimental

The experimental configuration is sketched in Figure 1.

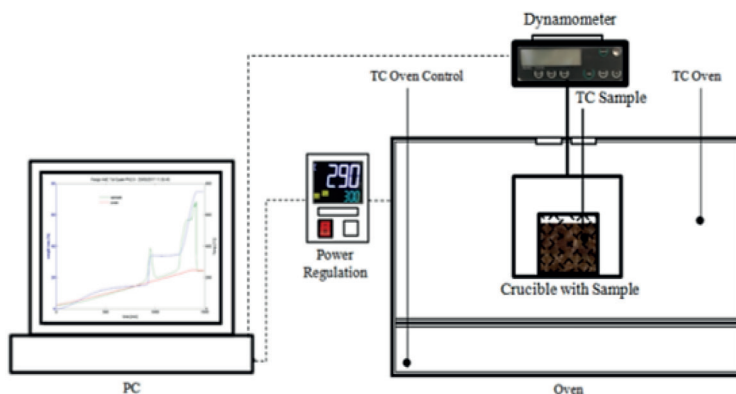


Fig. 1 – Macro TGA schematic representation

The smouldering reaction occurs in a square gas-permeable container made by an aluminum net (mesh size=0.5 mm) with $L= 3.7$ cm. The crucible is hung on a dynamometer and placed inside a static oven, to evaluate weight loss during the biomass heating and self-triggering process. The sample weight used for all tests is approximately 20 g. The temperatures inside the sample and the oven and the biomass weight are continuously monitored.

2.3 Results and discussion

Figure 2 shows a different trigger behaviour when the biomass is heated with HR (Heating Rate) of 0.2 °C/min. The sludge A ignites around 165°C , with only one ignition peak. The material loses the 79% of its initial mass. During the ignition, the maximum temperature reached is 600°C .

The sludge B develops two ignition peaks. The first peak is smaller than the second one and it takes place around 150°C . During the first peak, a temperature of 320°C is reached in the sludge and it loses around the 30% of the initial mass. The second peak causes a mass loss of 43% and a maximum temperature very similar to the one reached in sludge A.

Finally, the sludge C does not generate any ignition peak, although it ignites very slowly from 177 to 250°C and it loses the 35% of its initial mass.

The most dangerous sludge is sludge B, because it ignites at a lower temperature. For sludge A and B the reaction residue % post-smouldering is very similar.

0.2 °C/min is the ideal HR so the solid has the time to overcome the thermal inertia and to heat up homogeneously: lost the residual humidity, the oven and the sludge are heated at the same speed. On the other hand, the experimental tests are very long (around 1 day).

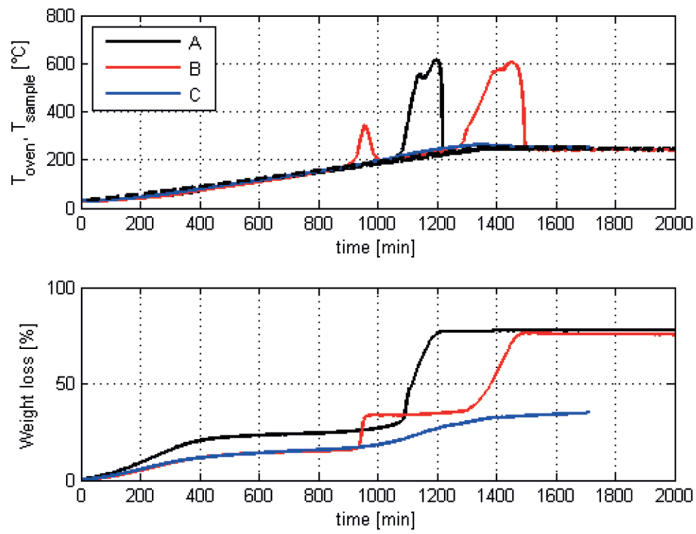


Fig. 2 – Trigger of A, B, C at 0.2°C/min

These results show that the chemical and physical sludge nature greatly influences the smouldering, the propagation trigger and the final reaction residue. Moreover, also the PSD has a drastic influence on the smouldering reaction thermal profile and on the weight loss profile. To confirm the PSD influence on the trigger sludge, a sludge B sample is pelletized and then the propensity to trigger in macro TGA is tested (Figure 3). Although the sludge nature is unchanged, a different PSD produces a considerable difference in biomass reactivity: sludge pelletization significantly reduces the self-heating tendency. The assumption that the compaction is an effective way to mitigate the biomass intrinsic reactivity is verified.

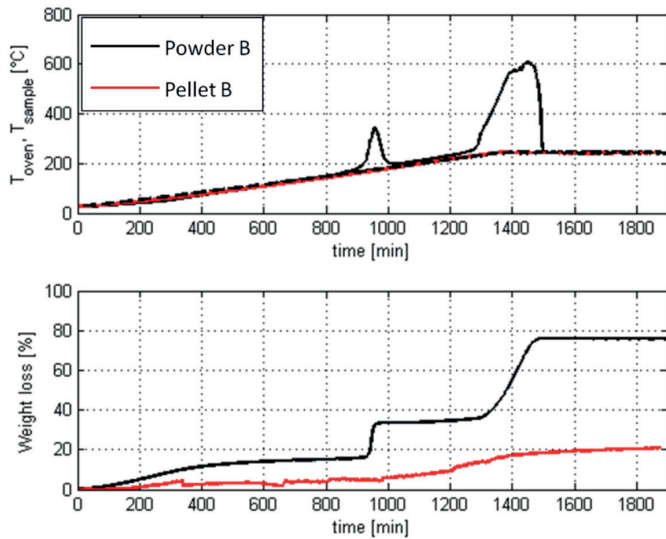


Fig. 3 – Temperature profiles and the WL for the sludge B powder and pellet at 0.2°C/min

3. Conclusions

The control of the self-heating phenomenon and the energy recovery from biomass is possible, knowing the parameters that influence the smouldering, e.g. the origin and the biomass PSD (Particle Size Distribution). These parameters affect the thermal and weight loss profile. The macro TGA is an excellent technique to study the thermal behavior of biomass waste, characterized by typical non-homogeneity.

For plant safety reasons, it is possible to minimize the biomass self-heating, mainly during storage, by increasing the average diameter of the materials particles, by means of pelletization.

References

- [1] **T.L. Rashwan**, Self-sustaining smouldering combustion as a novel destruction method for wastewater biosolids, *Waste Manag.* 50 (2016)
- [2] **T.L. Rashwan, J.I. Gerhard, G.P. Grant**, Application of self-sustaining smouldering combustion for the destruction of wastewater biosolids, *Waste Manag.* 50 (2016) 201–212. doi:10.1016/j.wasman.2016.01.037
- [3] **Ivo Fabris, Daniel Cormier, Jason I. Gerhard, Tomek Bartczak, Mark Kortschot, Jose L. Torero, Yu-Ling Cheng**, Continuous, self-sustaining smouldering destruction of simulated faeces, *Fuel* 190 (2017) 58–66
- [4] **T.J. Ohlemiller**, No Title, in: SPFE Handb. Fire Prot. Engineering, 3th Ed., 2002. Rashwan et al., (2016)
- [5] **Della Zassa, M., Biasin, A., Zerlottin, M., Refosco, D., Canu, P.** Self-heating of dried industrial wastewater sludge: lab-scale investigation of supporting conditions. *Waste Manage.* (2013) 33, 1469–1477.
- [6] **Zerlottin, M., Refosco, D., Della, Zassa M., Biasin, A., Canu, P.**, 2013. Self-heating of dried wastewater sludge. *Waste Management* 33 (1), 129–137.
- [7] **Jaroenkhasemmesuk C, Tippayawong N.** Thermal degradation kinetics of sawdust under intermediate heating rates. *Applied Thermal Engineering.* vol. 103; 2016. p. 170–176
- [8] **Sittisun P, Tippayawong N, Wattanasiriwech D.** Thermal degradation characteristics and kinetics of oxy combustion of corn residues. *Advances in Materials Science and Engineering.* Article ID 304395; 2015. p. 1–8
- [9] **Wongsiriamnuay T, Tippayawong N.** Thermogravimetric analysis of giant sensitive plants under air atmosphere. *Bioresource Technology.* vol. 101; 2010. p. 9314–9320
- [10] **Becidan M, Skreiberg Ø, Hustad J E.** Experimental study on pyrolysis of thermally thick biomass residues samples: Intra-sample temperature distribution and effect of sample weight ('scaling effect'). *Fuel.* vol. 86. 2007; p. 2754–2760
- [11] **Thossaporn Onsree, Nakorn Tippayawong**, Application of Gaussian Smoothing Technique in Evaluation of Biomass Pyrolysis Kinetics in Macro TGA, *Energy Procedia*, 138 (2017) 778-783

Valorizzazione della frazione leggera dei rifiuti di frantumazione dei veicoli. Vantaggi dell'uso del Fluff come materia prima seconda

Sergio Salvatore Fichera¹ sergio.fichera96@gmail.com, Giovanbattista Noto¹, Giorgio Fichera¹, Gaia Scalisi¹, Agata Matarazzo¹, Vincenzo Guadagnuolo²

*¹ Università di Catania – Dipartimento di Economia e Impresa, Corso Italia 55
95129 – Catania (Italia)*

² Acciaierie di Sicilia S.p.A. – Via Passo Cavaliere 1 – 95121 – Catania (Italy)

Riassunto

Il ciclo produttivo dell'acciaio, come è risaputo, è altamente impattante. Tuttavia questo ciclo, che utilizza rottami metallici come materia prima, con alcuni accorgimenti può implementare perfettamente logiche di economia circolare. Tra gli scarti ferrosi utilizzati dall'azienda presa in esame, Acciaierie di Sicilia, una grande porzione è rappresentata dalle carcasse degli autoveicoli. L'azienda in questo modo assolve a una duplice funzione: dal punto di vista ambientale utilizza materiali di recupero e dal punto di vista sociale smaltisce le carcasse delle auto destinate, altrimenti, ad accumularsi e diventare un rifiuto degradante e dannoso per l'ambiente. Oggetto di questo studio è uno dei residui della demolizione dei veicoli, il fluff, definito anche ASR, "Automotive Shredder Residue", e le possibili modalità per valorizzarlo. In Europa sono state introdotte di recente alcune alternative, come la termovalorizzazione o l'utilizzo del fluff come materia prima seconda per produrre materiali ad alto assorbimento acustico. Ad oggi le alternative allo smaltimento in discarica in Italia sono state limitate dal quadro normativo non aggiornato rispetto agli altri paesi.

Summary

The steel production cycle has, as is known, a great impact on the environment. However, with some changes the circular economy logic can be correctly implemented in this cycle, that uses metal scraps as raw material. Among the metal waste used by the company observed, Acciaierie di Sicilia, a great portion consists in demolished vehicles. The company performs, in this way, a dual function: from the environmental point of view it uses recycled materials, and from the social point of view it disposes of the junk cars that will, otherwise, become degrading and harmful waste. The subject of this study is car shredding residues, car-fluff, also called ASR, "Automotive Shredder Residue", and the possible ways to valorize it. Some alternative uses have been introduced in Europe recently, like energy recovery incinerators, or the use of car-fluff as secondary raw material for the production of high acoustic absorption materials. Today, alternatives in Italy are limited by a non-updated regulatory framework.

1. Introduzione

Negli ultimi anni si è fatta sempre maggiore chiarezza circa la necessità di una transizione verso un modello di crescita di tipo circolare. L'Italia può dire con fierezza di aver addirittura anticipato nei tempi questo modello di economia, imponendosi tra i leader europei nel riciclo industriale, nei cicli produttivi green e nell'attenzione all'ambiente e all'impatto ambientale. L'economia circolare può considerarsi come il risultato di un tipo di sistema in grado di autorigenerarsi ed alimentarsi attraverso l'ottimizzazione e la minimizzazione dei margini di spreco. In poche parole, un sistema in grado di creare valore, e anche di restituirlo e condividerlo. L'economia circolare ha l'obiettivo di mantenere quanto più a lungo possibile il valore dei prodotti, dei materiali e delle risorse, riducendo la produzione di rifiuti al minimo. In tal modo, la sostenibilità e le performance dei processi produttivi crescono di pari passo, favorendo lo sviluppo di nuovi prodotti e tecnologie, a beneficio anche delle future generazioni [1].

2. Relazione

2.1 Acciaierie di Sicilia S.p.a.

L'azienda Acciaierie di Sicilia S.p.a. è situata nella zona industriale di Catania. Il suo core business si basa sulla produzione di tondo per cemento armato in barre e rotoli attraverso l'elettrofusione di rottame ferroso di esclusiva provenienza siciliana. La grande dimensione dell'azienda e l'avanguardia nell'uso della tecnologia impiegata le hanno permesso di creare una filiera isolana con fornitori e clienti, che coinvolge numerosa forza lavoro e per la sua posizione geografica rappresenta per il Gruppo ALFA ACCIAI, di cui Acciaierie di Sicilia fa parte, un valido riferimento naturale per il mercato dell'Italia meridionale e per le esportazioni nei paesi del Mediterraneo. L'azienda è un esempio di sostenibilità ambientale e tra i suoi principali obiettivi vi è la costante ricerca di un prodotto qualitativamente eccelso, che si concretizza nella produzione di "acciaio ecosostenibile" B450C S. Questo tipo di acciaio assicura ottime prestazioni ai fini del comportamento antisismico delle strutture, ed unisce anche ottime caratteristiche di rispetto ambientale. Ad appurare i buoni propositi e la proattività dell'azienda vi sono numerose certificazioni ambientali ottenute nel corso degli anni (EN ISO 14021, ISO 14025, EPD, LCA, SUSTSTEEL). Una grande porzione dei materiali utilizzati dall'azienda nella produzione è costituita dalle carcasse delle auto, dalle quali si ottiene, attraverso un processo di trattamento, un residuo denominato "Fluff". Acciaierie di Sicilia, nonostante la natura della sua produzione, si è dimostrata proattiva e adotta una serie di criteri che la rendono una realtà di spicco sul tema dell'economia circolare. La produzione delle billette, infatti, avviene grazie ad un processo d'immissione dei materiali di scarto di origine ferrosa che, a seguito di un complesso processo di trasformazione, restituisce un bene con utilità maggiore rispetto all'altimenti inutilizzabile e altamente impattante (dal punto di vista ambientale e sociale) scarto ferroso. In questo modo viene creato un ciclo virtuoso, che valorizza materiali che un tempo sarebbe stati solo semplici rifiuti trasformandoli in materia prima seconda.



Fig. 1 – Schema del ciclo produttivo nell’azienda presa in esame

2.2 Il Fluff

Il “Fluff” (ASR, “Automotive Shredder Residue”) è un residuo delle parti più leggere dell’auto (tra cui materiale plastico, schiume, gomma, tessuto di rivestimento ed altri) derivante dalla frammentazione dei veicoli a fine ciclo di vita dopo la separazione delle componenti metalliche, che finora veniva smaltito in discarica [2]. L’oggetto del nostro studio è proprio questa scoria, e nello specifico il suo smaltimento attuale e le prospettive per una sua valorizzazione. In Italia il mercato automobilistico, e il suo naturale ciclo, rottama 1 milione di veicoli l’anno [3]; solo l’85% dei materiali provenienti dalle carcasse viene avviato a reimpiego e riciclo, con un 10% di ritardo rispetto alla media europea. Il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha annunciato, tramite una Circolare al momento non ancora valida, la “Cessazione della qualifica di rifiuto del car fluff (CER 191004) per successivo utilizzo come CSS-Combustibile nei cementifici”, stabilendo i criteri specifici da rispettare affinché determinate tipologie di combustibile solido secondario (CSS) cessino di essere qualificate come rifiuti. Utilizzando il car fluff per la preparazione del CSS (combustibile solido secondario), in sostituzione ai combustibili convenzionali, si contribuirebbe a perseguire i seguenti obiettivi:

- un più elevato livello di recupero dei rifiuti;
- una riduzione dello smaltimento di rifiuti in discarica;
- risparmio di risorse naturali;
- riduzione della dipendenza da combustibili convenzionali;
- aumento della certezza d’approvvigionamento energetico.

La Circolare, però, consente l’utilizzo del car fluff per la sola produzione di CSS-Combustibile, derivato da trattamento di rifiuti non pericolosi (urbani e speciali) nelle sue 18 classi, coperto da apposita normativa (end of waste). La ricerca di un uso alternativo del fluff, rispetto all’odierno smaltimento in discarica, nasce dalla necessità del settore e dell’azienda presa in esame di sfruttare al meglio le risorse disponibili nel rispetto dell’ambiente. Il settore metallurgico è infatti uno di quei settori fortemente impattanti per l’ambiente che fa utilizzo di cicli produttivi particolarmente articolati e complessi, e un uso proficuo del fluff, altrimenti considerato come una scoria, potrebbe apportare numerosi vantaggi. [4][5]

2.3 Risultati e Discussioni

2.3.1 Utilizzo Come Combustibile

Il Fluff ha un ottimo potere calorifico (14-30 Mj/Kg), ma l'alto contenuto di ceneri, cloro e l'alta concentrazione di metalli pesanti potrebbe limitare il suo uso come sostituto dei combustibili tradizionali se usato tal quale. L'obiettivo delle tecniche avanzate di recupero secondario è quello di isolare i materiali combustibili con un basso contenuto di ceneri e con basse concentrazioni di contaminanti. La frazione più fine del Fluff generalmente ha il più alto contenuto di ceneri e di olio minerale, combinato con il minore potere calorifico. Varie tecniche, tra cui forni a tamburo rotante, possono essere applicate per rimuovere questa parte fine e quindi migliorare le caratteristiche combustibili del Fluff. Per migliorare la facilità di trasporto e conservazione, la densità del Fluff può essere aumentata attraverso la pelletizzazione [6].

2.3.2 Incorporazione in Prodotti

È molto complesso separare meccanicamente la parte frazione fine (<20mm) in, ad esempio, metalli ferrosi e non ferrosi, plastiche ecc. Inoltre questa frazione generalmente esibisce le peggiori caratteristiche combustibili. Di conseguenza, molti studi investigano la possibilità di una diretta incorporazione della frazione fine del Fluff in prodotti come compositi, calcestruzzo e asfalto. Molte di queste applicazioni sono, tuttavia, ancora in una fase di ricerca e ulteriori investigazioni sono necessarie prima che sia possibile ottenere un'applicazione pratica [6].

2.3.3 Filler nel Calcestruzzo

La frazione fine del Fluff può essere usata come filler nel calcestruzzo. Questa frazione tipicamente contiene il 30% di materia organica, come anche sostanze inorganiche come quarzo, calcite, magnetite, ematite, anidrite. Se viene usato il cemento solfoalluminato di calcio, il Fluff può essere incorporato direttamente nel calcestruzzo: i metalli pesanti, come Zn e Pb, sono integrati e immobilizzati nella struttura con successo. La miscela Fluff-Calcestruzzo può essere usata per varie applicazioni tra cui costruzioni stradali [6].

2.3.4 Legante nell'Asfalto

Un'altra applicazione della frazione fine del Fluff è l'utilizzo come legante e/o aggregato nell'asfalto. L'incorporazione del Fluff nell'asfalto ne riduce l'ossidazione e aumenta la memoria elastica, prevenendo inoltre la fessurazione per fatica. Rosetti et al. hanno mostrato che i granuli, prodotti mischiando il Fluff con materiali leganti (cemento ad esempio), ceneri volanti e agenti densificanti, sono un aggregante adatto per l'asfalto. Nei loro esperimenti il rapporto ottimale di ceneri volanti e Fluff era 1 a 1, ma il mix ottimale di differenti materiali e la possibilità di produzione industriale ha bisogno di ulteriori approfondimenti [6][7].

2.3.5 Co-incenerimento assieme ad altri rifiuti

In generale il Fluff non è adatto all'incenerimento tal quale, per via delle sue caratteristiche [8]. Una miscela con rifiuti dal basso potere calorifico aumenta il potenziale di incenerimento e l'efficienza in impianti waste-to-energy, mantenendo ancora i vantaggi di una considerevole riduzione di massa e volume assieme al recupero di energia. Il co-incenerimento del Fluff può essere condotto in vari tipi di inceneritore, come forni rotatori e forni a letto fluido [6].

2.3.6 Processi di produzione piro-metallurgici di metalli non ferrosi

Processi piro-metallurgici possono essere applicati per la separazione di metalli non ferrosi da minerali o concentrati. La fusione del rame, ad esempio, è un trattamento piro-metallurgico che richiede elevate quantità di energia. Per via del continuo aumento dei costi del rame e dei combustibili fossili, chi si occupa di fusione di rottami elettronici ha cominciato ad avere

un certo interesse verso certe frazioni del Fluff. La co-fusione del Fluff o delle sue polveri dopo un precedente trattamento di recupero di energia (inceneritori, pirolisi o gassificazione) in impianti per metalli non ferrosi potrebbe essere considerato come un percorso di riciclo low cost, in quanto non è necessario nessun pretrattamento energivoro o complesso. Perché sia economicamente interessante per chi si occupa di fusione del rame, la mistura dovrebbe contenere almeno il 5% di rame [9], che non è il caso del Fluff o delle sue polveri. Una possibile soluzione è la co-fusione del Fluff e dei residui della frantumazione di equipaggiamento elettrico ed elettronico, che dà come risultato un flusso con una sufficiente concentrazione di rame (dovuto principalmente ai residui elettrici ed elettronici) e con un elevato contenuto calorifico (dovuto principalmente al Fluff) [6].

2.3.7 Pirolisi e Gassificazione

Una rassegna critica degli sviluppi della pirolisi del Fluff è stata presentata da Harder e Forton [10], attraverso un'analisi dell'evoluzione dei processi di pirolisi. Tra i processi riconosciuti come commercialmente provati o con un potenziale commerciale l'autore descrive il processo Ebara, il processo PKA, il processo Pyromelt e il processo TWR. È da notare che tutti i processi mischiano il Fluff con altri rifiuti come rifiuti solidi urbani o biomasse per regolare le variazioni nelle caratteristiche del materiale e del potere calorifico. La gassificazione è stata ampiamente studiata e applicata per le biomasse, per carbone e rifiuti plastici, con risultati ampiamente documentati in letteratura. Meno documentata è l'applicazione della gassificazione al Fluff. Lo studio di Harter e Forton [10] descrive il processo sviluppato da Schwarze Pumpe che produce metanolo come carburante. [6]

2.3.8 Isolamento Acustico

Recenti studi hanno mostrato che granulati polimerici ricavati dal riciclo degli pneumatici a fine ciclo di vita possono essere utilizzati per ottenere materiali con buone proprietà fisiche ed acustiche. Nel caso dell'isolamento acustico, i pavimenti flottanti sono una delle soluzioni più efficaci e sono frequentemente usati nella costruzione degli edifici per ridurre il rumore da impatto sul pavimento. È stato dimostrato che i rifiuti elastomerici chiamati Ground Tire Rubber (GTR), di cui è composto il fluff derivante dalla frammentazione degli pneumatici dei mezzi pesanti, possono essere riciclati per diventare un sottostrato con proprietà acustiche che può competere adeguatamente con i prodotti commercialmente disponibili e, in alcuni casi, mostra anche migliori performance in termini di proprietà acustiche. Questi resistenti sottostrati mostrano buone performance in test standard di laboratorio quando sono comparati con altri sottostrati disponibili. I sottostrati composti da solamente GTR e un legante mostrano risultati migliori, inoltre, di altri con più componenti. I paragoni tra i materiali commerciali e questi nuovi materiali acustici hanno dimostrato che questi ultimi possono rimpiazzare i prodotti commerciali, in alcuni casi, con performance migliori in termini di isolamento acustico e un minore spessore [11].

3. Conclusioni

Queste tipologie di processi produttivi alternativi sono importanti al fine di migliorare l'impatto ambientale e le performance economiche dell'azienda presa in considerazione, con l'obiettivo di diminuire l'emissione di componenti nocivi in natura e preservare così l'ecosistema da danni irreversibili derivanti da processi di smaltimento altamente inquinanti, e al fine di incentivare le aziende all'utilizzo di materie prime seconde e allungando così il ciclo di vita del prodotto. Tutto questo determina risparmi nei costi d'approvvigionamento, produzione e smaltimento dando vita a nuovi sistemi tecnologici in grado di facilitare tali operazioni. In Italia però, nonostante sia stata abbozzata una normativa che permetta di sfruttare più

efficacemente il fluff come materia prima seconda, non è ancora entrata in vigore. Il proposito di questo studio, oltre ad illustrare nuove tipologie di impieghi del fluff, alternativi allo smaltimento in discarica, è quello di spronare un cambiamento effettivo della normativa che consentirebbe di sfruttare effettivamente il fluff, che allo stato attuale è relegato al ruolo di scoria, come una materia prima. Un miglioramento del recupero e del riuso del fluff consentirebbe di raggiungere il target del 95% di riutilizzo e recupero per i veicoli a fine ciclo di vita.

Bibliografia

- [1] <https://www.corrieredelleconomia.it/2018/05/15/confindustria-nasce-il-nuovo-progetto-economia-circolare-il-valore-della-sostenibilita/> *Confindustria, nasce il nuovo progetto "Economia Circolare, il valore della sostenibilità"*, 2018
- [2] <https://www.tuttogreen.it/car-fluff-lultimo-riciclo-dellauto/>, **Ingrami J.**, *Car fluff, l'ultimo riciclo dell'auto*, 2012
- [3] **Christen K.**, *Environmental Science & Technology*, 2006
- [4] http://www.regionieambiente.it/ca_fluff_circolare_mattm/, *Car fluff: la Circolare con i criteri per la cessazione di rifiuto*, 2017
- [5] <https://www.tuttoambiente.it/news/end-of-waste-veicoli-uso-fluff-combustibile-solido-secondario/>, *End of Waste e veicoli fuori uso*, 2018
- [6] **Vermeulen I., Van Caneghem J., Block C., Baeyens J., Vandecasteele C.**, *Automotive Shredder Residue (ASR): Reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorisation*, 2011
- [7] **Rosseti V.A., Di Palma L., Medici F.**, *Production of aggregate from non-metallic automotive shredder residue*, 2006, 1089-1095
- [8] **Moakly J., Weller M., Zelic M.**, *An Evaluation of Shredder Waste Treatments in Denmark*, *Bachelor thesis at Worcester Polytechnic Institute*, 2010
- [9] **Jalkanen H.**, *On the direct recycling of automotive shredder residue and electronic scrap in metallurgical industry*, 2006, 160-166
- [10] **Haerder M. K., Forton O. T.**, *A critical review of developments in the pyrolysis of automotive shredder residue*, 2007
- [11] **Maderuelo-Sanz R., Martín-Castizo M., Vílchez-Gómez R.**, *The performance of resilient layers made from recycled rubber fluff for impact noise reduction*, 2011

Riciclo di cellulosa nella produzione di Poliuretano espanso

Paolo Pozzi-paolo.pozzi@unimore.it, Department of Engineering “Enzo Ferrari”, Modena

Riassunto

I poliaccoppiati risultano tra i prodotti più problematici per il riciclo, la presenza contemporanea di carta, film polimerici e/o metallici, inchiostri e adesivi ne determinano l'impossibilità di recuperarli nella normale filiera della carta. In un precedente lavoro si è riusciti ad individuare una tecnica di separazione della cellulosa dai composti non compatibili come plastiche e siliconi ottenendo un materiale a base cellulosa di tipo fibroso utile per la produzione di pannelli isolanti. In questo lavoro si è sviluppata una nuova tecnica per l'impiego di questo materiale nella produzione di poliuretano espanso utilizzando un approccio basato sulla solubilizzazione della cellulosa in polioli.

Summary

Polylaminates are among the most problematic products for recycling, the simultaneous presence of paper, polymeric and / or metallic films, inks and adhesives determine the impossibility of recovering them in the normal paper supply chain. In a previous work it was possible to identify a cellulose separation technique from incompatible compounds such as plastics and silicones, obtaining a fibrous cellulose-based material useful for the production of insulating panels. In this paper a new technique was developed for the use of this material in the production of polyurethane foam using an approach based on the solubilization of cellulose in polyols.

1. Introduzione

Tra i vari materiali prodotti a matrice cellulosica, i poliaccoppiati risultano sicuramente tra i più problematici per il loro riciclo. La presenza contemporanea di carta, film polimerici e/o metallici, inchiostri e adesivi ne determinano l'impossibilità di recuperarli nella normale filiera della carta. Il problema si pone sia all'inizio della filiera produttiva di questi materiali, con la produzione di sfridi, scarti e altro, che nel fine vita dove non è possibile un recupero nell'ambito della filiera della carta. In un precedente lavoro [1] partendo da poliaccoppiati si è ottenuto un materiale formato da cellulosa in fiocchi, sperimentata per la produzione di pannelli isolanti. In questo lavoro si è puntato al riciclo di questo materiale per la produzione di poliuretano espanso, mettendo a punto una tecnica basata sulla dispersione della cellulosa in poliolo. Il poliuretano è un polimero estremamente versatile, leggero e durevole, che permette di ottenere una vasta gamma di prodotti con proprietà e impieghi molto diversi. Viene utilizzato nell'arredamento così come nell'automotive, ma anche nel settore tessile e in quello delle costruzioni. È proprio in quest'ultimo comparto che il poliuretano espanso ha visto accrescere la sua fama negli ultimi anni perché è diventato uno dei materiali privilegiati per l'isolamento termico e viene quindi considerato un valido alleato del green building. Sono vari i lavori che testimoniano l'attenzione per l'utilizzo di cellulosa per la produzione di poliuretano, ad esempio nella produzione di poliuretano utilizzando derivati cellulosici da rifiuti agroindustriali con i quali si cerca una parziale sostituzione del

poliolo commerciale con fibre o prodotti lignocellulosici come, riso [2,] melassa di canna da zucchero [3], e canna da zucchero [4]. I polimeri che incorporano fibre lignocellulosiche nella loro struttura, hanno una maggiore resistenza alla trazione [5], riducendo il costo del polimero di partenza e l'impatto ambientale. Inoltre, le fibre vegetali contenenti cellulosa e lignina nella loro composizione contengono ossidrilici che possono interagire con gruppi isocianici di poliuretani, migliorando l'adesione della matrice fibrosa. L'ottenimento di schiume poliuretatiche che incorporano materiali lignocellulosici nella loro formulazione fornisce alle schiume miglioramenti nelle proprietà fisicomeccaniche, oltre a ridurre l'impatto ambientale negativo generato dall'uso di componenti derivati da derivati del petrolio che influenzano l'ambiente e la salute umana. Nel precedente lavoro svolto si era provato ad introdurre i fiocchi di cellulosa direttamente nel poliuretano espanso durante la fase di reazione ma i risultati non erano risultati particolarmente incoraggianti. Si è pertanto ritenuto di puntare su una dispersione preliminare in poliolo a caldo per sfruttare l'affinità chimica tra cellulosa e polioli per aumentare la percentuale di cellulosa dispersa e la reattività tra cellulosa e isocianato.

2. Relazione

L'attività svolta ha previsto prove di dissoluzione dei fiocchi di cellulosa in due tipi differenti di poliolo (383F3 Polyol, 490F45 Polyol), e in olio di ricino. Le prove sono state condotte secondo le condizioni riportate in tabella 1, ponendo il materiale in un contenitore termostato usando per il controllo della temperatura un termo-criostato ArgoLab CB 5-30, e utilizzando per l'agitazione un agitatore meccanico a pale. Successivamente con le dispersioni che hanno presentato le migliori caratteristiche sono stati prodotti pannelli di poliuretano espanso, sviluppando su questi analisi in microscopia elettronica e prove in compressione.

Tempo ore	Temperatura C	Velocità agitazione giri/min.
1	25°-50°-100° C	500-1000-1500
2	25°-50°-100° C	500-1000-1500
4	25°-50°-100° C	500-1000-1500
6	25°-50°-100° C	500-1000-1500

Tab.1 – Condizioni utilizzate per le prove di dispersione

2.1 Poliuretani

I poliuretani rappresentano una grande famiglia di polimeri in cui la catena polimerica contiene, come dice il nome, più legami uretanici che si formano fra il gruppo funzionale $-N=C=O$ dell'isocianato e il gruppo $-O-H$ del poliolo. La sintesi dei PU (Figura 1) si realizza attraverso la reazione tra di-isocianati, caratterizzati dal gruppo funzionale $-N=C=O$ e della sua elevata attitudine a reagire con composti contenenti più gruppi ossidrilici, come i polioli, a cui vengono eventualmente aggiunti dei catalizzatori per migliorare il rendimento della reazione o altri additivi (per esempio agenti espandenti tipo acqua).

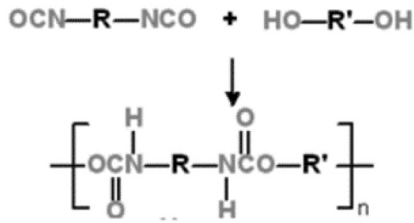


Fig. 1 – Schema reazione produzione poliuretano

2.2 Isocianati

Gli isocianati hanno un gruppo NCO con alta reattività chimica con cui reagiscono i composti che hanno idrogeno attivo, come polioli, estensori di catene, acqua. Tutti gli isocianati utilizzati hanno almeno due gruppi funzionali come il TDI e MDI (figura 2).

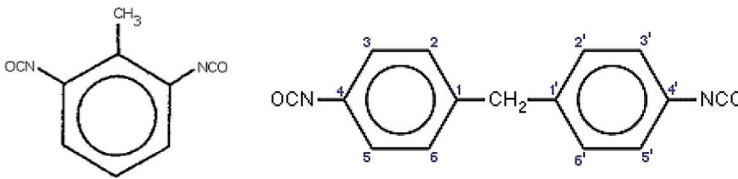


Fig. 2 – Struttura TDI e MDI

2.3 I Polioli

I polioli sono composti polimerici con almeno due gruppi ossidrilici, che sono i componenti essenziali che reagiscono con l'isocianato per la formazione di poliuretano, si distinguono innanzitutto fra polioli polieterei e polioli poliesteri. Oltre ai polieterei e i poliesteri esistono i polioli acrilici, si tratta di una minoranza riconducibile ad un 2% rispetto al totale dei polioli, tra questi rientra il Castor Oil, meglio conosciuto sotto il nome commerciale di Olio di Ricino, un olio ottenuto da una pianta e pertanto un materiale rinnovabile.

2.4 La cellulosa

La cellulosa è il composto organico più abbondante, è una risorsa rinnovabile e un polimero naturale biodegradabile. È un omopolimero lineare, composto da unità di D-glucosio, che contiene 3 gruppi idrossilici reattivi liberi (figura 3).

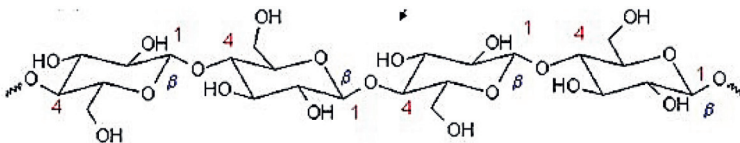


Fig. 3 – Struttura cellulosa

Questo determina che sia ipotizzabile anche una reazione diretta con l'isocianato utilizzato per la produzione di poliuretano.

2.5 Dispersione cellulosa

L'attività si è sviluppata disperdendo la fibra di cellulosa in poliolo tenendo la dispersione

sotto agitazione meccanica con le modalità elencate in precedenza. Come detto la percentuale di cellulosa dispersa è stata determinata sperimentalmente, incrementando la percentuale aggiunta nel poliolo fino a che la sospensione è risultata troppo viscosa. In questo quadro la percentuale massima dispersa di cellulosa si è ottenuta in olio di ricino arrivando al 7%, mentre abbiamo il 5% per il 383F3 Polyol, e il 6% per il 490F45 Polyol. Queste percentuali sono state ottenute lavorando a 100°C con velocità di agitazione di almeno 1000 giri/min. e 4 ore di miscelazione. Aumentando il tempo di agitazione o la velocità è stata osservato un incremento della viscosità oltre i limiti di lavorabilità, mentre per tempi e temperature inferiori si otteneva una dispersione meno efficiente. Per quanto riguarda le sospensioni da utilizzare per la realizzazione dei campioni in poliuretano si è pertanto scelto, tenendo conto dei risultati ottenuti dalle prove di mantenere la temperatura durante la miscelazione costante a 100°C, la velocità dell'agitatore a 1000 giri/minuto per quattro ore. Per standardizzare le prove si è scelto di utilizzare una percentuale di fibra di cellulosa dispersa del 5%.

2.6 Produzione pannelli poliuretano

I campioni in poliuretano espanso sono stati realizzati tramite la produzione di pannelli 20x20x2 mm, utilizzando uno stampo in acciaio termostato a 40°C. Sono stati realizzati campioni di riferimento privi di cellulosa e campioni prodotti con polioli con cellulosa. Le formulazioni utilizzate per tutti i campioni sono riportate in tabella 2 ottenendo in totale 18 pannelli di poliuretano espanso, 9 di riferimento senza cellulosa e 9 con polioli con cellulosa. Il procedimento utilizzato per la preparazione dei campioni è stato il seguente:

1. In un contenitore viene versata la quantità di poliolo e acqua, previste per la preparazione;
2. In un altro contenitore viene pesato il quantitativo di isocianato;
3. Il primo contenitore viene posizionato sotto l'agitatore che viene azionato intorno ai 500 giri al minuto e a questo punto viene versato l'isocianato;
4. Si aspettano circa 10-15 secondi che i due reagenti si mescolino e la soluzione diventi opaca ed infine si versa l'intero contenuto nello stampo.

Poliolo %	Isocianato %	H ₂ O %	Additivi espansione %	catalizzatore di reazione TEDA %	Siliconi %	Cellulosa sul tot. %
25	75	3.5%	0.14	0.4	0.7	1.25
50	50	3.5%	0.14	0.4	0.7	2.5
75	25	3.5%	0.14	0.4	0.7	3.75

Tab. 2 – Formulazioni utilizzate per la produzione dei campioni con e senza cellulosa

2.7 Analisi in microscopia elettronica

I risultati ottenuti hanno mostrato in tutti i campioni prodotti con cellulosa una notevole dispersione delle fibre osservabili solo ad alto ingrandimento e inglobate nella struttura del poliuretano. La situazione tipica è riportata nella serie di foto riportate in figura 4 dove viene ingrandito il particolare evidenziato formato da fibre di cellulosa. In tutti i campioni caricati si riscontra questa situazione più evidente nei campioni prodotti col 75% mentre tende a essere osservata in modo meno evidente con l'utilizzo di percentuali di poliolo minori. Questa situazione è evidentemente legata alla minore percentuale di cellulosa introdotta sul totale in peso di poliuretano.

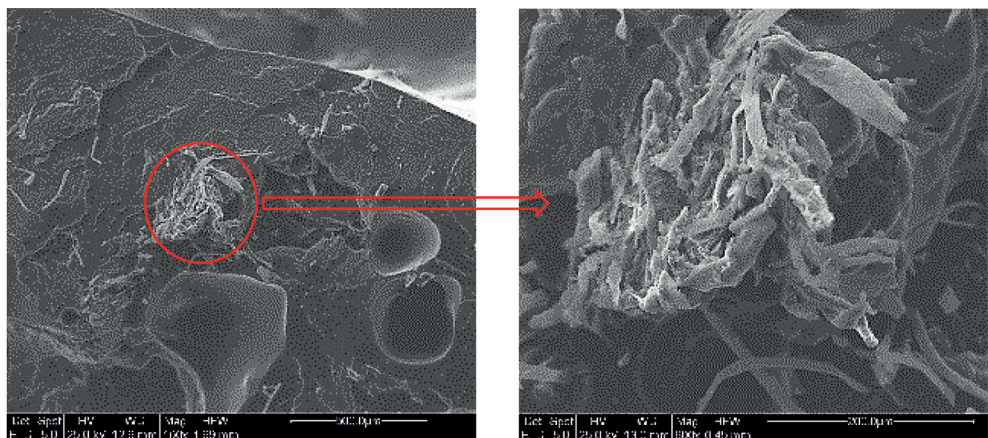


Fig. 4 – Microscopie elettroniche dei poliuretani caricati con cellulosa

2.8 Analisi in compressione

L'analisi meccanica a compressione è una delle principali tecniche di caratterizzazione dei polimeri espansi. Per effettuare la prova in compressione abbiamo utilizzato la normativa D 3574-03 della ASTM International. Le prove di compressione effettuate sui pannelli sono state estremamente importanti per capire come il poliuretano con cellulosa si comportasse rispetto al materiale vergine. In figura 5 si riportano grafici in cui si riporta lo sforzo in compressione (espresso in MPa) in funzione della deformazione percentuale dei campioni con cellulosa in 490F45 Polyol al 75 e 25% (linee chiare) confrontati con gli analoghi riferimento senza cellulosa (linee scure).

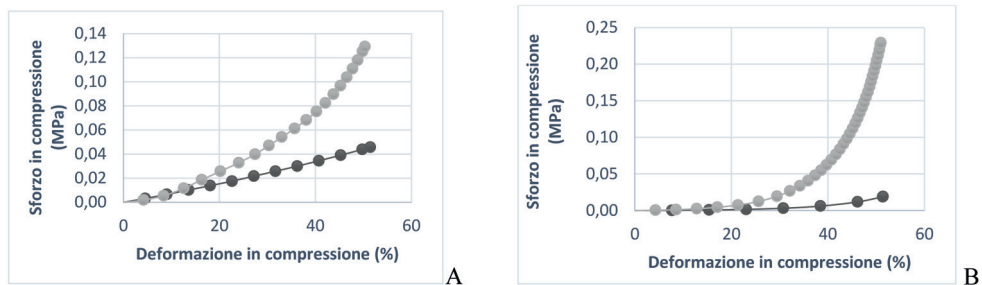


Fig. 5 – Grafici prove a compressione per campioni 490F45 Polyol, al 50% (A) e 75% (B) di poliolo

I risultati complessivi ottenuti nelle prove a compressione sono riportati nella tabella 6, dai dati si osserva come i campioni prodotti con percentuale di poliolo tra il 75 e 50% presentano incrementi nel carico a compressione con la presenza di cellulosa, mentre con il 25% di poliolo questo aspetto si riduce in modo consistente.

Campione	Sforzo a compressione MPa
25% 383F3 Polyol 75% Isocianato (riferimento)	0.015
50% 383F3 Polyol 50% Isocianato (riferimento)	0.039
75% 383F3 Polyol 25% Isocianato (riferimento)	0.095
25% 383F3 Polyol 75% Isocianato	0.195
50% 383F3 Polyol 50% Isocianato	0.109
75% 383F3 Polyol 25% Isocianato	0.096
25% 490F45 Polyol 75% Isocianato (riferimento)	0.019
50% 490F45 Polyol 50% Isocianato (riferimento)	0.045
75% 490F45 Polyol 25% Isocianato (riferimento)	0.105
25% 490F45 Polyol 75% Isocianato	0.226
50% 490F45 Polyol 50% Isocianato	0.129
75% 490F45 Polyol 25% Isocianato	0.112
25% ricino 75% Isocianato (riferimento)	0.010
50% ricino 50% Isocianato (riferimento)	0.026
75% ricino 25% Isocianato (riferimento)	0.075
25% ricino 75% Isocianato	0.011
50% ricino 50% Isocianato	0.028
75% ricino 25% Isocianato	0.073

Tab. 6 – Risultati prove di compressione

Altro aspetto che si osserva è che i valori di sforzo a compressione minori si osservano per il ricino dato aspettato date le caratteristiche chimiche del olio di ricino che risulta essere un poliolo a catena molto corta.

3. Conclusioni

Dai risultati ottenuti si è evidenziato che l'utilizzo di fibre di cellulosa per la produzione di poliuretano risulta favorita da una predispersione delle fibre nel poliolo tramite agitazione meccanica su tempi di almeno 4 ore e riscaldamento a temperature di 100°C. In questo modo si favorisce lo scioglimento e la dispersione delle fibre di cellulosa ottenendo da un lato un incremento della percentuale di fibre utilizzabili nel poliuretano. Dall'altro che la cellulosa risulta disponibile a reagire con isocianato prendendo parte alla reazione di reticolazione e potendo legarsi in modo efficace alla struttura del poliuretano. Questa situazione è evidenziata dal comportamento in deformazione del poliuretano prodotto, che presenta un incremento dello sforzo a compressione quando presente cellulosa indice di un irrigidimento legato a una più efficace interazione tra il poliuretano e le fibre disperse. I risultati ottenuti indicano pertanto che la strada della predispersione della cellulosa in poliolo può risultare particolarmente interessante nello sviluppo del riciclo dei derivati cellulosici per la produzione di poliuretano. In particolare si ritiene continuare la ricerca migliorando la tecnica di dispersione, con l'utilizzo di apparati di miscelazione di maggiore efficienza rispetto ai sistemi utilizzati, puntando a ottenere in particolare l'incremento della percentuale di cellulosa dispersa.

Bibliografía

- [1] **Porras Cárdenas M.E., Muñoz Vásquez C.P., Pilonieta A.M.G., Quintana Marín G.C.,** *Obtención de espumas de poliuretano con materiales lignocelulósicos*, *Revista Investigaciones Aplicadas*, Vol. 6, No.2,93-102 (2012).
- [2] **Rozman H., Yeo Y., Tay G., Abubakar A.,** *The mechanical and physical properties of polyurethane composites based on rice husk and polyethylene glycol*, *Polymer Testing*, 22, 617-623, (2003).
- [3] **Vega-Braduit J., Delgado K., Sibaja M., Alvarado, P.,** *Uso alternativo de la melaza de la caña de azúcar residual para la síntesis de espumas rígidas de poliuretano (ERP) de uso industrial*, *Tecnología Ciencia y Educación*, 22(02), 101-107, (2007).
- [4] **Vega J., Delgado K., Sibaja M., Alvarado P.,** *Materiales poliméricos compuestos obtenidos a partir de los residuos generados por la agroindustria de la caña de azúcar. Una alternativa adicional II*. *Revista Iberoamericana de polímeros*, 9(4), 398-408,(2008).
- [5] **Károly R., János M., Béla P., Péter S.,** *Micromechanical deformations in PP/lignocellulosic filler composites: Effect of matrix properties*. *Composites Science and Technology*, 1141–114,(2010).

Recycling of Thermoplastic Polymers by Waste Car Bumpers

Paolo Pozzi paolo.pozzi@unimore.it, Department of Engineering "Enzo Ferrari", Modena

Riassunto

I paraurti di auto dismesse possono essere riciclati per ottenere principalmente nuove parti di un autoveicolo. Tali componenti, infatti, sono costituiti generalmente da poliolefine, in particolare PP, materiale usato per la produzione di manufatti di largo consumo, leggero, economico, facilmente reperibile ed inoltre resistente all'impatto sia ad alte che a basse temperature. Per la ricerca sono stati campionati differenti paraurti la cui composizione è stata individuata mediante analisi calorimetrica a scansione (DSC) e IR, mentre la lavorabilità del materiale è stata verificata con la misura dell'indice di fluidità (MFI).

Summary

The bumpers of disused cars can be recycled to obtain mainly new parts of a vehicle. In fact, these components are generally made of polyolefins, in particular PP, a material used for the production of consumer products, light, cheap, easily available and also resistant to impact both at high and low temperatures. For the research, different bumpers were sampled whose composition was identified by scanning calorimetric analysis (DSC) and IR, while the workability of the material was verified with the measurement of the fluidity index (MFI).

1. Introduction

The bumpers represent a source of homogeneous material, as from the literature data [1] they essentially consist of PP or PP mixed with EPM and / or EPDM rubbers and possibly loaded with inorganic fillers. Polypropylene (PP) is used in many industrial sectors and above all it is the most widely used material for the production of consumer products, just consider that 25% of the thermoplastics used in Western Europe is represented by PP, mainly used in the packaging, oriented films, fibers, batteries and bumpers for cars [2]. Over the years, in particular, its use in the field of transport has increased considerably, mainly in the molding of internal and external parts of cars and trucks, producing a substantial lightening of the structure without loss in terms of performance[3]. Particularly with the production of impact resistant polypropylene copolymers that guarantee high strength and stiffness. For the research, different types of bumpers were collected at collection centers in the province of Reggio Emilia, where the bumper collection is around 20 tons / year [4]. A preliminary observation on the materials has revealed the presence of a surface layer of paint with protective and aesthetic function and of a dark bulk part obtained by mixing polymers with various components. On the bulk part, analyzes were performed using infrared spectroscopy (IR), differential scanning calorimetry (DSC), thermo-gravimetric analysis (DTG), energy dispersion spectrometry (EDS) and fluidity index (MFI) in order to evaluate their workability.

2. Relation

2.1 Materials

For the research, different types of bumpers taken at recovery centers were sampled and, when possible, they were identified with the car model of origin as shown in table 1.

Group A	Group B
12 undefined brand bumpers	1) Honda
	2) Lancia y
	3) Renault
	4) Opel
	5) Fiat
	6) Mercedes
	7) Alfa Romeo

Tab. 1. List of bumpers analyzed

2.2 FT-IR analysis

The preliminary FT-IR analysis, infrared absorption spectroscopy, was carried out distinctly both on the inside and on the external part trying to estimate the composition of the various bumper groups, the results obtained are shown in table 2. It is noted for almost all the samples a greater presence of olefins on the surface rather than in bulk, this suggests that, therefore, the IR test is influenced by the thickness of each sample and that the bumpers analyzed could be the result of several components of which the main is surely PP followed by other polyolefins such as PE, for example. Only in the case of Mercedes bumpers was the use of different polymers in literature, in the specific PBT as confirmed by FT-IR analysis

	Samples	Identified polymers
Group A	IV	PP, PE
	VIII	PP, poliolefine
Group B	Alfa Romeo, Renault Clio, Honda	PP, EPDM
	Fiat tipo, Lancia Y	PP
	Mercedes	PBT

Tab. 2. Representative materials of the various bumper groups analyzed at IR

2.3 DSC analysis

Based on the IR analyzes, the samples were characterized in DSC. The analysis was carried out by means of a heating ramp from room temperature up to 250 ° C with subsequent isotherm to complete the melting, followed by a cooling phase. The results obtained are shown in table 3.

		Samples	Identified polymers	T _{F1} (°C)	T _{F2} (°C)	T _{ONSET1} (°C)	T _{ONSET2} (°C)
Groups	A	IV	PP, PE	120	164.9	111.5	151.8
		VIII	PP, poliolefine	127.8	166.4	123.9	155.6
	B	Renault/Honda	PP, EPDM	-----	169.9	-----	159
		Fiat /Lancia	PP	119.8	171.2	108.78	158.7
		Alfa Romeo	PP, EPDM	-----	166.7	-----	154.9
		Mercedes	PBT	-----	227.08	-----	218.81

Tab. 3 – Results analysis in DSC of the bumpers

For the bumper of Mercedes the peak at 227 ° C is attributable to the PBT confirming what has already been identified with the IR. The peak recorded around 122 ° C is attributable to the PE while the peak, variable around 167 ° C, confirms the presence of PP.

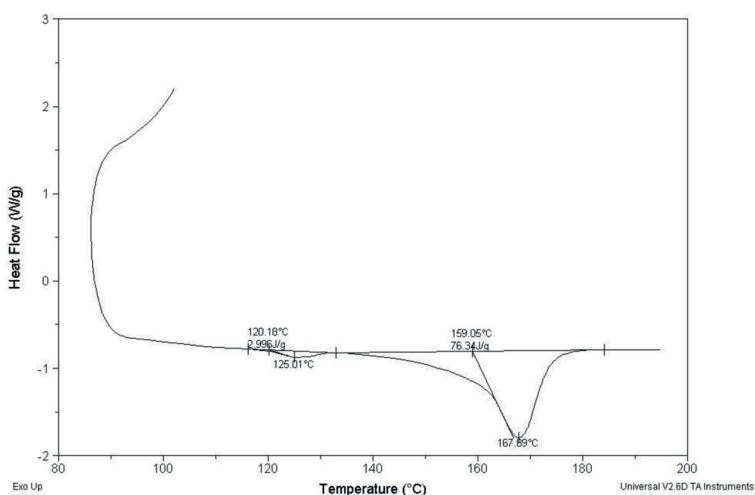


Fig. 1 – DSC analysis of PP/PE bumper

2.4 DTG analysis and EDS microanalysis

For automotive applications, the material is loaded with talc, mica, CaCO₃ or glass fiber, this leads to an increase in rigidity at the same temperature. The presence of these inorganic compounds can be verified by DTG analysis. The samples were subjected to the same heating ramp, from 20 ° C up to 1000 ° C at 10 ° C / min. The test was conducted in N₂ up to 600 ° C and the last heating ramp was carried out in the air. In this way we tried to distinguish the polymeric component from the inorganic compounds that should degrade at higher temperatures. Table 4 shows the onset data and the percentage of final residual measured in the bumpers, while figure 1 shows the TGA tracks.

Group A			Group B					
	IV	VIII	Lancia	Renault	Opel	Fiat	Mercedes	Alfa romeo
Onset (°C)	247,63	225,91	206.5	226.9	234.9	216.9	307,49	295,36
Residue %	5,77	17,06	1.8	5.0	7.5	0.5	1,96	9,14

Tab. 4 – TGA analysis results of the bumpers

Almost all the samples show the same trend at the DTG with a single flexion at a temperature lower than 400 ° C (figures 2 and 3) relative to the presence of a single component as identified in the previous analyzes. In addition, the bumpers analyzed are loaded with percentages higher than 5%, significant for the influence of the charge on the behavior of the material. The lower percentages are attributed to carbon residues at the end of the test. Furthermore, the presence of two flexes on the Mercedes sample suggests the presence of two different organic

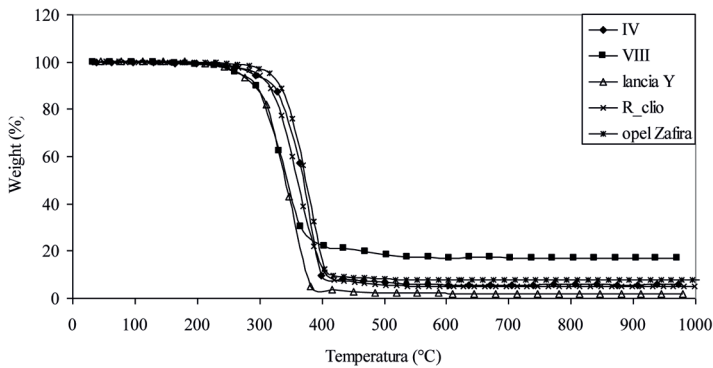


Fig. 2 – Thermogravimetric analysis of bumpers

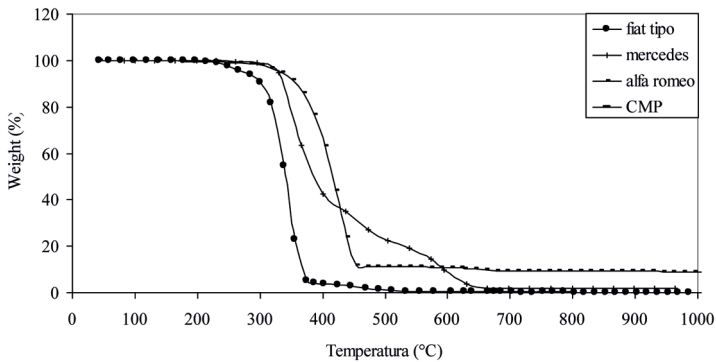


Fig. 3 – Thermogravimetric analysis on bumpers

Through the EDS microanalysis we tried to identify the nature of the charges present in the bumpers. The analysis showed the presence of Si and Mg (Figure 4) which indicates the presence of talc $Mg_6(OH)_4(Si_8O_{20})$, whose lamellar structure is evident in the electronic microscope image.

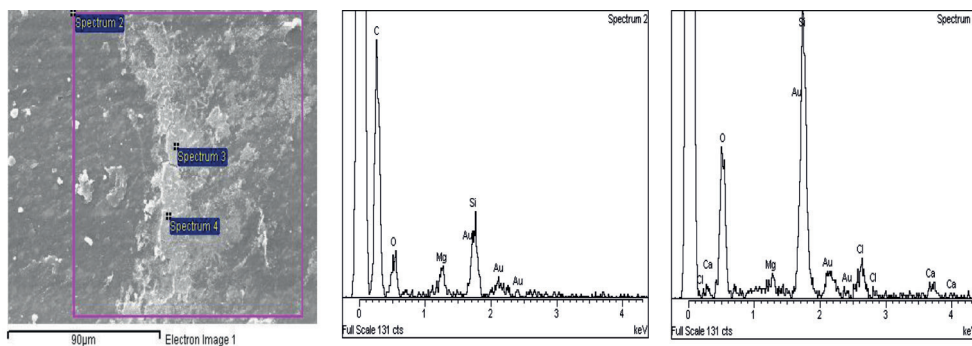


Fig. 4 – Electronic microscope image and EDS Microanalysis

2.5 Analysis of melt flow index (MFI)

A further polymer characterization technique is melt flow index, (MFI), one of the methods commonly used to determine if a polymer melt is compatible with the industrial process for which it is used, as it is possible to derive a general indication on the processability of the polymer. To measure the fluidity index, we measure the weight in grams of extruded polymer through a standard size nozzle (ASTM D-1238), in 10 minutes and under defined conditions of pressure and temperature, variable for the various types of material. The analyzes were carried out on the bumpers in PP, the MFI values obtained from the average on more extruded quantities are shown in table 5.

MFI (g/10min)	lancia	Renault	Opel	Fiat	Alfa Romeo
	6,71	2,88	14,52	6,65	11,58

Tab. 5. Average MFI values for some types of bumpers

We observe different MFIs for the bumpers analyzed, with the sole exception of the bumper of Fiat and Lancia which have similar values, as they are probably obtained from the same base material. The MFI values of the remaining bumpers are variable from 2.88 g / 10 min of Renault to 14.52 g / 10 min of Opel.

3. Conclusions

Before deciding on a possible re-use of materials from derived from car bumper requires a complete physics, chemical and morphological characterization to understand the composition of the samples and their chemical-physical and mechanical properties. Macroscopic observation reveals the presence of a surface layer of paint of different color with protective function and aesthetics and a dark side bulk obtained by mixing various components. The IR analysis provided detailed information on the presence of polyolefins (PP and PE), in almost all samples. The DSC has confirmed the PP presence in the samples, even mixed with PE as EPDM. The analysis of the TGA has identified the possible presence of organic phases through pyrolysis phenomena which distinguish them from other compounds that require high temperatures of decomposition as CaCO_3 . On average in almost all bumpers were detected in percentages higher than 5%. In particular by EDS analysis it was possible to identify some samples the presence of CaCO_3 and / or talc. In samples where it was identified the presence of different components polyolefins by IR and DSC was found to behave differently even to the TGA.

References

- [1] **Aglietto M., Savi S., I. Della Maggiore I.**, *Riciclo di polipropilene da paraurti*, *Macromolecular Materials and Engineering*, (2003).
- [2] **La Mantia, F.**, *Handbook of Plastics Recycling*. 1. ed. Rapra Technology, Shrewsbury, UK. (2002).
- [3] **Luda M.P., Ragosta G., Musto P, Pollicino A., Camino G., Recca A., Nepote V.**, *Natural ageing of automotive polymer components: characterization of new and used poly(propylene)*, *Macromol. Mater. Eng.* 287(6), 404-411, (2002).
- [4] **Pozzi, P., Sansone A.**, *Utilizzo di plastiche da riciclo per la produzione di arredo urbano per acquisti verdi. Un progetto integrato. Un progetto integrato*, *Atti dei seminari Ecomondo 05*, Vol. 1, 74-80, (2005).
- [5] **Zeifwel H.**, *“Stabilization of Polymeric Materilas”* Springer Verlag, Berlin (1998).
- [6] **Grassie N., Scott G.**, *“Polimer Degradation end Stabilization”*, Cambridge University Press, Cambridge (1985).
- [7] **Pfaendner R., Herbst H., Hoffmann K., Sitek F.**, *Recycling and restabilization of polymers for high-quality applications*, *Angewandte Makromolekulare Chemie* 232, 193-227, (1995).

Analisi di un processo di cattura e stoccaggio della CO₂ a scala pilota attraverso la carbonatazione di scorie di acciaieria: test sperimentali condotti sull'impianto VALCHIRIA

Renato Baciocchi, Giulia Costa, Paola Librandi, Piedimonte P. (Università Tor Vergata – Roma)

Stefano Stendardo stefano.stendardo@enea.it, Stefano Cassani, Mirko Nobili, Leandro Pagliari (ENEA Casaccia – Roma)

Riassunto

Il presente rapporto ha avuto come obiettivo lo studio dello stoccaggio di CO₂ in forma solida e chimicamente stabile tramite l'utilizzo di scorie di acciaieria applicando un processo con un basso rapporto-liquido solido (processo ad umido) e condizioni di pressione e temperatura blande, oltre a un flusso gassoso con elevata concentrazione di CO₂. Il materiale è stato sottoposto al trattamento di carbonatazione in un reattore pilota a tamburo rotante, parte integrante dell'unità sperimentale Valchiria presso il centro ENEA Casaccia, per valutarne il sequestro di CO₂ conseguibile in forma solida e anche la % di rimozione ottenibile dalla corrente gassosa (cattura). Le scorie utilizzate sono state le BOF (Basic Oxygen Furnace), le quali sono state caratterizzate prima e dopo le prove, al fine di determinarne il comportamento ambientale e le principali proprietà fisiche, chimiche e mineralogiche per un possibile riutilizzo nel campo civile.

Summary

The aim of this report was to study the storage of CO₂ in a solid and chemically stable form by using steel slag by applying a process with a low solid-liquid ratio (wet process) and mild pressure and temperature conditions, in addition to a gaseous flow with a high concentration of CO₂. The material was subjected to the carbonation treatment in a rotary drum pilot reactor, an integral part of the Valchiria experimental unit at the ENEA Casaccia center, to evaluate the sequestration of CO₂ achievable in solid form and also the % of removal obtainable from the gaseous stream (capture). The waste used was the BOF (Basic Oxygen Furnace), which were characterized before and after the tests, in order to determine its environmental behavior and the main physical, chemical and mineralogical properties for a possible reuse in the civil field.

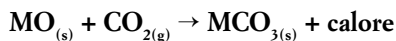
1. Introduzione

Uno tra i principali fattori di criticità ambientale è il riscaldamento globale causato dalle emissioni di gas serra in atmosfera, in particolare anidride carbonica (CO₂), responsabile dei due terzi degli effetti negativi sul pianeta. Le emissioni in atmosfera di CO₂ sono infatti aumentate da 220 ppm nel 1750 a 389 ppm nel 2010, e hanno subito un continuo incremento, raggiun-

gendo nel 2015 valori oltre i 400 ppm. Tale incremento viene attribuito principalmente alle emissioni: (i) del settore energetico, associate alla combustione di combustibili fossili; (ii) del settore siderurgico; (iii) provenienti da agricoltura e allevamento. Le emissioni del settore siderurgico ammontano a circa 1,6 Gt/anno, pari al 5% del totale globale annui. In seguito agli impegni internazionali (primo fra tutti l'accordo di Parigi durante la COP21), le aziende siderurgiche mondiali si sono associate in consorzi per sviluppare programmi di ricerca e scenari di azione per la realizzazione di impianti siderurgici maggiormente sostenibili dal punto di vista ambientale, con l'obiettivo primario di sviluppare tecnologie per ridurre le emissioni complessive di CO₂ in atmosfera associate al settore metallurgico. Di conseguenza questo obiettivo ha spinto il mondo tecnico scientifico verso lo studio e la ricerca di processi che: (i) riducano il consumo di energia; (ii) aumentino l'efficienza energetica; (iii) accrescano la produzione di energia da fonti rinnovabili; (iv) migliorino tecniche di stoccaggio della CO₂. Tra le tecniche di stoccaggio dell'anidride carbonica attualmente investigate, appare di particolare interesse il processo di mineralizzazione attraverso il quale la CO₂ viene fatta reagire con fasi minerali contenenti ossidi o silicati di metalli alcalino terrosi (carbonato di calcio o magnesio), formando un prodotto solido, insolubile in acqua e termodinamicamente stabile. Tale processo, detto di carbonatazione, può essere realizzato impiegando sia minerali puri che di scarto, nonché residui solidi alcalini prodotti da processi industriali. L'esigenza di riduzione delle emissioni di CO₂ può essere quindi combinata con quella di valorizzare residui industriali alcalini, che non sempre possono essere riciclati o riutilizzati. Il processo dicarbonatazione dei residui alcalini per effetto dell'insieme delle trasformazioni mineralogiche e delle reazioni chimiche che hanno luogo all'interno della matrice solida, potrebbe anche migliorarne le caratteristiche, soprattutto per quanto attiene la lisciviazione dei metalli pesanti e l'eliminazione di calce libera e ossidi di calcio; ciò significa che, attraverso l'applicazione di processi di carbonatazione, si potrebbero conseguire allo stesso tempo, il miglioramento delle caratteristiche chimico-fisiche e ambientali dei residui, a fini di un eventuale riutilizzo nelle applicazioni del settore dell'ingegneria civile, e lo stoccaggio di una parte della CO₂ emessa dagli stessi impianti che generano i residui.

2. Il processo di carbonatazione

In alternativa al sequestro geologico sotterraneo, lo stoccaggio a lungo termine dell'anidride carbonica si ottiene principalmente con il processo di carbonatazione accelerata ex situ, attraverso il quale la CO₂ viene stoccata sotto forma di carbonati inorganici di calcio e magnesio, solidi e termodinamicamente stabili, mediante delle reazioni chimiche. Questo processo, comunemente definito carbonatazione minerale simula il naturale invecchiamento delle rocce e avviene spontaneamente in natura ma in tempi molto lunghi. Il biossido di carbonio in forma gassosa reagisce con gli ossidi di metalli alcalino-terrosi o metalli (M, Ca, Mg, Fe) contenuti in un minerale o in un residuo alcalino, con formazione della corrispondente fase di carbonato (MCO₃), immagazzinando in maniera permanente la CO₂ che ha reagito in forma solida, come è schematizzato nella seguente reazione:



dove M rappresenta un metallo divalente come calcio, magnesio o ferro. La reazione di carbonatazione è esotermica e la quantità di calore rilasciata dipende dal particolare metallo considerato e dal materiale che contiene l'ossido che sta reagendo. La formazione di fasi carbonatiche è termodinamicamente favorita a basse temperature mentre per temperature alte (ad esempio oltre i 900°C nel caso del carbonato di calcio e superiori a 300 °C per il carbonato di magnesio, ad una pressione parziale di CO₂ pari a 1 bar) viene favorita la reazione inversa, cioè la reazione di calcinazione. Rispetto alle altre tecnologie per lo stoccaggio della CO₂, la

carbonatazione minerale presenta diversi vantaggi: i prodotti di reazione sono chimicamente e termodinamicamente stabili e non sono dannosi per l'ambiente; la reazione di carbonatazione è esotermica, per cui il calore di reazione potrebbe potenzialmente essere utilizzato; la capacità di sequestro conseguibile con la carbonatazione minerale è potenzialmente molto elevata; in base alle scorie usate per il processo di carbonatazione e grazie anche a ulteriori processi come quello di granulazione, i prodotti di tali reazioni hanno delle buone proprietà meccaniche, utilizzabili anche come additivo o aggregato per la produzione di calcestruzzi; la reazione di carbonatazione applicata a residui industriali fornisce buoni risultati già per condizioni operative blande, a temperatura e pressione ambientali.

3. Materiali per lo stoccaggio permanente alternativi ai minerali naturali

In alternativa ai minerali, possono essere utilizzati i residui solidi industriali, derivanti ad esempio da processi termici o da attività di costruzione e demolizione. Tra le tipologie di residui più utilizzati nei processi di carbonatazione, vi sono le scorie provenienti da industrie siderurgiche e le ceneri prodotte da impianti di incenerimento di rifiuti in quanto tali materiali presentano spesso alte concentrazioni di ossidi di calcio e magnesio dovute al processo produttivo stesso. Tali materiali hanno una capacità di stoccaggio complessiva inferiore a quella potenziale delle rocce naturali date le loro esigue quantità rispetto ai minerali, ma i loro vantaggi sono molteplici: sono facilmente reperibili in prossimità del punto di emissione della CO_2 , presentano un costo non molto elevato, a volte risultano più reattivi dei minerali presenti in natura. Inoltre, si è riscontrato che dopo la stabilizzazione mediante carbonatazione accelerata, il comportamento a lisciviazione di alcuni tipi di residui migliora, e ciò può consentire il riutilizzo dei residui trattati in specifiche applicazioni dell'ingegneria civile o la declassificazione da rifiuto pericoloso a non pericoloso per il conferimento in discarica.

Una specifica tipologia di residui industriali risulta potenzialmente idonea al processo di sequestro della CO_2 , se presenta alcune specifiche caratteristiche: deve essere di natura inorganica e alcalina ($\text{pH} > 8$); deve presentare alti contenuti di calcio e magnesio in forme diverse da quella carbonatica; deve avere un'elevata capacità di sequestro per unità di massa, ovvero per sequestrare una determinata quantità di CO_2 deve reagire la minore quantità possibile di materiale; deve essere solido: nonostante sia infatti teoricamente possibile usare dei flussi liquidi, il controllo del processo risulterebbe notevolmente più complicato rispetto ai residui solidi.

Nell'attività sperimentale svolta in questo lavoro, sono state utilizzate scorie derivanti dalla produzione di acciaio di tipo BOF (convertitore ad ossigeno). Il convertitore ad ossigeno è l'unità che permette la produzione di acciaio da ghisa attraverso l'ossidazione dell'eccesso di carbonio, silicio e manganese contenuti nella ghisa liquida, alla quale viene aggiunta anche calce (CaO), per svolgere le funzioni metallurgiche di defosforazione alla desolfurazione, dolomite e fondenti, per migliorare la pulizia del bagno di acciaio liquido. Viene poi iniettato ossigeno puro sulla superficie del metallo fuso per rimuovere carbonio, silicio, manganese e fosforo. La combustione (ossidazione) del carbonio ne riduce la concentrazione in lega portando alla formazione dell'acciaio con il tenore voluto. Una volta estratte dal forno, le scorie vengono poste in apposite cave all'aperto dove subiscono un raffreddamento controllato per naturale aerazione o tramite irrorazione di acqua, e dove permangono un tempo sufficiente al raggiungimento della loro stabilità. Quest'ultimo fenomeno si realizza attraverso reazioni di carbonatazione naturale e di idratazione delle frazioni libere di CaO e MgO . Le scorie di acciaieria prodotte in Europa raggiungono quantitativi molto elevati, circa 21,4 Mt, dei quali il 46% sono scorie BOF (EuroslagStatistics 2012). Circa il 13,3% della produzione europea di acciaio è attribuibile all'Italia, ossia un quantitativo pari a 22 Mt/y di acciaio (Federacciai 2015). Le principali tipologie di residui derivanti dalla produzione dell'acciaio sono le scorie

EAF e BOF. In Italia, la quantità di sottoprodotti equivale a circa 3 Mt/y, stimando che si generano 100-150 kg di scorie per ogni tonnellata di acciaio prodotta. Nonostante possiedano buone proprietà meccaniche e siano caratterizzate in genere da un limitato rilascio di contaminanti, il riutilizzo di scorie BOF risulta limitato. Quindi, il conferimento in discarica o siti di stoccaggio di tali scorie ha costituito per anni un problema, soprattutto di natura quantitativa e paesaggistica. Nella maggior parte dei casi, esso viene effettuato in grandi aree di stoccaggio vicine agli stabilimenti di produzione comportando evidenti impatti sull'ambiente circostante. Le scorie di acciaieria sono costituite principalmente da calce libera (CaO), ossido di magnesio (MgO), quarzo (SiO₂) e ossido di ferro (FeO) e da silicati contenenti tali metalli. Le quantità di ognuno di questi ossidi e silicati e la concentrazione di componenti minori è altamente variabile, in quanto dipendono dai materiali grezzi utilizzati, dal tipo di acciaio prodotto e dalle condizioni all'interno del forno. Per un possibile riutilizzo delle scorie è necessaria una loro caratterizzazione da un punto di vista fisico, chimico e mineralogico. Inoltre è fondamentale effettuare un'analisi sulla loro compatibilità ambientale, rivolgendo particolare attenzione alla lisciviazione di cromo (Cr) e vanadio (V), che è altamente dipendente dallo stato di ossidazione in cui si trovano nella matrice solida.

4. Test su scala pilota

I test sperimentali su scala pilota presentati e discussi in questo lavoro sono stati condotti nel Tamburo rotante (nato come pirolessatore) facente parte della piattaforma Valchiria, presente in ENEA-Casaccia (Fig.1), con l'obiettivo primario di verificare la fattibilità e le prestazioni del processo in termini di sequestro di CO₂.

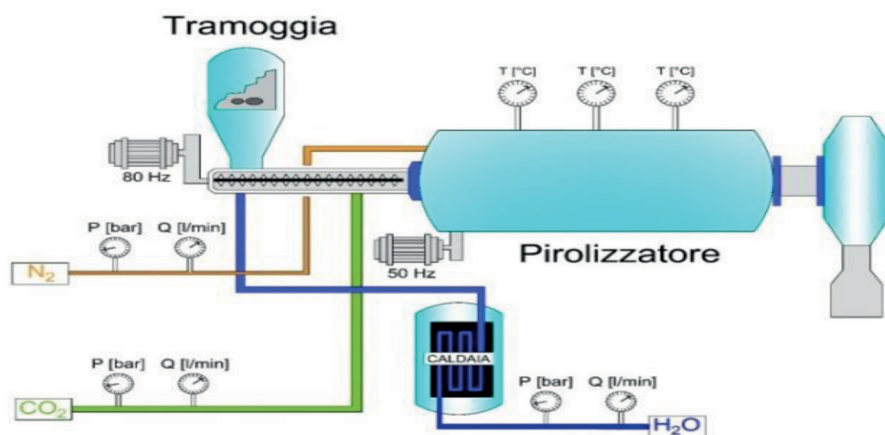


Fig. 1 – Schema di processo dell'impianto VALCHIRIA

Le prove condotte, utilizzando il reattore sopra descritto, sono state tre, svolte con i seguenti parametri operativi (Tab.1):

- Temperatura interna al reattore, fissata come set point, pari a 30°C, misurabile con una termocoppia mobile.
- Peso del campione immesso per la prova pari a 2,4 kg per le prime due e 5kg per la terza prova.
- Portata di vapore fissata a 20 l/min
- Rapporto liquido solido pari a 0,17 l/kg
- Tempo di durata delle prime due prove pari a 30 minuti e 60 minuti per la terza.

- La composizione del gas flussato è la seguente: 40% CO₂ e 60% N₂, la pressione è stata mantenuta intorno a 1,5 bar e la portata è di 12 l/min per entrambi.
- La pressione all'interno del reattore è di 1 bar.
- La quantità di solido che passa dalla coclea nel reattore è di 75 g/min
- La velocità di rotazione del tamburo è di 8 rpm (massima raggiungibile)
- L'inclinazione del reattore è pari a 7 gradi, anche questa è la massima permessa dall'impianto.

	Parametri operativi	Test 1	Test 2	Test 3
<i>Reattore</i>	Temperatura [°C]	30°C	30°C	30°C
	Velocità di rotazione [rpm]	8	8	8
	Tilt [°]	7	7	7
	Pressione [bar]	1	1	1
<i>Gas</i>	Portata CO ₂ [l/min]	10	10	10
	Portata N ₂ [l/min]	12	12	12
	Composizione [%]	40 CO ₂ ; 60 N ₂	40 CO ₂ ; 60 N ₂	40 CO ₂ ; 60 N ₂
<i>Solido</i>	Portata in ingresso [gr/min]	75	75	75
	Peso totale [kg]	2,4	2,4	5
	L/S [l/kg]	0,17	0,17	0,17
<i>Vapore</i>	Portata [l/min]	20	20	20
<i>Tempi</i>	Alimentazione solido [min]	30	30	60
	Alimentazione vapore [min]	30	30	60
	Alimentazione gas [min]	60	60	120

Tab. 1 – Parametri operativi utilizzati per i test sperimentali condotti sull'impianto VALCHIRIA

Procedure operative:

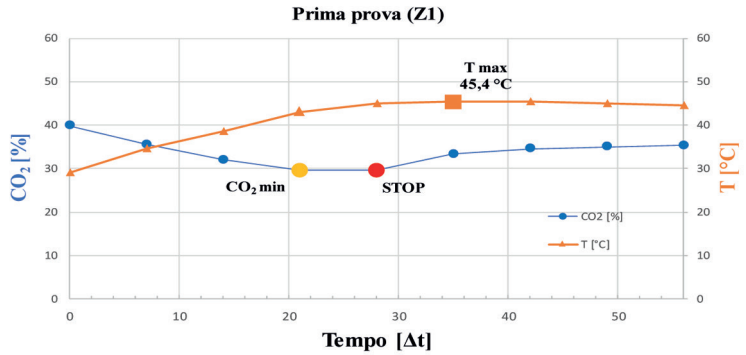
Far raggiungere al sistema la temperatura desiderata; Flussare il gas, fino a che non si raggiunge la composizione desiderata (40% di CO₂ e 60% di N₂); Si fa entrare nel reattore il vapore insieme al materiale, ed è a questo punto che ha inizio la prova; Trascorso il tempo stabilito (30 o 60 minuti) l'alimentazione del vapore e del solido viene fermata e la prova viene considerata conclusa;

Alla fine di ogni prova, passano almeno 30 minuti in cui viene flussato solo gas nel reattore, per vedere se la composizione percentuale torna ad essere quella di partenza (indice della saturazione del materiale). (Fig.2)

5. Risultati

Il materiale ottenuto è stato sottoposto a curing, test di umidità, valutazione della CO₂ uptake e comportamento ambientale.

Δt [min]	CO ₂ [%]
0	39,91
7	35,50
14	31,96
21	29,53
28	29,67
35	33,3
42	34,55
49	34,99
56	35,35



Δt [min]	CO ₂ [%]
0	39,80
7	36,34
14	32,71
21	30,38
28	28,05
34	26,19
41	25,41
48	25,31
55	28,48
62	31,20
69	32,84
75	33,11
82	34,88
89	36,11
96	35,46
103	35,80
110	35,67

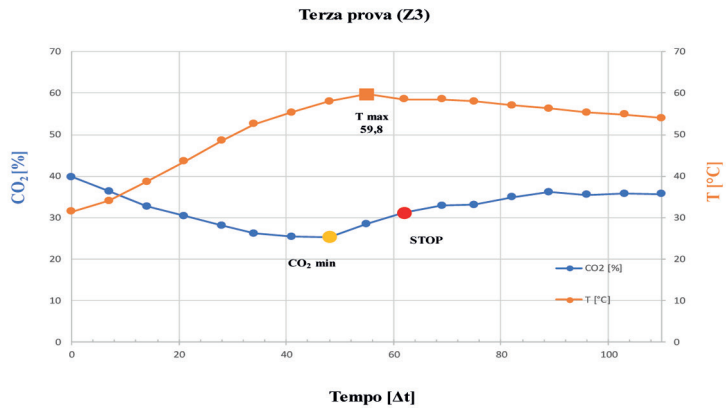


Fig. 2 – Variazione della percentuale di CO₂ nel gas in uscita dal reattore durante la prima e terza prova, in relazione al tempo e alla temperatura

L'umidità del materiale calcolata subito dopo il trattamento aumenta a causa del contatto con il vapore nel reattore, mentre si abbassa notevolmente, avvicinandosi ai valori del tal quale, nel materiale sottoposto a 28 di curing, Tab.2.

Test	U [%] t=0 d	U [%] t=28 d
BOF_TQ	2,09	-
BOF_Z1	10,01	3,59
BOF_Z2	16,39	5,15
BOF_Z3	5,49	2,87

Tab. 2 – Confronto tra i valori di umidità delle tre prove, prima e dopo curing

L'anidride carbonica stoccata da parte delle scorie BOF, detta anche CO₂uptake, è stata calcolata mediante analisi del carbonio inorganico presente nelle scorie dopo il trattamento. La percentuale massima misurata prima del curing, si attesta intorno al 6% per tutte e tre le prove eseguite; dopo il periodo di curing, invece, le percentuali di CO₂ catturata si riducono di un punto, ottenendo valori intorno al 5%.(Tab.3)

Prove	CO ₂ uptake [%]			CO ₂ catturata [%]	R _x [%]	
	t=0 d	t=10 d	t=28 d	t=0 d	t=0 d	t=28 d
BOF_Z1	6,67	6,65	5,25	7,46	20,57	16,19
BOF_Z2	6,25	6,18	5,45	2,73	19,29	16,81
BOF_Z3	5,91	4,81	5,45	8,22	18,23	16,82

Tab. 3 – Confronto della CO₂ uptake a 0, 10 e 28 giorni di curing, e l'efficienza di conversione Rx

Rispetto alle scorie tal quali, si può osservare una riduzione del pH, più marcata nel caso di 0 giorni di curing. Tuttavia, i valori risultano superiori al limite previsto per il riutilizzo del materiale in procedura semplificata, fissato a 12. (Fig. 3)

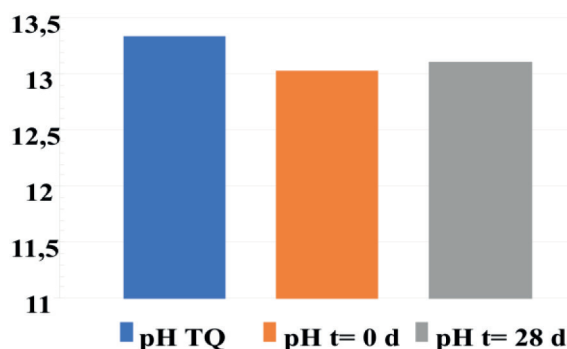


Fig. 3 – Variazione del pH

Per quanto riguarda la concentrazione degli elementi normati, nessuno risulta essere al di sopra dei limiti di riutilizzo. (Fig.4)

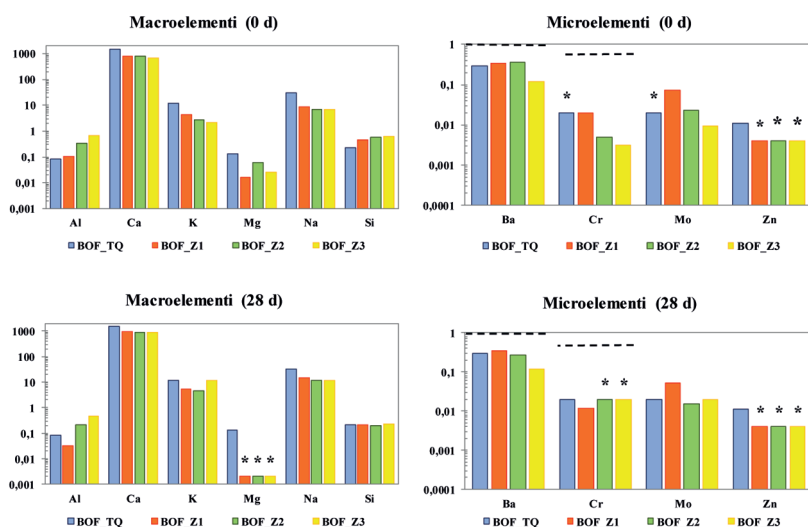


Fig. 4 – Grafici delle concentrazioni, micro e macro elementi, in seguito a lisciviazione prima e dopo curing l'asterisco si riferisce a materiali la cui concentrazione è al di sotto del limite di quantificazione, la linea tratteggiata indica il limite di riutilizzo

6. Conclusioni

In seguito al trattamento subito, il materiale è stato sottoposto alle stesse analisi effettuate in precedenza per caratterizzarlo, le quali hanno messo in evidenza, dopo lisciviazione, una diminuzione di calcio, legatosi in carbonati, e di magnesio. Per questi particolari residui è stata riscontrata una diminuzione del rilascio di cromo, a differenza di precedenti test fatti in scala pilota, in cui tali valori superavano i limiti previsti per il riutilizzo e il conferimento in discarica. Anche i valori relativi alle concentrazioni degli anioni mostrano valori sotto i limiti di riuso, in particolare i cloruri non aumentano come in precedenti prove di laboratorio. Si riscontra un abbassamento del pH, che però resta comunque sopra i limiti per il riutilizzo. Il passaggio dalla scala di laboratorio alla scala pilota comporta dei problemi di riproducibilità delle prove, a causa della difficoltà di controllare i parametri operativi, ma i risultati ottenuti hanno mostrato che tale trattamento è efficace per lo stoccaggio di CO₂, consentendo di stoccare quantità maggiori rispetto a quanto ottenuto nelle prove condotte in scala di laboratorio in condizioni operative simili. L'immissione di vapore direttamente dalla caldaia, effettuata per la prima volta in scala pilota, permette di umidificare e di innalzare la temperatura, favorendo la reazione di carbonatazione, mantenendo il rapporto liquido-solido, non lontano dai valori desiderati. I valori di uptake ottenuti sono confrontabili con quelli ottenuti in laboratorio, per quanto riguarda le cinetiche di carbonatazione e molto maggiori rispetto a prove dinamiche che hanno parametri operativi simili, in cui il materiale viene messo in agitazione ad una maggiore velocità. Anche le efficienze di conversione ottenute sono confrontabili con quelle delle prove di laboratorio fatte in precedenza per lo stesso materiale, e con i precedenti test in scala pilota. Per quanto riguarda la concentrazione degli elementi normati, nessuno risulta essere al di sopra dei limiti di riutilizzo. Possiamo quindi concludere che il trattamento di carbonatazione non altera il comportamento ambientale del materiale anzi può anche migliorarlo; nel caso del pH si può pensare ad un suo ulteriore abbassamento legato ad un aumento di uptake. Sebbene, quindi, i risultati ottenuti siano promettenti, sono necessari ulteriori test per individuare le condizioni operative che permettano di migliorare il processo, in termini sia di cattura che di stoccaggio della CO₂ uptake. Si deve tenere conto del fatto che l'impianto utilizzato non è stato progettato per la carbonatazione e che alcuni parametri potrebbero essere modificati per far aumentare il rapporto flusso solido/effluente gassoso trattato, con l'obiettivo di ottimizzare il processo.

Bibliografia

- **R. Baciocchi, G. Costa, M. Di Gianfilippo, M. Morone, D. Ochsenbein, D. Zingaretti** (2011). Studio sulle potenzialità della carbonatazione di minerali e residui industriali per lo stoccaggio di anidride carbonica prodotta da impianti di piccola/media taglia. ENEA.
- **R. Baciocchi, G. Costa, M. Morone, D. Zingaretti** (2013). Valorizzazione delle ceneri prodotte dal processo ZECOMIX e integrazione del processo di carbonatazione per lo stoccaggio minerale di CO₂. ENEA.
- **R. Baciocchi, G. Costa, P. Librandi, M. Morone, A. C. Bello De Souza** (2015). Sperimentazione di un processo combinato di carbonatazione e granulazione di scorie di acciaieria finalizzato alla produzione di aggregati secondari e allo stoccaggio di CO₂. ENEA
- **S. Cassani, A. Assettati, L. Pagliari, M. Nobili, S. Stendardo** (2013). Realizzazione di un prototipo sperimentale per lo studio di tecnologie low carbon: la piattaforma VALCHIRIA. ENEA.
- La valorizzazione degli aggregati di origine siderurgica, (2012). Federacciai.

WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION

XX CONFERENZA SUL COMPOSTAGGIO E DIGESTIONE ANAEROBICA

La XX edizione della conferenza sul compostaggio e la digestione anaerobica del *Biowaste* rappresenta un punto fermo da vent'anni della programmazione convegnistica di Ecomondo. In continuità con gli anni precedenti ISPRA, puntuale nella raccolta ed elaborazione dei dati, ripropone una panoramica sui dati di settore. Focus della sessione è il “sistema compost” e la qualità dei prodotti derivati dal recupero/riciclo degli scarti organici. Per il “sistema compost” ci si sofferma sulle necessità infrastrutturali di un settore in continua evoluzione e sulla tematica della corretta gestione di sfalci e potature. Per quanto concerne la seconda tematica, si valutano la qualità della raccolta dell'organico, la qualità e i costi sia in ambiti ottimizzati che decentrati, la qualità del *compost* prodotto e dei fertilizzanti organici, la quantità e la qualità dei manufatti compostabili. Inoltre si prendono in considerazione esperienze di valorizzazione di prodotti che fanno di un impianto dedicato al trattamento del *Biowaste* una vera e propria bio-raffineria.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, ISPRA, CIC, European Compost Network, Assoambiente**

Presidente di sessione:

- Alessandro Canovai, *Presidente del CIC*

Pretrattamenti per la digestione anaerobica di rifiuti e biomasse

Mirco Garuti m.garuti@crpa.it, Mariangela Soldano, Claudio Fabbri, Sergio Piccinini
¹Centro Ricerche Produzioni Animali - CRPA Lab, Sezione Ambiente ed Energia (Reggio Emilia)

Riassunto

La digestione anaerobica riveste un ruolo fondamentale nella produzione di biometano da rifiuti e sottoprodotti agroindustriali e nell'ottenimento di compost e digestato come fertilizzanti per il suolo. Diverse tecnologie di pretrattamento sono spesso applicate alle matrici organiche per favorirne la loro degradazione; il presente lavoro ha l'obiettivo di studiare, in scala di laboratorio, l'effetto della cavitazione idrodinamica (pretrattamento fisico) e di un reattore di acidificazione (pretrattamento biologico) sulla degradabilità anaerobica di scarti di fieno e di spremuta di FOR-SU. I risultati mostrano una riduzione granulometrica degli scarti di fieno quando pretrattati con cavitazione idrodinamica; lo step di idrolisi/acidificazione biologica in un reattore dedicato evidenzia, durante la fase di metanogenesi, un incremento di circa il 30% nella produzione specifica di metano per entrambi i substrati.

Summary

Anaerobic digestion shows an important role to produce biomethane from organic wastes and agro-industrial byproducts and to obtain compost and digestate as fertilizers for soil. Several pre-treatment technology are used to improve biological degradation of such wastes; the aim of this work is focused on the lab-scale study of hydrodynamic cavitation (physical pretreatment) and acidogenic reactor (biological pretreatment) effects on the anaerobic degradability of harvested hay and OFMSW juice. Results indicate the reduction of particles size of hay after hydrodynamic cavitation; the biological hydrolysis/acidification phase in a separate reactor shows an increase of about 30% in specific methane production of both substrates during methanogenesis.

1. Introduzione

Sul territorio italiano sono attivi 52 impianti integrati di digestione anaerobica e compostaggio nei quali si trattano circa 2,9 milioni di tonnellate all'anno di rifiuto biodegradabile, delle quali oltre 2 milioni sono costituite da rifiuti organici (91% frazione umida e 9% frazione verde) [1].

Le tecnologie di pretrattamento sono utilizzate per rendere la digestione anaerobica più veloce e potenzialmente per aumentare la produzione di biogas di substrati la cui degradazione, in condizioni normali, risulta lenta o difficoltosa; i pretrattamenti spesso sono impiegati per poter sfruttare al meglio biomasse dall'alto contenuto lignocellulosico e per limitare problematiche legate alla loro miscelazione all'interno dei digestori [2; 3].

I pretrattamenti fisici sono generalmente effettuati sulle biomasse attraverso macinazione, taglio con coltelli, triturazione, estrusione, cavitazione e altri sistemi che riducono la dimensione dei substrati. La cavitazione è generalmente definita come generazione, crescita e collasso di microbolle che inducono, in fase liquida, la formazione di zone ad altissima densità energetica,

caratterizzate localmente da elevatissime temperature, pressioni e spostamenti di fluido; tali eventi, seppure localizzati, portano ad avere condizioni chimico-fisiche estreme che inducono la parziale destrutturazione fisica dei materiali sottoposti a questo tipo di trattamento [4]; la cavitazione idrodinamica viene attualmente utilizzata su impianti di biogas che utilizzano biomasse agricole e sottoprodotti agroindustriali per migliorare le prestazioni del processo [5]. Tra i pretrattamenti biologici, invece, la digestione anaerobica a due fasi si basa sulla separazione in fermentatori distinti per ottenere le migliori condizioni di crescita per i diversi consorzi microbici; nel primo digestore ad alto carico organico (reattore di idrolisi/acidificazione) si ha una scarsa produzione di biogas in termini volumetrici, ma una elevata formazione di acidi grassi volatili in fase liquida la cui conversione in metano e anidride carbonica ha luogo nel successivo reattore metanogenico [6; 7]. Tali tecnologie di pretrattamento possono essere impiegate per la gestione di rifiuti e scarti organici in configurazioni impiantistiche molto flessibili in cui la produzione di biogas è regolata in modo fine, favorendo la produzione di energia elettrica rinnovabile o di biometano a seconda delle effettive esigenze [3].

2. Relazione

2.1 Materiali e Metodi

2.1.1 Biomasse utilizzate e descrizione dei pretrattamenti

Durante la sperimentazione sono state utilizzate le seguenti biomasse:

- Scarti di fieno: costituiti prevalentemente da sfalci di erba medica (*Medicago sativa L.*) essiccati naturalmente in campo e conservati in rotoballe, ma non più utilizzabili come foraggio per alimentazione zootecnica.

- spremuta di FORSU: ottenuta a seguito dei trattamenti di spremitura della Frazione Organica di Rifiuti Solido Urbano (FORSU) proveniente da raccolta differenziata e di successiva triturazione per la frantumazione delle plastiche in essa contenute, principalmente rappresentate dai sacchetti biodegradabili/compostabili per la raccolta dell'umido domestico.

Un primo pretrattamento fisico sugli scarti di erba è stato effettuato, al momento del campionamento, mediante una blanda lavorazione con un trinciapaglia per poter ridurre grossolanamente la fibra lunga di dimensioni superiori ai 15-20 cm. Il materiale ottenuto è stato sottoposto a cavitazione idrodinamica con sistema rotore/statore (BioBANG® 20-40 kWel, Three-ES – Italia); la tecnologia agisce su fluidi di miscele solido/liquido e per raggiungere l'ottimale grado di umidità nel substrato da trattare, con l'unità sperimentale a disposizione, è stato necessario aggiungere una quota di acqua.

La spremuta di FORSU non è stata sottoposta a cavitazione idrodinamica in quanto già campionata a valle di sistemi di pretrattamento di tipo meccanico presenti presso l'impianto dove la biomassa è stata prelevata.

Gli scarti di erba cavitati, così ottenuti, e la spremuta di FORSU sono stati utilizzati come substrati di alimentazione a rispettivi reattori acidogenici per condurre l'idrolisi acida, ovvero la prima fase della digestione anaerobica, con l'obiettivo di valutare sia il comportamento del processo biologico nel tempo che le rese finali in biometano.

2.1.2 Analisi chimico-fisiche

Le determinazioni analitiche di pH, acidi grassi volatili (AGV), solidi totali (ST), solidi volatili (SV) sono state effettuate in accordo a quanto riportato in *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [8]; la misura, nel digestato, dell'acidità totale (espressa in g $\text{CH}_3\text{COOH}_{\text{eq.}}$ / kg) e dell'alcalinità totale (espressa in g $\text{CaCO}_3_{\text{eq.}}$ / kg) è stata effettuata con titolazione a due punti secondo metodica descritta da Nordmann (1977).

L'analisi granulometrica delle biomasse non trattate e dei campioni sottoposti a pretrattamen-

ti è stata condotta mediante setacciatura ad umido con vibrosetacciatore Analysette 3 PRO (Fritsch) e successivo essiccamento dei setacci a 105 °C fino a peso costante. La distribuzione percentuale nelle varie classi granulometriche è calcolata come rapporto tra i solidi totali pesati su ciascun setaccio e i solidi totali di partenza.

2.1.3 Prove di digestione anaerobica

La fermentazione acidogenica è stata condotta in fermentatori da 13 litri di volume operativo miscelati e riscaldati a 38°C, con misura quotidiana della qualità del biogas prodotto e analisi chimiche giornaliere per il controllo di processo. La prova ha avuto una durata di 27 giorni e il carico è stato effettuato per mantenere un tempo di ritenzione idraulico di circa 5-6 giorni nei bioreattori; per l'avvio della prova è stato utilizzato un inoculo batterico prelevato dal fermentatore acidogenico di un impianto di digestione anaerobica a due fasi a scala industriale. La misura del potenziale biochimico metanigeno (BMP), condotto a 38±0,2 °C e svolto in conformità con la norma UNI EN ISO 11734:2004, è stato effettuato per valutare la produzione specifica di metano delle biomasse originali, sottoposte a cavitazione idrodinamica (solo gli scarti di fieno) e a seguito di idrolisi acida biologica.

2.2 Risultati

2.2.1 Effetti del trattamento fisico di cavitazione idrodinamica

Gli scarti di fieno (ST=885,2 g/kg; SV=813,4 g/kg) sottoposti ad un primo sminuzzamento con trinciapaglia si caratterizzano per un contenuto di solidi con diametro maggiore a 3,15 mm pari a circa il 48% del totale, rappresentati principalmente dagli steli vegetali (Tab. 1). Il pretrattamento di cavitazione idrodinamica permette di ridurre sensibilmente questa quota, tanto che diminuiscono a circa il 15% del totale (Tab. 1) evidenziando caratteristiche di sfibratura e sfilacciatura sulla superficie del materiale; tale effetto si ripercuote positivamente nell'utilizzo della biomassa nei digestori anaerobici in quanto viene a limitare la componente che maggiormente tende a galleggiare, con benefici per la miscelazione e minimizzando la tendenza alla formazione di croste e strati flottanti.

La spremuta di FORSU (ST=85,36 g/kg; SV=64,3 g/kg) presenta un contenuto di solidi con diametro maggiore a 3,15 mm pari a circa il 5% del totale, costituiti in prevalenza da frammenti di plastiche; la classe più rappresentativa, con il 62% di peso secco sul totale, è costituita da solidi con diametro inferiori a 0,1 mm (Tab. 1). Una distribuzione granulometrica di questo tipo generalmente non presenta evidenti criticità per la miscelazione all'interno dei digestori.

	$D \geq 5$	$3,15 \leq D < 5$	$2 \leq D < 3,15$	$1 \leq D < 2$	$0,5 \leq D < 1$	$0,3 \leq D < 0,5$	$0,1 \leq D < 0,3$	$D < 0,1$
Scarti di fieno	35,6%	12,0%	12,2%	19,9%	15,3%	3,8%	1,3%	0,0%
Scarti di fieno CAVITATI	11,5%	3,2%	4,2%	6,1%	4,7%	3,2%	3,8%	63,4%
Spremuta di FORSU	2,3%	2,7%	3,6%	7,5%	7,3%	6,1%	8,6%	62,0%

Tab. 1 – Analisi granulometrica delle biomasse: scarti di fieno trinciati, scarti di fieno trinciati e sottoposti a cavitazione idrodinamica, spremuta di FORSU (D = diametro dei solidi espresso in millimetri).

2.2.2 Effetti della fermentazione idrolitica/acidogenica

Due diversi fermentatori sono stati alimentati rispettivamente con gli scarti di fieno cavitati

e con la spremuta di FORSU come unici substrati; in entrambi i casi il tempo di ritenzione idraulica è stato mediamente pari a 5,2 giorni raggiungendo un carico organico volumetrico medio di 4,1 kgSV/m³ al giorno nel fermentatore alimentato con scarti di fieno e 12,4 kgSV/m³ al giorno nel reattore alimentato con spremuta di FORSU.

La curva del pH nel reattore acidogenico alimentato con scarti di fieno cavitati mostra una prima fase di diminuzione a cui segue un successivo periodo di stabilità, negli ultimi dieci giorni del test, attorno a valori tra 4,9 e 5,1 (Fig. 1); l'iniziale abbassamento del pH è da ricondurre al fatto che la biomassa solida è stata cavitata assieme ad una quota di acqua, la quale ha determinato un dilavamento nel potere tampone del sistema. L'idrolisi biologica della spremuta di FORSU ha mantenuto negli ultimi dieci giorni del test valori di pH tra 5,6-5,8 (Fig. 1); la naturale alcalinità, compresa tra 2,5 e 5 g CaCO₃_{eq.}/kg, ha permesso valori di pH più elevati nel reattore alimentato con spremuta di FORSU rispetto a quello con scarti di fieno cavitati, caratterizzato da un'alcalinità inferiore a 0,5 g CaCO₃_{eq.}/kg e, di conseguenza, da una minore stabilità del pH. In un'ottica di scale-up del processo su impianto a scala reale l'apporto di alcalinità sarebbe garantito da digestato in ricircolo dalla fase di metanogenesi, non usato in questa sperimentazione per non introdurre ulteriori variabili.

La concentrazione di acidità totale nel reattore alimentato con scarti di fieno cavitati è diminuita da circa 19 g/kg a circa 6 g/kg nei primi 14 giorni (Fig. 1) per motivi riconducibili a quelli riportati in precedenza: la presenza di acqua nella biomassa cavitata ha determinato un dilavamento degli acidi organici contenuti nell'inoculo idrolitico di partenza e di quelli man mano prodotti durante la fermentazione. Con l'idrolisi della spremuta di FORSU, al contrario, si è assistito ad un progressivo incremento nella concentrazione totale di acidi organici in quanto la degradazione anaerobica batterica su una biomassa non diluita e ricca in sostanza organica prontamente utilizzabile ha favorito l'acidificazione del sistema. Negli ultimi dieci giorni di fermentazione, condizioni stabili di processo sono state raggiunte e mantenute in entrambi i reattori in cui l'acidità organica si è attestata mediamente a 5 g/kg e 23 g/kg rispettivamente con alimentazione a scarti di fieno e a spremuta di FORSU (Fig. 1).

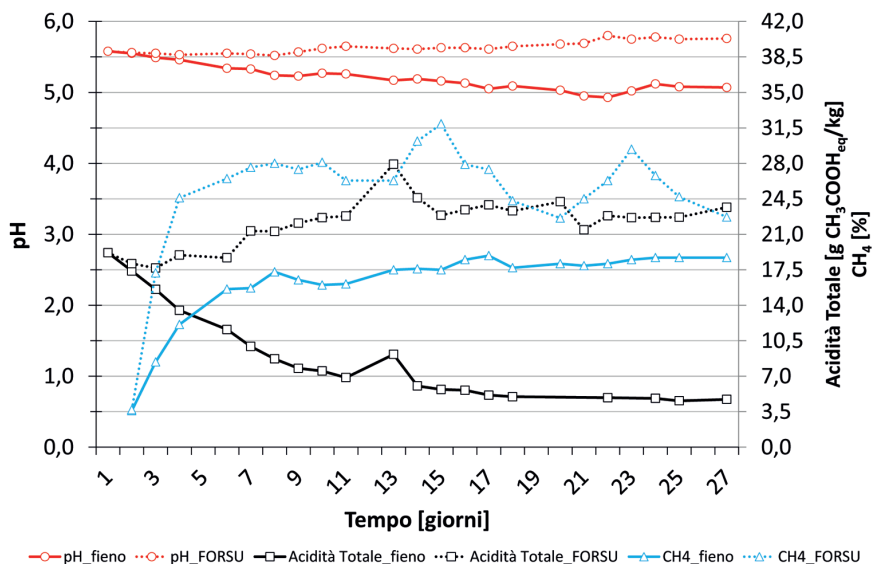


Fig. 1 – Monitoraggio dei principali parametri operativi durante la fermentazione idrolitica/acidogenica di scarti di fieno cavitati e spremuta di FORSU condotta nei rispettivi reattori (pH, acidità totale, percentuale di metano nel biogas).

Al termine della fermentazione idrolitica/acidogenica è stata identificata una ripartizione degli acidi organici (AGV) nel digestato molto simile nei due fermentatori, nonostante la diversità delle biomasse utilizzate: l'acido acetico è risultato essere dominante rispetto agli altri rappresentando, con il processo a regime, circa il 61% del totale, seguito dall'acido propionico con il 17-24%. Altri acidi organici quali butirrico, valerico e caproico hanno costituito rispettivamente circa il 17-20%, 8-11% e 4-10% dell'acidità totale con netta predominanza delle specie chimiche a catena carboniosa lineare rispetto a quelle ramificate.

Al raggiungimento delle condizioni stabili di processo, il poco biogas prodotto si è caratterizzato per un contenuto povero in metano, mediamente 18% per gli scarti di fieno e 25% per la spremuta di FORSU, ma ricco in anidride carbonica, mediamente 69% per gli scarti di fieno e 72% per la spremuta di FORSU (Fig. 1); sono stati identificati anche altri gas tra cui, principalmente, idrogeno ma anche acido solfidrico, il quale ha raggiunto valori di circa 500 ppm con gli scarti di fieno e di circa 1300 ppm con la spremuta di FORSU.

2.2.3 Produzione di metano

L'attività sperimentale ha permesso di determinare la produzione specifica di metano dell'effluente dei due reattori acidogenici comparandola con quella ottenuta dalle medesime biomasse non sottoposte ad alcun trattamento.

I risultati hanno mostrato come gli scarti di fieno si caratterizzino per una produzione specifica pari a $226 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$, in linea con questa categoria di sottoprodotto; applicando la cavitazione idrodinamica si è ottenuto un incremento del 28%, arrivando a $289 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$, mentre applicando in sequenza anche l'idrolisi acida biologica si è raggiunta una produzione di $301 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$ con un miglioramento complessivo di circa il 33% rispetto alla biomassa originaria. L'analisi della cinetica di produzione mostra un parziale miglioramento quando viene applicata la cavitazione idrodinamica da sola e più evidenti benefici quando a questa viene fatta seguire l'idrolisi biologica in condizioni acide. La massima velocità di produzione specifica di metano risulta essere di $26,7 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/(\text{tSV}\cdot\text{giorno})$, $38,4 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/(\text{tSV}\cdot\text{giorno})$ e $45,5 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/(\text{tSV}\cdot\text{giorno})$ a seconda che si prendano in considerazione, rispettivamente, gli scarti di fieno, quelli cavitati e la biomassa con duplice trattamento (Fig. 2).

La produzione specifica di spremuta di FORSU è stata pari a $435 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$, all'interno di valori riscontrati per questa tipologia di rifiuto; l'idrolisi biologica della biomassa ha determinato un incremento del 30% nella produzione specifica di metano, arrivando a $567 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$, ma non ha portato a significativi miglioramenti alla cinetica di processo.

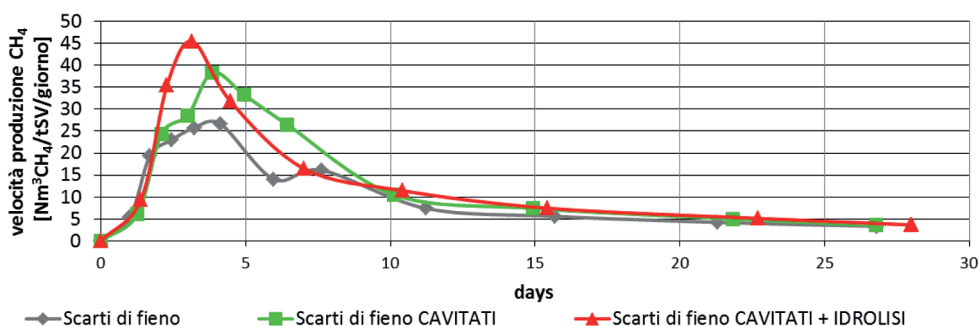


Fig. 2 – Cinetica di produzione di metano durante test in batch degli scarti di fieno, quelli cavitati e della biomassa con duplice trattamento "cavitazione + idrolisi biologica".

3. Conclusioni

La fase di sviluppo sperimentale ha visto l'implementazione di una linea di pretrattamento fisico-biologica, su scala di laboratorio, costituita dal trattamento sequenziale di scarti di fieno con cavitazione idrodinamica e con idrolisi biologica in un fermentatore acidogenico; i risultati ottenuti fanno ipotizzare la possibilità di estendere questa tipologia di pretrattamenti anche ad altri scarti fibrosi con analoghe caratteristiche quali ad esempio gli sfalci d'erba del verde urbano. La co-digestione di questi scarti organici assieme alla spremuta di FORSU potrebbe rappresentare una valida soluzione per l'implementazione di un processo anaerobico a due fasi adatto sia a migliorare la produzione di biometano che ad essere parte di una bioraffineria per la produzione di acidi grassi a catena corta.

Nota: attività condotta nell'ambito del progetto GoBioM – Ottimizzazione tecnologica filiera biometano (POR-FESR 2014-2020, Regione Emilia-Romagna)

Bibliografia

- [1] **Consorzio Italiano Compostatori – CIC** (2018). *Rapporto sui rifiuti organici*.
- [2] **Carrere H., Antonopoulou G., Affes R., Passos F., Battimelli A., Lyberatos G., Ferrer I.** (2016) *Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: from lab-scale research to full-scale application*. *Bioresource Technology*, 199:386-397.
- [3] **Wall D.M., Allen E., O'Shea R., O'Kiely P., Murphy J.D.** (2016) *Investigating two-phase digestion of grass silage for demand-driven biogas applications: Effect of particle size and rumen fluid addition*. *Renewable Energy*, 86:1215-1223.
- [4] **Shah Y.T., Pandit A.B., Moholkar V.S.** (1999) *Cavitation Reaction Engineering*. New York, NY: Plenum.
- [5] **Garuti M., Langone M., Fabbri C., Piccinini S.** (2018) *Monitoring of full-scale hydrodynamic cavitation pretreatment in agricultural biogas plant*. *Bioresource Technology*, 247:599-609.
- [6] **Demirel B., Yenigün O.** (2002) *Two-phase anaerobic digestion processes: a review*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 77:743-755.
- [7] **Paudel, S.R., Banjara, S.P., Choi, O.K., Park, K.Y., Kim, Y.M., Lee, J.W.** (2017) *Pretreatment of agricultural biomass for anaerobic digestion: Current state and challenges*. *Bioresource Technology*, 245:1194-1205.
- [8] **APHA** (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.

Efficienza d'uso del P nel medio-lungo periodo in seguito all'impiego di compost

*Marco Grigatti marco.grigatti@unibo.it, Giampaolo Di Biase, Alja Margon, Claudio Ciavatta
Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agro-alimentari - Alma Mater Studiorum Università di
Bologna*

Riassunto

Gli ammendanti compostati (compost) possono rappresentare una fonte di fosforo (P) alternativa a quello minerale, risorsa non-rinnovabile, tuttavia poco si conosce sulla loro capacità di fornire P disponibile per la nutrizione vegetale. In questo lavoro quattro compost (ACV; ACM_p; ACM₂; ACF), sono stati testati per la loro capacità di fornire P nel corso due cicli di coltivazione di loietto in vaso: senza/con ausilio di fertilizzazione azotata (N-; N+; 112+112 gg). In N- solo ACM₁ e ACF presentavano asportazioni di P maggiori rispetto al fertilizzante chimico N-P-K (+5%). In N+ tutti i compost presentavano asportazioni di P superiori a N-P-K (+7%), a parte ACV (-5%). I compost possono rappresentare una fonte di P disponibile alla nutrizione vegetale nel medio-lungo periodo, lasciando nel suolo dotazioni interessanti di P potenzialmente disponibile ad un successivo ciclo culturale, al contrario di quanto evidenziato con la fertilizzazione fosfatica chimica.

Summary

Compost may represent a source of phosphorus (P) alternative to the mineral one, a non-renewable resource, but little is known about their capacity to provide plant-available P. In this article four compost (ACV, ACM_p, ACM₂, ACF), have been tested in two cultivation cycles for their capacity to furnish P on ryegrass grown in pot, without and with mineral nitrogen supply (N-; N +; 112+112 days). In N- ACM₁ and ACF showed higher P (+5%) uptake compared to the chemical fertilizer (N-P-K). In N+ all compost showed higher P uptake in comparison to N-P-K (+7%), apart from ACV (-5%). Some compost may therefore represent a valuable source of P for plant nutrition in the medium-long term, leaving also appreciable level of potentially available-P in soil, oppositely to what showed following a phosphate chemical fertilization.

1. Introduzione

Il fosforo (P) è un nutriente fondamentale per le piante. La produzione di fertilizzanti fosfatici determina l'80% della domanda mondiale di P, la cui origine è rappresentata sostanzialmente dalle rocce fosfatiche, una fonte non rinnovabile [1]. È quindi basilare la ricerca di fonti secondarie di P, tra queste gli ammendanti compostati (compost) possono rappresentare parte della soluzione a questo problema [2]. I compost infatti possiedono dotazioni interessanti di P totale [3], tuttavia la corretta applicazione in campo di questo tipo di materiali è subordinata anche al raggiungimento di una adeguata conoscenza della bio-disponibilità del P in esso contenuti [4]. Questa proprietà è decisamente variabile nei prodotti organici e dipende soprattutto da alcune caratteristiche intrinseche delle matrici di partenza quali il pH e il rap-

porto tra alcuni elementi (per esempio Ca:P; Fe:P) [5]. Accanto a questo, la loro disponibilità in azoto (N) influenza profondamente la crescita delle piante e limita al tempo stesso l'utilizzo del P. La disponibilità potenziale del P, determinata sui compost tramite estrazione chimica sequenziale (SCE) e sul suolo (P-Olsen), può essere di grande aiuto nella descrizione degli effetti fertilizzanti di una distribuzione di compost al terreno. Inoltre, anche la valutazione delle asportazioni del P su piante allevate in vaso risultano fondamentali, anche per studiare l'interazione con altri elementi nutritivi come l'N, in primis [6-9].

In tale ambito, quindi, gli obiettivi di questo studio sono stati di determinare: (i) il frazionamento del P tramite SCE; (ii) l'assorbimento del P da parte di piante di loietto allevate in seguito all'impiego di diversi compost; (iii) la disponibilità residua del P in seguito a fertilizzazione azotata.

2. Relazione

2.1. Materiali e metodi

2.1.1 I materiali analizzati

I compost impiegati nella prova erano diversificati per matrici di partenza, tempo e modalità di lavorazione. L'ACV era formato da soli scarti ligno-cellulosici sottoposti ad un compostaggio di 6 mesi. L'ACM₁ era formato da: digestato+scarti ligno-cellulosici (45:55%), sottoposto a rivoltamento settimanale e insufflazione attiva (h24). L'ACF era formato da: fanghi (urbani-agroalimentari) + materiali ligno-cellulosici (50:50%) con rivoltamento ogni 15 giorni e 60 giorni totali di compostaggio. L'ACM₂ è stato preparato da FORSU+scarti ligno-cellulosici (60:40%) con insufflazione discontinua (6-16 h) e un processo di 70 giorni. I prodotti sono stati forniti dal Consorzio Italiano Compostatori (CIC).

2.1.2 Caratteristiche dei materiali

Sui prodotti freschi è stato determinato il pH, il contenuto di solidi totali (ST), di solidi volatili (SV), l'N minerale e l'*oxygen uptake rate* (OUR), secondo la metodologia proposta da Grigatti et al. [10]. Successivamente i campioni sono stati essiccati all'aria, macinati e analizzati per le principali caratteristiche chimiche. Il contenuto totale di P, Ca, Mg e metalli è stato determinato tramite ICP (*Inductively Coupled Plasma-OES*, SpectroArcos, Ametek), dopo digestione con microonde (65% HNO₃ + 37% HCl). I contenuti di carbonio (C) organico e di azoto (N) totale sono stati determinati tramite analizzatore elementare (Thermo Fisher Scientific). Sono state effettuate due repliche di ogni campione per ogni analisi.

2.1.3 Estrazione sequenziale del fosforo inorganico

L'estrazione sequenziale del P è stata condotta secondo la metodologia proposta da Dou et al. [6], la frazione inorganica (P_i) è stata determinata per via colorimetrica [7].

2.1.4 Prova in vaso su loietto

I quattro compost (ACV; ACM₁; ACM₂ e ACF) sono stati impiegati a due livelli (equivalenti a 10 e 20 ton di SO ha⁻¹), in un ciclo di coltivazione su loietto allevato in vaso, contenenti 1 kg suolo secco (112 gg; 4 raccolte), a confronto con una fertilizzazione chimica (N-P-K), e un controllo non fertilizzato (Ctrl). Al termine di questo periodo sui suoli così trattati, è stata valutata la biodisponibilità residua del P, in un secondo ciclo (112 gg), in seguito ad una fertilizzazione azotata (equivalente a 140+140 kg N ha⁻¹), che ha visto anche la compensazione del potassio (K) con la distribuzione di K₂SO₄, N-P-K ha ricevuto, oltre a N, anche P e K nel II ciclo di coltivazione. Le prove sono state condotte in quadruplo. I tessuti vegetali sono stati analizzati con ICP.

3 Risultati e discussione

3.1. Principali caratteristiche dei compost

Le principali caratteristiche dei prodotti sono riportate nella Tabella 1. I compost ACM₁ e ACF presentavano i valori più bassi di pH (8,04 vs. 8,18), mentre ACV e ACM₂ si attestavano su valori maggiori (8,84 vs. 8,91). La conducibilità elettrica (CE) presentava variazioni molto ampie, si poteva infatti notare che l'ACV presentava la minore CE (ACV; 1,30 dS m⁻¹), seguiva un gruppo con valori intermedi (ACM₁ e ACF, 2,93 vs. 3,70 dS m⁻¹), mentre ACM₂ presentava un valore molto elevato, circa 6 volte maggiore rispetto all'ACV (7,50 dS m⁻¹).

I prodotti confrontati presentavano limitate fluttuazioni nei ST (590 e 680 g kg⁻¹), più marcate le differenze nel contenuto in sostanza organica. In questo caso si potevano evidenziare due gruppi: ACM₁ e ACF (390 g SV kg⁻¹), ACV e ACM₂ (540 g SV kg⁻¹). Contestualmente variava anche il contenuto in C che risultava nel primo gruppo (ACM₁ e ACF) del 30% minore rispetto al secondo (ACV e ACM₂), (240 vs. 310 g kg⁻¹). Queste variazioni, unitamente a quelle del contenuto in N, facevano variare il rapporto C:N tra 9 (ACM₁ e ACF) e ≈15 (ACV e ACM₂). I diversi compost presentavano per la maggior parte una buona stabilità biologica, facendo registrare valori di OUR compresi nell'intervallo 5-15 mmol O₂ kg⁻¹ VS h⁻¹, tra i prodotti solamente ACM₂ risultava molto instabile evidenziando un valore di OUR > 60 mmol O₂ kg⁻¹ VS h⁻¹.

Tra gli altri parametri, la presenza di N minerale (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) risultava diversa nei prodotti confrontati. La presenza di ammonio (N-NH₄⁺) si attestava al valore più basso nell'ACV (576 mg kg⁻¹), ACM₁ e ACM₂ evidenziavano valori nettamente più alti (≈3000 mg kg⁻¹), per raggiungere il massimo in ACF (≈6000 mg kg⁻¹). Anche l'N nitrico (N-NO₃⁻) presentava importanti differenze, essendo riscontrabile al livello minimo in ACV e ACM₂ (N-NO₃⁻; 160 mg kg⁻¹), gli altri prodotti (ACF e ACM₁) mostravano un livello di N-NO₃⁻ tra le 10 e le 15 volte superiore (1600 vs. 2800 mg kg⁻¹). I diversi compost presentavano contenuti di P totale ben diversificati, ACV il minore (≈2,5 mg g⁻¹), i due ACM valori circa tripli (≈7 mg g⁻¹), per raggiungere il massimo in ACF (≈9 mg g⁻¹).

Prodotto	pH	CE (dS m ⁻¹)	ST (g kg ⁻¹)	SV (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C:N	OUR (mmol O ₂ kg ⁻¹ VS h ⁻¹)	N-Min (mg kg ⁻¹)	P (mg g ⁻¹)	Ca:P
ACV	8,91	1,30	590	525	304	20	16	7	707	2,6	17
ACM ₁	8,04	3,70	675	400	233	27	9	6	5511	6,9	6
ACF	8,18	2,93	680	375	241	27	9	9	7787	8,9	7
ACM ₂	8,84	7,50	680	545	312	23	14	62	3298	6,6	11

I valori sono la media di due repliche. Deviazione media <5%; I dati (a parte pH e CE) sono espressi sui ST.

Tab. 1 – Principali caratteristiche fisico-chimiche dei compost impiegati nello studio.

3.2. Frazionamento del fosforo inorganico

Come evidenziato nella Tabella 2, l'estrazione sequenziale mostrava valori simili della frazione labile (H₂O + NaHCO₃) in ACV e ACF (≈25%).

Estraente	Prodotto			
	ACV	ACM ₁	ACF	ACM ₂
	% P _{tot}			
H ₂ O-P	7	7	4	3
NaHCO ₃ -P	19	31	19	11
NaOH-P	5	11	30	4
HCl-P	62	40	38	63
% recupero [S _{Pi} /P _{totale} HNO ₃ +HCl+H ₂ O]	92	89	92	82

I valori sono la media di due repliche. Deviazione media <5%; I dati sono espressi sui ST.

Tab. 2 – Frazionamento del P inorganico negli ammendanti compostati analizzati.

Gli altri campioni (ACM₁ e ACM₂) risultavano diversi tra loro e dai precedenti, facendo registrare in questa frazione recuperi del 38 e del 14%. La componente di P estratta in NaOH risultava la più elevata in ACF (30%), seguita da ACM₁ (11%), mentre gli altri due campioni presentavano valori decisamente bassi (≈5%).

La frazione del P considerata più recalcitrante (HCl-P) risultava elevata in ACM₂ e ACV (≈60%), mentre ACM₁ e ACF presentavano un recupero minore (40%).

3.3. Performance agronomiche e asportazioni del fosforo in loietto

Le performance agronomiche riscontrate su loietto sono state profondamente influenzate dall'impiego dei diversi compost. Al termine del primo ciclo (N-), ACF e ACM₁ mostravano produzioni di biomassa secca (PS) simili alla tesi trattata con fertilizzante chimico N-P-K (2,93 g vaso⁻¹, in media), mentre ACV e ACM₂ avevano prestazioni minori (-20%), con produzione di biomassa simili al Ctrl (2,44 g vaso⁻¹). Le performance minori erano dovute principalmente alla scarsa disponibilità di N.

Come mostrato nella Tabella 3, infatti, le asportazioni di N totale di ACV e ACM₂ registrate in N- presentavano valori simili e minori a quelle del controllo non fertilizzato (52 vs. 56 mg N g⁻¹), mentre ACM₁ e ACF erano decisamente superiori (69 e 86 mg N g⁻¹), nel caso di ACF anche superiori ad N-P-K. Nel secondo ciclo, le asportazioni si sono livellate in seguito alla fertilizzazione azotata, riducendo le fluttuazioni e attestandosi a valori attorno a 70 mg N g⁻¹.

Ciclo	Fertilizzazione chimica accessoria	Giorni di coltivazione	Trattamento					
			Controllo	ACV	ACM ₁	ACF	ACM ₂	N-P-K
			Σ Asportazioni (mg N vaso ⁻¹)					
1	N-	112	56	55	69	86	50	84
2	N+	224	67	70	79	74	73	69

Tab. 3 – Asportazioni dell'N in piante di loietto allevato in vaso (1 kg di suolo secco) trattato con i diversi compost, in comparazione con un controllo non fertilizzato (Controllo), ed un riferimento trattato con fertilizzante chimico (N-P-K). *N-P-K ha ricevuto oltre ad N anche P e K anche nel II ciclo di coltivazione.

Le asportazioni totali di P (mg vaso⁻¹), nel corso del primo ciclo (N-), erano infatti: Ctrl (7,8) = ACV (7,7) ≤ ACM₂ (7,8) < N-P-K (9,1) < ACM₁ (9,4) ≤ ACF (9,6), evidenziando una rela-

zione sia con le maggiori asportazioni di N sia con il frazionamento del P discusso precedentemente.

ACV e ACM₂ raggiungevano quindi l'80% delle *performance* riscontrate in N-P-K, mentre ACM₁ e ACF si attestavano a +5% nei confronti del fertilizzante chimico dopo 112 giorni.

Ciclo	Fertilizzazione chimica accessoria	Giorni di coltivazione	Trattamento					
			Controllo	ACV	ACM ₁	ACF	ACM ₂	N-P-K*
			Σ Asportazioni (mg P vaso ⁻¹)					
1	N-	28	2,1	2,1	2,8	2,6	2,0	2,8
		56	3,4	3,4	4,4	4,7	3,0	4,4
		84	5,1	5,1	6,2	6,7	4,8	6,2
		112	7,8	7,7	9,4	9,6	7,8	9,1
2	N+	28	1,2	1,4	1,6	1,7	1,6	1,5
		56	1,7	2,0	2,4	2,5	2,5	2,1
	N+	84	2,7	2,9	3,4	3,7	3,5	3,2
		112	3,3	3,7	3,9	4,4	4,1	3,9
Σ Ciclo 1 + 2		224	11,0	11,4	13,3	14,1	11,9	12,9

Tab. 4 – Asportazioni del P in piante di loietto allevato in vaso (1 kg suolo secco) trattato con i diversi compost, in comparazione con un controllo non fertilizzato (Controllo), ed un riferimento trattato con fertilizzante chimico (N-P-K). *N-P-K ha ricevuto oltre ad N anche P e K anche nel II ciclo di coltivazione.

Nel secondo ciclo (N+) al contrario il PS era simile in tutti i trattamenti a base di compost ed a N-P-K (2,32 g vaso⁻¹ in media), >10% rispetto a Ctrl (2,15 g vaso⁻¹). In questo caso (N+) le asportazioni (mg P vaso⁻¹), risultavano: Ctrl (3,3) < ACV (3,7) ≤ N-P-K (3,9) = ACM₁ (3,9) < ACM₂ (4,1) < ACF (4,4).

Le asportazioni di P totali nel corso dei due cicli (224 gg) dimostravano che ACV e ACM₂ potevano assicurare il 90% del P fornito con N-P-K, mentre ACM₁ e ACF potevano garantire il 5% in più del P fornito con il fertilizzante chimico, nonostante questo fosse stato distribuito all'inizio di ogni singolo ciclo di coltivazione (30+30 mg kg⁻¹).

Inoltre, come mostrato in Tabella 5, al termine del primo ciclo (N-) si evidenziava che N-P-K presentava (nel suolo di coltivazione) valori di P-Olsen (mg P kg⁻¹) simili al controllo ed anche ad ACV (≈10 mg kg⁻¹), mentre gli altri compost si attestavano a valori doppi (≈23 mg kg⁻¹ in media).

Anche al termine dei 224 giorni comprendenti il II ciclo (N+), si poteva evidenziare, relativamente a P-Olsen (nel suolo al termine della coltivazione), un *pattern* molto simile nel controllo, in N-P-K e ACV con valori simili (10-12 mg kg⁻¹). Gli altri compost presentavano valori quasi doppi (≈20 mg kg⁻¹ in media), valori ritenuti mediamente sufficienti per la coltivazione in pieno campo.

Ciclo	Fertilizzazione chimica accessoria	Giorni di coltivazione	Trattamento					
			Controllo	ACV	ACM ₁	ACF	ACM ₂	N-P-K*
			P-Olsen (mg P kg ⁻¹)					
1	N-	112	10	13	26	23	19	11
2	N+	224	11	12	20	20	16	11

Tab. 5 – Contento di P potenzialmente disponibile rilevato nel suolo al termine del primo (N-) e del secondo (N+) ciclo di coltivazione di piante di loietto allevato in vaso trattato con i diversi compost, in comparazione con un controllo non fertilizzato (Controllo) ed un riferimento trattato con fertilizzante chimico (N-P-K). *N-P-K ha ricevuto oltre ad N anche P e K anche nel II ciclo di coltivazione.

4. Conclusioni

Le crescenti richieste di fonti alternative di fosforo utile alla nutrizione vegetale hanno spinto ad un approfondimento nello studio delle capacità nutrizionali di questo elemento in molti prodotti di riciclo. Tra questi i compost (ammendanti compostati) possono rappresentare una importante realtà per via delle sempre maggiori quantità rese disponibili dalle politiche che promuovono il riciclo di rifiuti organici all'interno dell'economia circolare.

I risultati di questo lavoro ci dimostrano che le diverse classi di prodotti (ACV, ACM, ACF) possiedono caratteristiche proprie ben differenziate, sia per quanto riguarda il principale elemento della fertilità (l'azoto), che ha profondamente influenzato le prestazioni agronomiche, sia per quanto concerne il fosforo.

Il P presentava livelli di solubilità molto ben differenziati nei diversi prodotti. I compost che presentavano una maggiore quota di P potenzialmente disponibile nel frazionamento, erano anche quelli che dimostravano i maggiori recuperi nelle piante, quindi il maggiore assorbimento radicale. Emerge quindi che la possibilità di fornire P utile per la nutrizione vegetale è ben descrivibile tramite lo studio del frazionamento chimico del P.

Lo studio ha inoltre evidenziato come le principali limitazioni alla massimizzazione dell'utilizzo di P in seguito all'impiego di compost derivino dall'eventuale carenza di N, limite maggiore e ben noto derivante dall'impiego di ammendanti.

Alcuni compost possono rappresentare una valida fonte di P disponibile per la nutrizione delle piante nel medio-lungo periodo, questi possono poi lasciare quote interessanti di P nel suolo ancora potenzialmente disponibile, al contrario di quanto avviene con la fertilizzazione chimica.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato eseguito nell'ambito della convenzione di ricerca stipulata tra CO-REPLA e DiSTAL - *Alma Mater Studiorum Università di Bologna*: "Il compost: studio sull'azione ammendante, nutriente e di carbon sink".

Bibliografia

- [1] Schröder J.J., Cordel D., Rosemarin A., 2010. Sustainable Use of Phosphorus. International Workshop, 24-25 November 2010 Wageningen.
- [2] Hamilton H.A., Brod E., Hanserud O., Müller D.B., Brattebø H., Haraldsen T.K., 2017. Recycling potential of secondary phosphorus resources as assessed by integrating substance flow analysis and plant-availability. *Science of the Total Environment* 575, 1546–1555.
- [3] Prasad M., Lee A., Gaffney M.T., 2012. A detailed chemical and nutrient characterization of compost and digestate fibre including a comparative release of Nitrogen and Phosphorus. Composting and Anaerobic Digestion Association of Ireland. www.cre.ir

- [4] **Komiyama T., Niizuma S., Fujisawa E., Morikuni H.**, 2013. Phosphorus compounds and their solubility in swine manure compost. *Soil Science and Plant Nutrition* 59, 419-426.
- [5] **Wei Y.Q.Q, Zhao Y., Xi B.D.**, 2015. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. *Bioresource Technology* 189, 349–356.
- [6] **Dou Z., Toth J.D., Ramberg C.F., Galligan D.T., Ferguson J.D.**, 2000. Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 26, 508-514.
- [7] **Murphy J., Riley H.P.**, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphorus in natural waters. *Analytical Chemical Acta* 27, 31-36.
- [8] **Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A.**, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA circular 939. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- [9] **Hedley M.J., Steward J.W.B., Chauhan B.S.**, 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fraction induced by cultivation practices and by laboratory incubation. *Soil Science Society of America Journal* 46(5), 970-976.
- [10] **Grigatti M., Pérez M.D., Blok W.J., Ciavatta C., Veeken A.**, 2007. A standardized method for the determination of the intrinsic carbon and nitrogen mineralization capacity of natural organic matter sources. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1493–1503.

Valorizzazione energetica del percolato di compostaggio della FORSU mediante reattori CSTR

*Carlo Limonti carlo.limonti@gmail.com, Alessio Siciliano, Antonella Bretti
Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio ed Ingegneria Chimica
Università della Calabria – Arcavacata di Rende (CS)*

Riassunto

Le sperimentazioni condotte nel presente lavoro sono state finalizzate a verificare l'utilizzo del percolato, derivante dal compostaggio della FORSU, per la produzione di biogas in processi di digestione anaerobica. Le indagini sono state condotte su un piccolo reattore a completa miscelazione appositamente progettato e realizzato in laboratorio. Dopo un'iniziale fase di start-up, il reattore è stato alimentato con valori del carico volumetrico compresi tra 3,5 kg_{COD}/m³d e 30 kg_{COD}/m³d. L'evoluzione del processo è stata monitorata determinando giornalmente, oltre alle produzioni di biogas e metano, anche i valori dei principali parametri chimico fisici della miscela in uscita dal reattore. I risultati sperimentali hanno evidenziato come le massime rese specifiche, di circa 34,7 L_{biogas}/L_{percolato}, si siano raggiunte per valori del carico volumetrico pari a 20 kg_{COD}/m³d. Con tale valore, inoltre, la percentuale di metano si è attestata al 70% e l'abbattimento del COD a circa il 68%.

Summary

The experiments carried out in the present work were aimed to verify the use of leachate, produced from municipal organic wastes composting, for biogas production in anaerobic digestion processes. The investigations were carried out on a small completely stirred tank reactor that was designed and built on purpose. After an initial start-up phase, the reactor was fed with organic volumetric loads comprised between 3,5 kg_{COD}/m³d and 30 kg_{COD}/m³d. The process was monitored by daily analyzing, in addition to biogas and methane productions, the main parameters on mixtures withdrawn from the reactor outlet. The experimental results showed how the highest specific efficiency, about of 34.7 L_{biogas}/L_{leachate}, can be achieved with volumetric organic loads equal to 20 kg_{COD}/m³d. With this value, moreover, the methane fraction was close to 70% and the COD removal around to 68%.

1. Introduzione

La frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) rappresenta una delle principali componenti della produzione complessiva di rifiuti urbani. In Italia la quantità di FORSU, relativa all'anno 2017, si è attestata a circa 6,5 milioni di tonnellate, il 21% del totale ed in aumento del 2% rispetto l'anno precedente [1]. I processi di compostaggio aerobico sono tra le tecniche più diffuse e vantaggiose per la gestione della FORSU. Tuttavia, tali processi danno luogo ad una cospicua produzione di percolato [1,2]. Il corretto smaltimento di tale liquido, visto il suo elevato carico inquinante, risulta particolarmente difficoltoso. In effetti, le tecniche di tipo chimico-fisico, generalmente, presentano costi di processo non sostenibili in impianti

in scala reale. Tra le tecniche di tipo biologico, i trattamenti di tipo aerobico, pur essendo di più rapida esecuzione rispetto agli anaerobici, sono particolarmente energivori e danno luogo ad elevate produzioni di fango. I trattamenti anaerobici, invece, pur prevedendo tempi di trattamento più lunghi, generano una minore produzione di fango e consentono, inoltre, un significativo recupero energetico [3]. Per tali motivi, la digestione anaerobica potrebbe rappresentare una valida soluzione per il trattamento e la valorizzazione del percolato di compostaggio. Nonostante ciò, estremamente limitati sono gli studi e le sperimentazioni relative a tali applicazioni [4]. Pertanto, lo scopo del presente lavoro è stato quello di testare i processi di digestione anaerobica in reattori CSTR (completely stirred tank reactors) per il trattamento dei percolati derivanti da compostaggio della FORSU.

2. Relazione

2.1 Descrizione delle sperimentazioni

Le sperimentazioni sono state condotte su un piccolo impianto pilota di digestione anaerobica a completa miscelazione, appositamente progettato e realizzato in laboratorio (Fig.1). L'impianto è stato alimentato con un percolato prelevato da un impianto di compostaggio della FORSU situato in Calabria. Per l'avvio del digestore è stato utilizzato, come inoculo, un fango di ricircolo di un impianto di depurazione di reflui civili. Sia il percolato che l'inoculo sono stati caratterizzati rispetto ai principali parametri chimico-fisici (Tab.1).

2.1.1 Impianto pilota

Il digestore è costituito da un reattore cilindrico a completa miscelazione, in acciaio Inox ASI 316, del diametro di 14 cm ed altezza pari a 19,5 cm, con un volume utile di 3L (Fig.1). Il reattore è dotato di uno scambiatore di calore esterno a camicia ed è completamente avvolto da un involucro di coibentazione. Il diametro e l'altezza esterni risultano entrambi pari a 40 cm. Sul coperchio, a chiusura ermetica, sono presenti un condotto, di diametro pari a 2 cm ed altezza di 10 cm dotato di valvola a sfera, per i prelievi e l'immissione del substrato, un connettore, dotato di valvola unidirezionale in acciaio ASI 316, per la fuoriuscita del gas ed, infine, un manometro. Il sistema di agitazione è costituito da albero verticale di 27 cm, dotato di due pale di agitazione di 14 cm, collegato ad un motoriduttore verticale dalla potenza nominale di 0,33 kW.

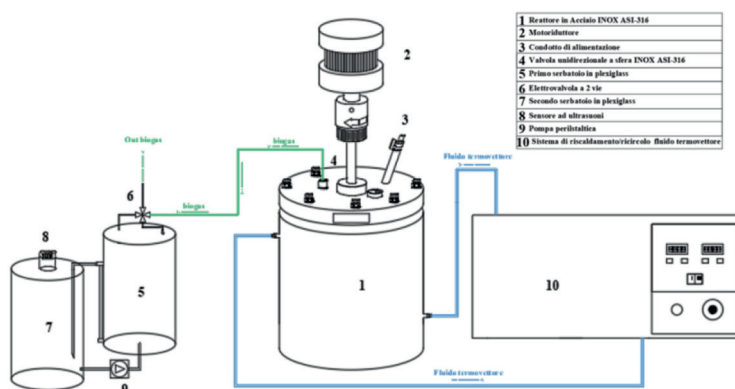


Fig. 1 – Schema del digestore CSTR in scala di laboratorio utilizzato nelle sperimentazioni

Un bagno termostatico in acciaio coibentato, collegato al reattore, garantisce il riscaldamento e la circolazione del fluido all'interno dello scambiatore di calore (Fig.1). L'agitazione del reattore ed il ricircolo dell'acqua nello scambiatore di calore sono controllati elettricamente da un sistema di temporizzazione. Il sistema di misura del biogas è costituito da due cilindri in plexiglas, di diametro 19 cm ed altezza di 32 cm. I due cilindri sono connessi tra loro ed il primo, inoltre, è collegato alla valvola del reattore per la fuoriuscita del biogas. In fase di funzionamento, il flusso di biogas determina lo spostamento dell'acqua dal primo cilindro verso il secondo. Sulla sommità del secondo serbatoio è posizionato un sensore ad ultrasuoni che, al raggiungimento del livello idrico massimo, aziona un'elettrovalvola a 2 vie, per lo scarico del biogas accumulato nel primo serbatoio, ed una pompa peristaltica che provvede ad inviare l'acqua nuovamente nel primo cilindro. Tale sistema consente una misura delle produzioni di biogas pressoché in continuo. Le letture sono rilevate dal sensore ad ultrasuoni ed inviate, tramite segnale analogico, ad un plc di acquisizione dati. Per la determinazione della percentuale di metano, 50 mL di biogas, prelevati dal reattore mediante una siringa, venivano fatti defluire in un piccolo box contenete scaglie NaOH e, di seguito, in una seconda siringa per la misura del gas depurato dalla CO₂.

2.1.2 Condizioni di funzionamento dell'impianto pilota

Preliminarmente all'avvio dell'impianto, sono state condotte una serie di indagini finalizzate ad individuare le modalità più opportune per innalzare l'alcalinità del percolato e bilanciare, quindi, il rapporto acidi grassi/alcalinità (VFA/ALK). A tal fine, sono state utilizzati NaOH, in soluzione 10N, MgO e KHCO₃ in grani. Le prove di pretrattamento sono state effettuate su 20 mL di percolato, testando differenti quantitativi dei tre reattivi.

Dopo aver individuato le modalità più opportune per la correzione delle caratteristiche del percolato, si è provveduto all'avvio del digestore. Per la fase di start-up, il reattore è stato riempito con 1,5 L di inoculo ed è stato, quindi, alimentato con carichi organici volumetrici (COV) compresi tra 0,4 kg_{COD}/m³d e 2,75 kg_{COD}/m³d (Tab.2), fino ad avvenuta acclimatazione della biomassa ed alla stabilizzazione dei parametri di processo [5,6].

Successivamente alla fase di avvio, della durata di circa 40 giorni, il sistema è stato alimentato variando il carico organico volumetrico tra 3,5 kg_{COD}/m³d e 30 kg_{COD}/m³d. Durante l'intera sperimentazione, la temperatura è stata mantenuta a 35 °C. Il mescolamento del reattore è stato effettuato impostando cicli di avvio del miscelatore di 15 minuti ogni 2 ore, alla velocità di 100 rpm. Il processo digestivo è stato monitorato determinando giornalmente, oltre alle produzioni di biogas e metano, le principali caratteristiche del digesto prelevato dal digestore.

2.1.3 Metodiche analitiche

La conducibilità ed il pH sono stati misurati mediante strumentazione da banco, i solidi totali e volatili mediante analisi ponderale, l'alcalinità mediante metodo potenziometrico, il COD totale e solubile attraverso digestione a caldo con dicromato di potassio e titolazione volumetrica con ferro ammonio solfato, gli acidi grassi volatili attraverso distillazione del campione e titolazione con idrossido di sodio, l'azoto ammoniacale, il fosforo reattivo ed i solfati mediante analisi colorimetrica [7]. Tutte le analisi sono state eseguite in doppio assumendo la media dei valori ottenuti.

Fasi	Carico Organico Volumetrico (COV)	Volume di percolato immesso giornalmente
	$\text{Kg}_{\text{COD}}/(\text{m}^3\text{d})$	mL
START-UP	$0,4 \div 2,75$	$10 \div 75$
I	3,5	100
II	4,25	120
III	5,0	140
IV	7,5	210
V	9,0	250
VI	12,0	330
VII	15,0	415
VIII	20,0	550
IX	25,0	690
X	30,0	830

Tab. 2 – Piano di alimentazione

2.2 Discussione dei risultati

2.2.1 Caratteristiche chimico-fisiche delle matrici

Il percolato utilizzato nelle sperimentazioni è risultato caratterizzato da un pH acido, pari a 5,3, e da una conducibilità di 5,6 mS/cm (Tab.1). Il valore di COD si è attestato a 66,5 g/L, con la frazione solubile pari a circa l'81% (Tab.1). L'alcalinità totale è risultata pari a 12,5 $\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$, mentre il contenuto di acidi grassi volatili ha raggiunto valori superiori a 15 $\text{g}_{\text{CH}_3\text{COOH}}/\text{L}$ (Tab.1). Tali valori evidenziano, innanzitutto, un eccesso di acidi grassi volatili rispetto al contenuto di composti alcalini. Il fango aerobico, utilizzato come inoculo, ha mostrato un pH prossimo alla neutralità, un valore di conducibilità di 1,2 mS/cm ed un valore di COD pari a circa 12,8 g/L, con una componente solubile di circa il 13% (Tab.1).

Parametro	U.M.	PERCOLATO	FANGO
pH	/	5,3	6,9
Conducibilità	mS/cm	5,6	1,2
ST	g/L	61,9	10,8
SV	g/L	38,2	8,9
SI	g/L	23,6	1,9
COD _{tot}	g/L	66,5	12,8
COD _{solubile}	g/L	54,3	1,7
Alcalinità (ALK)	$\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$	12,56	0,05
Acidi grassi volatili (VFA)	$\text{g}_{\text{CH}_3\text{COOH}}/\text{L}$	15,23	0,75
N-NH ₄ ⁺	mg/L	660,5	1,4
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	551,2	39,3
SO ₄ ²⁻	mg/L	2971	88,7

Tab. 1 – Caratteristiche delle matrici impiegate nel corso delle sperimentazioni

2.2.2 Pretrattamento del percolato

I test di pretrattamento del percolato sono stati finalizzati a valutare le modalità per incrementarne l'alcalinità fino ad un valore prossimo a 50 $\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ e raggiungere, in tal modo, un

rapporto VFA/ALK di circa 0,3, ritenuto appropriato per il corretto svolgimento del processo digestivo [6].

I risultati di tali prove dimostrano come, l'aggiunta di quantitativi di MgO fino a 10 g non consenta l'innalzamento dell'alcalinità al valore richiesto (Fig.2a).

D'altro canto, l'utilizzo di soluzioni di NaOH 10N, pur determinando un aumento adeguato dell'alcalinità, causa, contestualmente, incrementi del pH a valori non compatibili per l'alimentazione del percolato in digestori anaerobici (Fig.2b).

Al contrario, nei test condotti utilizzando KHCO_3 , il valore di pH si è sempre mantenuto all'interno del range ottimale, compreso tra 6,5 e 8, ed i valori di alcalinità sono variati tra $30\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ e $85\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ (Fig2c). La migliore condizione si è registrata con aggiunte di KHCO_3 pari a 1,7g, che hanno permesso il raggiungimento di un valore di alcalinità pari a circa $57\text{g}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ ed un valore di pH paria a 7,6 (Fig2c). Tale dosaggio di KHCO_3 è stato, quindi, utilizzato per correggere le caratteristiche del percolato per tutta la durata della fase di strat-up dell'impianto.

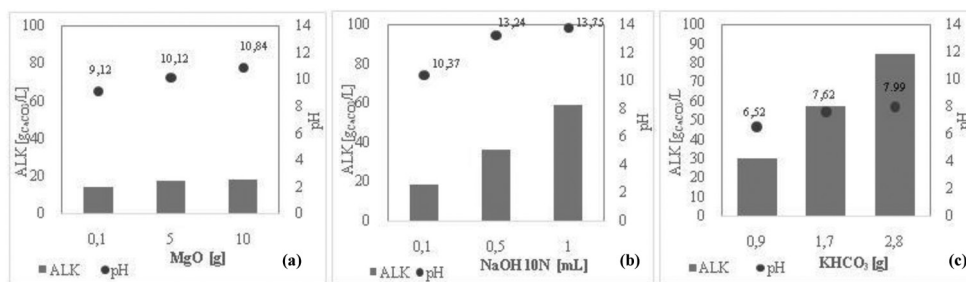


Fig. 2 – Alcalinità e pH dopo la correzione del percolato con MgO (a); NaOH (b); KHCO_3 (c)

2.2.3 Fase di Start-up

Nella fase di start-up, della durata di circa 40 giorni, l'impianto è stato alimentato con carichi compresi tra $0,4\text{kg}_{\text{COD}_0}/\text{m}^3\text{d}$ e $2,75\text{kg}_{\text{COD}_0}/\text{m}^3\text{d}$. Durante tale periodo, al fine di verificare la stabilità del processo, sono stati monitorati prevalentemente pH, conducibilità e rapporto VFA/ALK. I risultati sperimentali hanno evidenziato come il pH si sia attestato stabilmente nel range compreso tra 6,8 e 8,1 (Fig.3a). Analogamente, il rapporto VFA/ALK, dopo i primi 10 giorni, si è mantenuto a valori, inferiori a 0,5, idonei per il processo digestivo. La conducibilità, per effetto della correzione del percolato, è aumentata fino a circa 24 mS/cm.

Avendo verificato il raggiungimento di adeguati valori di alcalinità nel digestore, al fine di evitare ulteriori incrementi del contenuto di sali disciolti, nella successiva fase operativa è stata interrotta la correzione del percolato alimentato all'impianto.

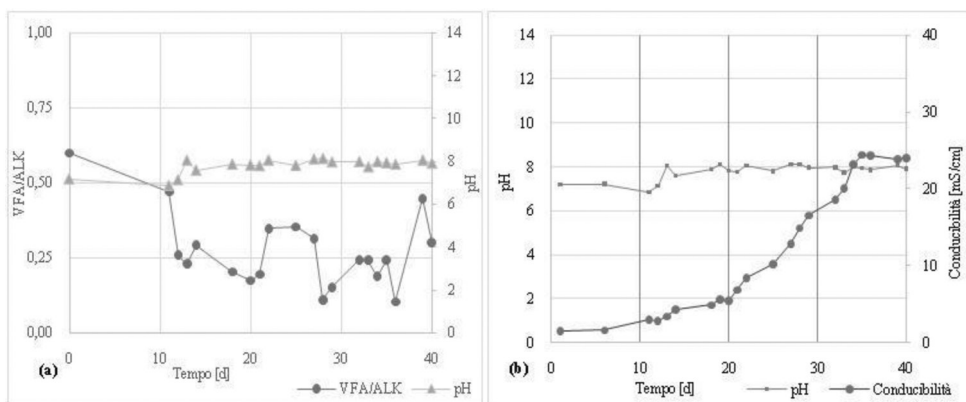


Fig. 3 – Andamento del pH e del rapporto VFA/ALK nella fase di start-up (a); andamento del pH e della conducibilità nella fase di start-up (b)

1.1.4 Fase di monitoraggio in semicontinuo

Nella fase di monitoraggio in semicontinuo, della durata 120 giorni, il carico organico volumetrico è stato fatto variare tra $3,5 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3$ e $30 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$.

Come si può osservare dalla figura (Fig.4a), le produzioni di biogas e metano aumentano in modo pressoché lineare per carichi fino a $15 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$. Le rese di rimozione del COD sono risultate comprese tra il 51% ed il 74%, raggiungendo il valore massimo in corrispondenza di un COV pari a $12 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$.

La massima resa di biogas si è verificata per valori di carico pari a $20 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$, in corrispondenza del quale si raggiunge una produzione giornaliera media di circa 14 NL ed una resa di rimozione del COD pari al 68%. Aumentando ulteriormente il carico organico volumetrico si osserva una cospicua riduzione sia delle rese di produzione sia dei rendimenti di rimozione del COD, che si attestano, questi ultimi, intorno al 49% in corrispondenza dei maggiori valori di COV testati.

Dall'analisi della Fig. 4b, è possibile osservare come, a valori del carico volumetrico di $20 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$, con il quale si hanno le massime rese di produzione, corrisponda un rapporto VFA/ALK di poco superiore a $0,4 \text{ g}_{\text{CH}_3\text{COOH}}/\text{g}_{\text{C}_a\text{CO}_3}$. Il rapporto, successivamente, cresce rapidamente con il COV fino a raggiungere valori superiori all'unità. Tale condizione, chiaramente non adeguata per il corretto svolgimento del processo di digestione, è congruente con la sensibile diminuzione delle produzioni di biogas osservata (Fig. 4a). Pertanto, è possibile identificare in $0,4 \text{ g}_{\text{CH}_3\text{COOH}}/\text{g}_{\text{C}_a\text{CO}_3}$ il massimo rapporto VFA/ALK tollerabile nel trattamento dei percolati di compostaggio.

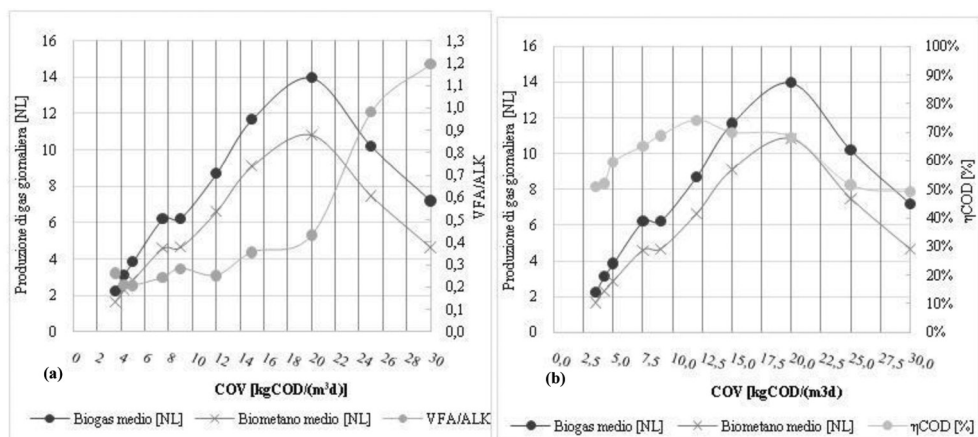


Fig. 4 – Produzione di biogas e rapporto VFA/ALK in funzione del COV (a); produzione di biogas e percentuale di abbattimento del COD in funzione del COV (b)

3. Conclusioni

I risultati ottenuti dalle sperimentazioni condotte hanno messo in evidenza la possibilità di impiegare efficacemente il percolato da FORSU per la produzione di biogas in impianti di digestione anaerobica di tipo CSTR. In effetti, nei 160 giorni in cui l'impianto è stato testato, la produzione cumulata di biogas si è assestata al valore di 533,5 NL, mentre quella di biometano è risultata di circa 394 NL. La condizione più favorevole è stata osservata per un carico organico volumetrico applicato pari a $20 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$, cui corrispondono tempi di detenzione di circa 2,7 giorni. In tali condizioni, sono stati raggiunti abbattimenti del COD del 68%, rese specifiche di produzione di biogas di circa $34,7 \text{ L}_{\text{biogas}}/\text{L}_{\text{percolato}}$ e percentuali di metano prossime al 70%. Tuttavia, per valori del carico superiori a $20 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{d}$, l'efficienza del processo si è ridotta molto rapidamente. Le indagini hanno consentito di verificare, inoltre, come la digestione evolva efficacemente fino a valori del rapporto VFA/ALK di poco superiori 0,4 $\text{g}_{\text{CH}_3\text{COOH}}/\text{g}_{\text{CaCO}_3}$. Pertanto, per garantire la stabilità del processo ed elevate produzioni di biogas, è indispensabile mantenere i parametri operativi ai valori individuati dalle indagini condotte.

Bibliografia

- [1] ISPRA. *Rapporto Rifiuti Urbani - Edizione 2017*. Roma: ISPRA, 2017.
- [2] Maynard A. A., *Compost: the process and research*. The Connecticut Agricultural Experiment Station, 2000.
- [3] Hartman, H., Ahring, B.K., *Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview*. Water Science and Technology 53 (8), 7–22, 2006
- [4] Satoto E, Nayono, Winter J., Gallert C., *Anaerobic digestion of pressed off leachate from the organic fraction of municipal solid waste*. Waste Management 30-2010.
- [5] Khanal S., *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: principles and Application*. Wiley-Blackwell 2008.
- [6] Vismara R., Canziani R., Malpei F., Piccinini S., *Biogas da agrozootecnica e agroindustria*; Dario Flaccovio Editore; 2011.
- [7] APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edn*. American Public Health Association and Water Environment Federation. 1998, Washington DC, USA.

Monitoraggio dell'autocompostaggio in due Consorzi di gestione dei rifiuti del Piemonte: metodologia e risultati

Riccardo Marchesi, r.marchesi@corintea.it e Fabrizio Romboli (Corintea soc. coop. Torino)

Riassunto

Si relaziona sui risultati relativi ad attività di monitoraggio dell'autocompostaggio condotta su un ampio campione di utenze (circa 2.800) di 25 Comuni appartenenti a due Consorzi piemontesi, il Consorzio CISA di Ciriè (TO) ed il Consorzio COSRAB di Biella, condotti nel periodo autunno-inverno 2017-2018. L'attività è consistita nella rilevazione di una serie di dati ed informazioni di tipo anagrafico e di carattere tecnico, «obbligatorie» per l'Albo Compostatori (secondo le specifiche fissate dalla Regione Piemonte) oppure complementari, utili a comprendere come viene affrontato e gestito il compostaggio; infine ogni verifica è stata formalizzata con un esito, dal quale è dipeso il mantenimento o meno dell'iscrizione all'Albo Compostatori.

Summary

The report is based on the results related to the monitoring activity of auto-composting carried out on a wide sample of users (about 2.800) of 25 Municipalities belonging to two Piedmont's Consortiums, CISA Consortium of Ciriè (TO) and COSRAB of Biella, conducted in the period autumn-winter 2017-2018. The activity consisted on the detection of a set of biographical and technical type of data and informations, «mandatory» for the Register of composting users (according to the specifications fixed by Regione Piemonte) or complementary, useful to understand how composting is addressed and managed. Finally each check has been formalised with an outcome, from which it depended the registration maintenance (or not) to the Register.

1. Introduzione

Il combinato disposto di due provvedimenti normativi degli ultimi anni, che prevedono da un lato che alle utenze domestiche che effettuano compostaggio aerobico individuale per i propri rifiuti organici da cucina, sfalci e potature da giardino, sia applicata una riduzione della tariffa dovuta per la gestione dei rifiuti urbani (art. 183 comma 1 lettera e) del D. Lgs. 152/06 e s.m.i.) e che dall'altro lato prevedono la possibilità di conteggiare l'autocompostaggio nella raccolta differenziata, purché i Comuni abbiano disciplinato questa attività e che possano quindi garantire la tracciabilità e il controllo (Decreto del Ministero dell'Ambiente del 26 maggio 2016, recepito dalle Regioni [1]) hanno determinato, per tutti quelli che non l'abbiano già fatto, l'esigenza di istituire il cosiddetto Albo Compostatori e di procedere con un monitoraggio serio e puntuale.

In quest'ottica la Regione Piemonte ha emanato nel marzo 2017 un bando per la concessione di contributi a Comuni, singoli o associati, per interventi di diffusione dell'autocompostaggio effettuato da utenze domestiche e non domestiche, ai sensi della DGR n. 23-4148 del 2/11/16, aventi per oggetto spese di informazione, formazione e comunicazione, messa a

punto di strumenti amministrativi (es. Regolamenti), monitoraggio, verifica e controllo degli utenti, eventuale riprogettazione della raccolta dell'organico. Pertanto, le iniziative realizzate dal Consorzio CISA di Ciriè (TO) e dal Consorzio COSRAB di Biella sono state finanziate dall'Assessorato all'Ambiente della Regione Piemonte,

2. Relazione

2.1 *Materiali e metodi*

Il progetto ha riguardato i comuni di Balangero, Barbania, Cafasse, Corio, Fiano, Front, Germagnano, Givoletto, La Cassa, Lanzo T.se, Rocca C.se, Val della Torre, Varisella, Vauda C.se, per il Consorzio CISA di Ciriè ed i comuni di Bioglio, Casapinta, Cerrione, Mottalciata, Pollone, Roppolo, Soprana, Vallanzengo, Valle San Nicolao, Veglio, Viverone, per il Consorzio COSRAB di Biella. I due Consorzi nel passato hanno lavorato con la Regione Piemonte nel mettere a punto metodologie di promozione dell'autocompostaggio, nell'ambito del Progetto europeo R2D2, finanziato dal Programma di cooperazione transfrontaliera Italia Francia Alcotra 2007-2014 [2].

Le attività di sopralluogo presso le utenze sono state precedute da una serie di incontri con tecnici ed amministratori comunali al fine di sensibilizzare ed informare sul tema dell'autocompostaggio, sugli aspetti amministrativi e tariffari, sulle modalità di effettuazione delle verifiche e sui criteri di valutazione. Si è poi proceduto alla redazione dei Regolamenti Comunali istitutivi dell'Albo Compostatori secondo gli indirizzi regionali ed alla successiva approvazione da parte dei Consigli Comunali.

Sono stati quindi promossi e realizzati dei corsi rivolti ai cittadini, articolati in una serata teorica ed una mezza giornata (sabato) di carattere prevalentemente pratico.

Infine, è stata progettata e validata la metodologia di effettuazione delle verifiche. Questa ha previsto un protocollo operativo, un questionario di valutazione compilato in occasione del sopralluogo ed una scheda di esito, da far sottoscrivere congiuntamente dal tecnico e dall'utente.

Gli incaricati delle verifiche, laureati in Scienze Agrarie o Forestali, erano resi riconoscibili da apposito tesserino con fotografia e dotati di lettera di incarico da parte dei Consorzi. Generalmente i tecnici sono stati accompagnati da personale dei Comuni, favorendo quindi l'accesso alle aree private in cui avviene l'autocompostaggio.

Le informazioni raccolte sono state registrate su "cloud" (modulo Google), attraverso l'uso di tablet. Purtroppo in diverse località l'assenza di copertura da parte del fornitore del servizio dati ha costretto i rilevatori ad utilizzare una "tradizionale" scheda cartacea e ad inserire successivamente i dati e le informazioni rilevati sul modulo Google.

Alcune informazioni sono "obbligatorie", perché richieste dalle prescrizioni regionali e comunque dai regolamenti istitutivi dell'Albo Compostatori:

- ID utenza tributo;
- numero di componenti;
- modalità di effettuazione dell'autocompostaggio: composter acquistato/fornito, composter fai da te, buca, cumulo, concimaia agricola, altro ecc.;
- volume compostiera;
- data controllo;
- cognome e nome del rilevatore;
- verifica della formazione dell'utenza all'autocompostaggio e se positiva, luogo e data del corso;
- esito del controllo;
- recapiti dell'utenza (email, cell.).

Altre informazioni registrate sono finalizzate a conoscere meglio le motivazioni dell'esito della verifica, la soddisfazione dell'utente, le criticità riscontrate.

Si è anche provveduto alla misurazione della temperatura all'interno della massa in trasformazione con un'apposita sonda.

Si è inoltre effettuato anche un controllo sul rifiuto indifferenziato (contenitore di raccolta assegnato dal Consorzio) al fine di verificare la presenza palese di scarti di cucina, che viceversa, secondo gli impegni presi dagli utenti, dovrebbero essere compostati.

Il modulo Google compilato è stato scaricato in formato foglio elettronico (es. Excel) e quindi costituisce un database perfettamente interfacciabile, grazie agli ID, agli elenchi degli Albi Compostatori comunali elaborati in base alle nuove norme stabilite nell'ambito del progetto. La fig. 1 riporta un segmento della maschera di inserimento dei dati del modulo Google:

Fig. 1 – Maschera di inserimento modulo Google

Durante ogni sopralluogo sono state scattate 1/2 foto digitali georeferenziate.

Al termine della visita è stato compilato e sottoscritto il verbale formale dell'esito (scheda di valutazione), secondo tre livelli di giudizio

- valutazione positiva
- valutazione accettabile (da rivedere entro un anno)
- valutazione negativa.

Nei casi di valutazione non positiva sono anche state registrate le relative motivazioni.

Le verifiche sono state effettuate nel periodo dal 02/10/2017 al 30/11/2017 nei Comuni di CISA e dal 29/01/2018 al 09/03/2018 nei Comuni di COSRAB.

Tutte le iniziative sono state supportate da una campagna di comunicazione, basata sia su strumenti cartacei (opuscoli informativi, manifesti, locandine, cartoline, sia attraverso i media (giornali locali) ed il WEB (sito dei Consorzi e dei Comuni, Mondocompost - <http://www.mondocompost.it/>, i social network).

2.2. Risultati

Complessivamente sono state effettuate 2.822 verifiche, comprensive delle utenze il cui intestatario è deceduto (e il compostaggio viene dismesso) o si è trasferito.

Va sottolineato come nel complesso le utenze per le quali si è cercato di effettuare il sopralluogo sono state oltre 3.700. Una porzione importante (circa il 25%) non è stata trovata, alcune utenze hanno negato l'accesso o la presenza di cani non adeguatamente sorvegliati ha sconsigliato l'accesso ai siti di autocompostaggio.

Tra le informazioni rilevate e registrate presso le utenze sottoposte a verifica, con esclusione di quelle che hanno avuto esito negativo (di fatto non compostavano), si riportano di seguito quelle ritenute di maggiore rilevanza.

n° componenti	1	2	3	4	5	6	7	totale
%	20,7%	41,7%	19,1%	12,7%	4,1%	1,2%	0,5%	100%

Tab. 1 – Ripartizione % delle famiglie oggetto di verifica in funzione del n. di componenti

età	0-18	19-30	31-45	46-65	>65	totale
%	0.0%	0.4%	6.2%	36.7%	56.7%	100%

Tab. 2 – Ripartizione % delle fasce di età delle persone che seguono l'autocompostaggio nelle utenze oggetto di verifica

Si conferma quindi che l'età delle persone che praticano l'autocompostaggio è tendenzialmente elevata, con una larga maggioranza di persone oltre i 65 anni e solo il 7% con meno di 45 anni. A rafforzare questa affermazione ci sono i dati della Tab. 1, che concentra la percentuale più alta nelle famiglie con meno componenti.

L'utente ha seguito corsi di compostaggio?	SI	NO	totale
	11.8%	88.2%	100%

Tab. 3 – Incidenza % delle utenze nelle quali almeno una persona ha seguito i corsi sul compostaggio realizzati dai Consorzi o dai Comuni, in quelle oggetto di verifica

Nonostante i due Consorzi abbiano organizzato periodicamente dei corsi, la gran parte dei compostatori effettuano tale pratica su base empirica, come anche evidenziato dalle risposte a domande successive.

Compostiera fornita dal Consorzio/Comune	42,9%
Compostiera acquistata autonomamente	5,3%
Compostiera "fai da te"	8,0%
Cumulo	28,8%
Buca	11,3%
Concimaia agricola	3,7%
Totale	100%

Tab. 4 – Ripartizione % di principali metodi utilizzati per l'auto compostaggio nelle utenze oggetto di verifica

È interessante notare come i metodi più tradizionali del "cumulo" e della "buca" siano ancora largamente utilizzati, soprattutto nei contesti più rurali. La compostiera rimane comunque in generale il metodo preponderante, in particolare con l'utilizzo di quella in plastica fornita a prezzo agevolato dai Consorzi o dai Comuni.

volumetria	200	300	400	500	600	700	800	900	100	totale
%	1,2%	38,2%	30,4%	8,1%	7,3%	5,9%	5,8%	1,4%	1,6%	100%

Tab. 5 – Ripartizione % delle volumetrie delle compostiere nelle utenze oggetto di verifica

Di fatto vi è la prevalenza delle volumetrie delle compostiere fornite dai Consorzi in questi anni.

Si riportano poi altri elementi tecnici rilevati e ritenuti di interesse, in particolare le azioni da svolgere periodicamente secondo i criteri di buona pratica.

	MAI	RARAMENTE	SPESSE	totale
aggiunta materiale STRUTTURANTE	8,5%	47,1%	44,3%	100%
controllo dell' UMIDITA'	14,6%	45,7%	39,7%	
ARIEGGIAMENTO	10,5%	39,7%	49,8%	

Tab. 6 – Ripartizione % delle tre diverse azioni da effettuare con qualsiasi metodo

Questi risultati denotano, in una larga fascia di utenti, un approccio prevalentemente empirico, con una conoscenza dei principi tecnici del processo abbastanza limitata.

È stata poi indagata la presenza di criticità, reali o comunque percepite come tali dalle utenze. Queste sono state rilevate solo nel 6,3% dei casi. Le casistiche segnalate sono le seguenti.

Sì, odori	14,8%
Sì, compost scadente	0,0%
Sì, insetti (ad es. moscerini)	13,6%
Sì, roditori	57,4%
Sì, animali selvatici	5,8%
Altro (ad es. colombi, talpe)	8,4%
totale	100%

Tab. 7 – Ripartizione % delle problematiche che alcuni utenti intervistati hanno riscontrato

Infine è stata indagata la soddisfazione complessiva degli utenti.

soddisfazione	OTTIMA	BUONA	SCARSA	totale
%	94,1%	5,5%	0,4%	100%

Tab. 8 – Ripartizione % dei livelli di soddisfazione per il proprio autocompostaggio nelle utenze oggetto di verifica

Va sottolineato come tutti coloro che effettivamente praticano il compostaggio, con rarissime eccezioni, sono soddisfatti di questa pratica. Questa è sicuramente una leva importante su cui puntare per la sua diffusione ulteriore. La fig. 2 riporta l'esito della valutazione formale effettuata dal tecnico rilevatore.

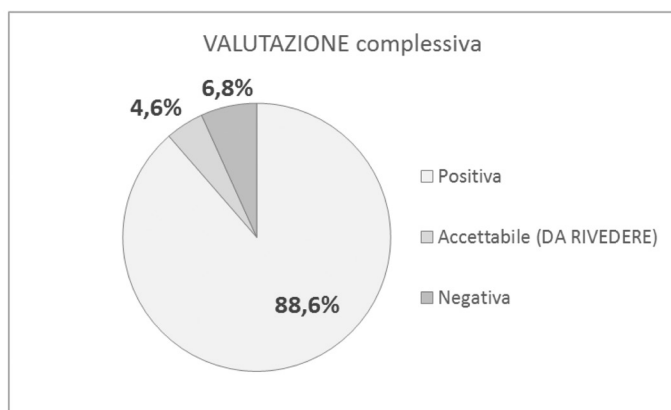


Fig. 2 – Ripartizione % dei livelli di valutazione nelle utenze oggetto di verifica

Il dato è estremamente interessante e positivo: quasi il 90% delle utenze verificate effettua correttamente l'autocompostaggio e non conferisce la frazione organica nei circuiti di raccolta dei rifiuti, differenziati o non. Una quota del 4,6% ha importanti lacune, ma sostanzialmente è "recuperabile" e quindi l'iscrizione all'Albo viene confermata, ma sarà effettuata una nuova verifica nei prossimi mesi. Un'ultima quota del 4,6% non pratica l'autocompostaggio e viene depennata dall'Albo Compostatori.

3. Conclusioni

L'esito della campagna di monitoraggi e delle informazioni raccolte presso le utenze conferma che l'autocompostaggio è una pratica relativamente facile, effettuabile anche con un approccio "empirico" e che normalmente appassiona e lascia soddisfatti gli utenti.

Nel contesto territoriale in oggetto coinvolge prevalentemente fasce di popolazione anziana e le modalità adottate indicano che la pratica riguarda per lo più famiglie con forte connotazione culturale rurale. Emergono quindi larghe potenzialità di ulteriore diffusione verso un pubblico più giovane e di estrazione urbana. Vanno quindi creati nuovi strumenti e nuovi «linguaggi» per diffondere il compostaggio presso questi target, ad esempio con la creazione di «community» (come ad esempio Mondocompost in Abruzzo o Compost Sharing In Emilia-Romagna).

Bibliografia

- [1] Regione Piemonte - D.G.R. 3 Novembre 2017, n. 15-5870. "D.lgs 152/2006 e s.m.i. L.R. 24/02 - Approvazione del metodo normalizzato per il calcolo della percentuale di raccolta differenziata dei rifiuti urbani ai sensi del D.M. 26 maggio 2016....omissis" Bollettino Ufficiale n. 45 del 09 / 11 / 2017.
- [2] **Riccardo Marchesi, Claudia Bianco, Enrico Accotto, Paola Bernardeschi**, 2011 - Guida metodologica per la promozione del compostaggio domestico. Atti dei seminari di ECOMONDO 2011.

WASTE MANAGEMENT AND VALORIZATION

LA GESTIONE DEI RIFIUTI PERICOLOSI: TUTELA DELLA SALUTE E DELL'AMBIENTE, LEGALITÀ ED ECONOMIA CIRCOLARE

Sebbene rappresentino una piccola parte dei rifiuti prodotti, i rifiuti pericolosi rimangono un flusso di prioritaria importanza in quanto una loro cattiva gestione può comportare ricadute negative sulla salute e l'ambiente. La sessione approfondisce gli aspetti principali della gestione dei rifiuti pericolosi, la normativa di riferimento, le modalità e le tecnologie di trattamento. Utilitalia ritiene importante promuovere la discussione e il confronto sulla necessità di una strategia (europea e nazionale) di gestione dei rifiuti pericolosi sia di origine domestica che industriale, sui vincoli e gli obiettivi di raccolta e gestione, con un focus particolare sulle difficoltà che la situazione nazionale deve superare (deficit impiantistico, esportazione, smaltimento illegale ecc.).

A cura di: **UTILITALIA e Comitato Tecnico Scientifico Ecomondo**

Presidente di sessione:

- Federico Foschini, *Vice Presidente Municipal Waste Europe*

Problematiche di inertizzazione dell'amianto in Italia

Sergio Clarelli, presidente@assoamianto.it, ASSOAMIANTO, Milano

Riassunto

La normativa italiana prende in considerazione i processi di trattamento finalizzati alla totale trasformazione cristallochimica dell'amianto, rendendo così possibile il suo riutilizzo, qualora siano rispettati specifici requisiti. Questa possibilità ha dato l'avvio alla definizione di numerose iniziative per l'impiego su scala nazionale di tecnologie innovative di smaltimento, in sostituzione della discarica, con la conseguente brevettazione di molteplici processi industriali, ciascuno con modalità e procedure differenti, secondo i quali è resa possibile la trasformazione cristallochimica totale dell'amianto. Sussistono però rilevanti criticità connesse a questi impianti di inertizzazione dell'amianto, che, di fatto, in Italia non sono tuttora operanti. Ai fini della fattibilità di questi impianti di inertizzazione dell'amianto, ASSOAMIANTO ha formulato alcune proposte operative.

Summary

The Italian legislation takes into consideration the treatment processes aimed at the total crystallochemical transformation of asbestos, thus making it possible to reuse it, if specific requirements are met. This possibility gave rise to the definition of numerous initiatives for the use on a national scale of innovative disposal technologies, replacing the landfill, with the consequent patenting of multiple industrial processes, each with different methods and procedures, according to which the total crystallochemical transformation of asbestos is made possible. However, there are significant problems related to these plants of inerting the asbestos, which, in fact, are still not operating in Italy. For the feasibility of these asbestos inertization plants, ASSOAMIANTO has formulated some operative proposals.

1. Introduzione

Il Decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio, di concerto con il Ministro della salute e con il Ministro delle attività produttive, 29 luglio 2004, n. 248, recante il "Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto", prende in considerazione, tra l'altro, i processi di trattamento finalizzati alla totale trasformazione cristallochimica dell'amianto, rendendo così possibile il suo riutilizzo.

Inoltre, tale Decreto mette in evidenza, tra l'altro, che, per *trattamento con modificazione totale della struttura cristallochimica* s'intende il processo che annulla la presenza di amianto, consentendone il riutilizzo come materia prima e che, per *riutilizzo come materia prima* s'intende l'attività successiva al trattamento che modifica completamente la struttura cristallochimica dell'amianto e pertanto esclusa dalla normativa sui rifiuti. I materiali finali derivanti dai trattamenti che modificano completamente la struttura cristallochimica dell'amianto e che quindi ne annullano la pericolosità sono destinati al riutilizzo come materia prima qualora rispettino i requisiti fissati dal Decreto n. 248/2004. Tali materiali devono soddisfare in particolare i

requisiti di cui all'allegato 2 del Decreto del Ministero dell'industria, commercio e artigianato 12 febbraio 1997, recante criteri per l'omologazione dei prodotti sostitutivi dell'amianto.

2. Relazione

In base al Decreto Legislativo 13 gennaio 2003, n. 36 "Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti" rientrano nel termine di trattamento: "i processi fisici, termici, chimici o biologici, incluse le operazioni di cernita, che modificano le caratteristiche dei rifiuti, allo scopo di ridurre il volume o la natura pericolosa, di facilitarne il trasporto, di agevolare il recupero o di favorirne lo smaltimento in condizioni di sicurezza".

Inoltre, il citato Decreto ministeriale n. 248/2004 ribadisce e chiarisce, tra l'altro, che:

- Per *trattamenti* s'intendono i processi fisici, termici, chimici o biologici che modificano le caratteristiche dei rifiuti allo scopo di ridurre il volume o la natura pericolosa, di facilitarne il trasporto, di agevolare il recupero o di favorirne lo smaltimento in condizioni di sicurezza;
- Per *trattamento con modificazione totale della struttura cristallografica* s'intende il processo che annulla la presenza di amianto, consentendone il riutilizzo come materia prima;
- Per *riutilizzo come materia prima* s'intende l'attività successiva al trattamento che modifica completamente la struttura cristallografica dell'amianto e pertanto esclusa dalla normativa sui rifiuti.

Per quanto riguarda in particolare il trattamento con *modificazione della struttura cristallina*, il citato Decreto Ministeriale 29 luglio 2004, n. 248 stabilisce che il materiale ottenuto a seguito di trattamenti dei rifiuti di amianto o contenenti amianto con *modificazione parziale* della struttura cristallografica possono essere destinati soltanto alla discarica. Tra questi sono compresi i trattamenti che permettono di ottenere materiali stabilizzati o parzialmente stabilizzati.

2.1 La cessazione della qualifica di rifiuto e il riutilizzo dei rifiuti di amianto come materia prima
Il Decreto Legislativo 3 dicembre 2010, n. 205, recante "Disposizioni di attuazione della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive" ha introdotto il concetto della cessazione della qualifica di rifiuto, di cui all'articolo 184-ter del Codice dell'ambiente (D.Lgs. 3 aprile 2006, n.152).

In base a tale principio, in sostituzione quindi di quello della materia prima secondaria (MPS), precedentemente previsto, un rifiuto cessa di essere tale, quando è stato sottoposto a un'operazione di recupero, incluso il riciclaggio e la preparazione per il riutilizzo e soddisfatti criteri specifici.

Inoltre, come indicato nel Decreto ministeriale 29 luglio 2004, n. 248, i trattamenti che modificano completamente la struttura cristallografica dell'amianto e che quindi annullano la pericolosità connessa ai minerali di amianto sono distinti in: *modificazione chimica, modificazione mecanochimica, litificazione, vetrificazione, vetroceramizzazione, litizzazione pirolitica, produzione di clinker e ceramizzazione*.

In breve, i suddetti trattamenti consistono:

- nella modificazione della struttura del rifiuto e precipitazione (modificazione chimica);
- nella distruzione meccanica della struttura cristallina (modificazione mecanochimica);
- nella fusione a 1300-1450 °C (litificazione);
- nella fusione con additivi a 1000-1300 °C (vetrificazione);
- in una ri-cristallizzazione a 700-900 °C e fusione a 1300 °C (vetroceramizzazione);
- in una fusione in forni per argilla (litizzazione pirolitica);
- in una fusione con calcare ed argilla (produzione di clinker);
- nella cottura a temperatura superiore a 700 °C (ceramizzazione).

Inoltre, il Decreto n. 248/2004 precisa che i materiali sottoposti ad operazioni di trattamento devono avere i requisiti dei prodotti sostitutivi dell'amianto, ai sensi di cui all'Allegato 2 del Decreto del Ministero dell'industria, commercio e artigianato 12 febbraio 1997, per cui, in

primis, devono essere esenti da amianto, vale a dire che il loro esame con tecniche di microscopia elettronica analitica (SEM) non deve evidenziare presenza di fibre di amianto. Essi devono essere altresì considerati equivalenti ai materiali ottenuti da materie prime, qualora possiedano analoghe caratteristiche merceologiche per la loro commercializzazione ed impiego e come tali dovranno essere riutilizzati.

2.2 La necessità dell'implementazione delle tecnologie innovative di smaltimento dell'amianto

In data 30 settembre 2011, a Ferrara, nell'ambito del RemTech Expo 2011, *Remediation Technologies*, 5° Salone sulle Bonifiche dei Siti Contaminati, ASSOAMIANTO ha tenuto l'Evento Speciale, Seminario Nazionale sul tema *"Amianto: l'Italia è pronta su scala nazionale all'impiego delle tecnologie innovative di smaltimento, in sostituzione della discarica?"*, nel corso del quale sono state illustrate normative e statistiche specifiche e analizzati i punti di vista dei vari soggetti interessati, compreso enti pubblici. Nel corso dell'Evento, è stato innanzi tutto espresso *l'unanime auspicio della celere realizzazione di questi impianti, sull'intero territorio nazionale, in sostituzione o almeno in alternativa allo smaltimento in discarica.*

Il Parlamento europeo, con la Risoluzione 2012/2065 (INI) del 14 marzo 2013, recante *"Minacce per la salute sul luogo di lavoro legate all'amianto e prospettive di eliminazione di tutto l'amianto esistente"* ha formulato una chiara presa di posizione a favore degli impianti di inertizzazione dell'amianto. A tal proposito si riportano qui di seguito alcuni passaggi di questa risoluzione ove vengono indicati dallo scrivente, in corsivo, le specifiche menzioni inerenti ai suddetti impianti.

- *"...considerando che il conferimento dei rifiuti di amianto in discarica non sembrerebbe il sistema più sicuro per eliminare definitivamente il rilascio di fibre di amianto nell'ambiente (in particolare nell'aria e nelle acque di falda) e che pertanto risulterebbe di gran lunga preferibile optare per impianti di inertizzazione dell'amianto..."*;

- *"...invita la Commissione a promuovere in tutto il territorio dell'Unione la realizzazione di centri di trattamento e inertizzazione dei rifiuti contenenti amianto, prevedendo la graduale cessazione di ogni conferimento in discarica di questi rifiuti..."*;

- *"...sottolinea che, per quanto riguarda la gestione dei rifiuti di amianto, devono altresì essere adottate misure – con il consenso dei cittadini interessati – volte a promuovere e sostenere tanto la ricerca nell'ambito delle alternative ecocompatibili quanto le tecnologie che se ne avvalgono, nonché a garantire procedimenti quali l'inertizzazione dei rifiuti contenenti amianto, ai fini dell'inattivazione delle fibre di amianto attive e della loro conversione in materiali che non mettono a repentaglio la salute pubblica..."*;

- *"...sottolinea che tali rifiuti devono essere smaltiti esclusivamente in specifiche discariche per rifiuti pericolosi, in conformità della direttiva 1999/31/CE, o, previa autorizzazione, essere trattati in appositi impianti, testati e sicuri, di trattamento e inertizzazione, e che la popolazione interessata deve essere informata al riguardo..."*.

Il Piano Nazionale Amianto, del Marzo 2013, che ha visto il coordinamento dei tre Ministeri interessati: Salute, Ambiente e Lavoro, con riferimento alla macroarea Tutela ambientale ed in particolare al *Sub-obiettivo 4 - Ricerca di base ed applicata*, indica tra i temi più rilevanti *"lo sviluppo delle tecniche di inertizzazione/vetrificazione"* e segnala altresì, in relazione all'efficacia dei *"Trattamenti che modificano completamente la struttura cristallo-chimica dell'amianto"* e che quindi ne annullano la pericolosità di cui al D.M. 29 luglio 2004, n. 248, che *"devono essere emanati i relativi decreti applicativi e che allo stato non esistono sul territorio nazionale impianti operativi di tale tipologia."* Pertanto, è come dire che il Governo ha preso atto dell'importanza dell'implementazione di tali impianti, che di fatto al momento essi non sono operativi e soprattutto della necessità di emanare norme che ne disciplinino l'attuazione.

2.3 I brevetti italiani e i brevetti europei di soggetti italiani in materia di inertizzazione dell'amianto

Nel corso del Convegno dell'Istituto Superiore di Sanità del 12 dicembre 2013 su “*Il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti contenenti amianto: situazione italiana*”, tenutosi a Roma il 12 dicembre 2013, ASSOAMIANTO ha presentato i risultati di uno studio sugli impianti di inertizzazione dell'amianto e relativi brevetti registrati presso l'Ufficio Italiano Brevetti e Marchi, della Direzione Generale per la lotta alla contraffazione del Dipartimento dell'Impresa e dell'Innovazione del Ministero dello Sviluppo Economico, con riguardo alle domande depositate a partire dal 1° gennaio 1980, dalla quale è emerso che in Italia risultano brevettati circa 40 impianti e/o processi industriali per la trasformazione cristallografica totale dell'amianto. Inoltre, ha accertato che presso l'Ufficio Europeo dei Brevetti, riguardo alle domande depositate, in Europa risultano brevettati da soggetti italiani circa 15 impianti e/o processi industriali per la medesima trasformazione cristallografica.

2.4 Le principali criticità connesse agli impianti inertizzazione dell'amianto

A seguito di approfondite analisi, ASSOAMIANTO ha rilevato numerose criticità connesse a questi impianti di inertizzazione dell'amianto le quali possono essere distinte in:

- Criticità legate alla normativa vigente;
- Criticità legate ai procedimenti industriali;
- Criticità legate all'impatto sulla collettività.

Criticità legate alla normativa vigente

È innanzitutto essenziale segnalare che la normativa vigente reca rilevanti lacune e/o incongruenze nel settore specifico, le quali a loro volta impediscono di fatto la pratica realizzazione di questi impianti.

Come visto, i processi industriali secondo i quali è resa possibile la trasformazione cristallografica totale dell'amianto, ai sensi del D.M. n. 248/2004, sono molteplici e ciascuno di esso presenta modalità e procedure differenti, come pure diverse sono le rese energetiche.

Alcuni di questi metodi o processi, se non pienamente portati a termine, potrebbero condurre ad una incompleta trasformazione strutturale del materiale in entrata, lasciando quindi inalterate in alcune parti di esso la struttura e le caratteristiche dell'amianto.

Questo pertanto potrebbe comportare la re-immissione sul mercato di materiali solo parzialmente inertizzati, quindi con un loro residuo potenziale di pericolosità, ancorché in misura ridotta in palese contrasto, come visto, con quanto riportato nel Decreto n. 248/2004 il quale precisa, come visto, che i materiali sottoposti a trasformazioni cristallografiche totali devono essere esenti da amianto.

A tal proposito, si osserva che le tecniche in microscopia elettronica “contano” il numero di fibre su un numero di campi scelti su base statistica e che i quantitativi di materiale analizzato sono molto ridotti e quindi scarsamente rappresentativi di produzioni importanti.

Inoltre, tali tecniche utilizzano il conteggio di fibre standard, mentre recenti studi portano a riconsiderare la pericolosità anche di fibre con dimensioni inferiori.

La normativa poi non prevede esattamente norme generali di sicurezza per questi impianti i quali, in ogni caso, dovrebbero essere soggetti in particolare alla vigente normativa sul rischio amianto.

Criticità legate ai procedimenti industriali

Le criticità legate ai procedimenti industriali possono essere distinte in:

- Criticità inerenti alle problematiche progettuali e/o di processo;
- Criticità inerenti alle problematiche di sicurezza;
- Criticità inerenti alle problematiche di emergenza.

Le Criticità inerenti alle problematiche progettuali e/o di processo sono relative alla necessità di:

- Definire con esattezza le tipologie di rifiuti contenenti amianto da sottoporre a trattamento;
- Definire con esattezza le modalità di trattamento preliminare dei RCA in ingresso all'impianto;
- Illustrare nel dettaglio l'intero impianto ed i suoi componenti;
- Illustrare nel dettaglio le varie procedure e fasi della lavorazione;
- Illustrare le modalità di gestione dei RCA nelle varie zone dell'impianto;
- Definire con esattezza i parametri gestionali;
- Definire con esattezza le tipologie e modalità di verifiche del processo di inertizzazione;
- Definire con esattezza le modalità di gestione del prodotto inertizzato.

Le Criticità inerenti alle problematiche di sicurezza sono relative alla necessità di:

- Definire con esattezza tutti i rischi connessi all'impianto;
- Definire con esattezza le procedure di sicurezza dell'impianto;
- Definire con esattezza i protocolli di sorveglianza interna di processo;
- Definire con esattezza i protocolli di campionamento, analisi e controanalisi per le diverse fasi ed aree dell'impianto;
- Definire con esattezza la formazione, l'informazione, le protezioni e la sorveglianza sanitaria dei lavoratori addetti;
- Individuazione di una Figura Responsabile per la sicurezza amianto, definendone le responsabilità.

Le Criticità inerenti alle problematiche di emergenza sono relative alla necessità di:

- Definire in modo puntuale le procedure di emergenza dell'impianto;
- Definire gli strumenti per la gestione delle emergenze;
- Definire i ruoli del personale addetto alle emergenze.

Criticità legate all'impatto sulla collettività

Le popolazioni interessate a questi impianti sono generalmente quelle che si trovano in territori nei quali sono state ipotizzate le loro realizzazioni. Le contrarietà e diffidenza di tali popolazioni alla realizzazione di questi impianti è dovuta sostanzialmente al fatto che si tratta di nuove tecnologie, conseguenti unicamente a sperimentazioni eseguite prevalentemente in laboratorio, per cui non vi sono certezze sia per quanto riguarda che tutto l'amianto venga inertizzato sia che vi possano essere dispersioni incontrollabili di fibre di amianto nell'ambiente esterno.

E pertanto necessario:

- Attuare campagne informative per le popolazioni coinvolte;
- Definire e divulgare compiti e ruoli dei soggetti controllori pubblici;
- Divulgare in modo costante le risultanze delle attività dei soggetti coinvolti.

2.5 Le proposte di ASSOAMIANTO per la fattibilità degli impianti inertizzazione dell'amianto
ASSOAMIANTO è pienamente favorevole alla implementazione di questi impianti di inertizzazione dell'amianto, fatte salve tutte le norme da introdurre per la loro corretta realizzazione e gestione e si dichiara disponibile ad offrire il proprio contributo per la risoluzione delle criticità evidenziate. Le proposte di ASSOAMIANTO per la fattibilità degli impianti di inertizzazione dell'amianto sono finalizzate di fatto a colmare le suddette criticità.

Occorre pertanto, per ogni impianto, ad esempio la seguente pianificazione, oltre a tutti gli atti autorizzativi:

- *Piano di gestione operativa dell'impianto (PIGO)*, necessario per la definizione di criteri e misure tecniche per la gestione dell'impianto e delle modalità di chiusura dello stesso;
- *Piano di gestione post operativa dell'impianto (PIGEPO)* .per la definizione dei programmi di sorveglianza e controllo successivi alla chiusura;
- *Piano di sorveglianza, controllo e sicurezza dell'impianto (PISCOS)*, utile per la definizione

dei criteri e delle misure tecniche in fase di realizzazione, gestione e post-chiusura dell'impianto, nonché per la definizione delle misure di prevenzione e protezione del personale e dell'ambiente, dei controlli, dei metodi, dei monitoraggi e delle verifiche;

- *Piano di ripristino ambientale* (PRA), utile per la definizione delle modalità e degli obiettivi di recupero nella fase di post-chiusura dell'impianto e per la sistemazione finale;

- *Piano finanziario* (PF), utile per la definizione dei costi di costruzione, di gestione e di chiusura dell'impianto, nonché dei prezzi applicati per il conferimento.

È poi necessario:

- Introdurre una *Figura responsabile per alta sorveglianza amianto* (ASA) con compiti di sorveglianza, controllo e coordinamento di tutte le attività dell'impianto ai fini della sicurezza amianto per la protezione del personale e dell'ambiente esterno;

- Definire precisi ruoli, compiti e responsabilità della Figura Responsabile ASA e di tutti i soggetti interessati.

In particolare occorre definire:

- Le procedure per il monitoraggio ambientale e le soglie di allarme internamente ed esternamente all'impianto;

- Le procedure per il Piano di sorveglianza, controllo e sicurezza dell'impianto (PISCOS);

- I criteri e modalità di trattamento dei rifiuti;

- Le attività vietate nell'impianto e nella zona interessata.

È altresì necessario definire nel dettaglio:

- Le procedure di registrazione dei rifiuti in entrata e del materiale in uscita;

- Le modalità di protezione del personale dell'impianto;

- L'informazione, la formazione e l'aggiornamento continui del personale dell'impianto, in particolare sul rischio amianto;

- Le procedure e le modalità di analisi dei campioni ex D.M.12/02/97;

- Le misure da adottare dopo la chiusura dell'impianto.

3. Conclusioni

Nel 2004, in Italia, si sono aperti nuovi orizzonti per i rifiuti di amianto o contenenti amianto, perché, a livello legislativo, è stato previsto il loro riutilizzo come materia prima, dopo che essi sono stati sottoposti a trattamenti destinati ad eliminare qualsiasi pericolosità residua.

Sono state perciò previste e brevettate, sia in Italia sia in Europa, da parte di soggetti italiani, diverse soluzioni tecnologiche innovative, finalizzate alla trasformazione cristallografica totale dell'amianto, vale a dire processi e impianti industriali per l'inertizzazione dell'amianto.

Le numerose e rilevanti criticità riscontrate, in relazione principalmente alla gestione di questi impianti, non hanno però finora consentito la loro implementazione al livello nazionale e, infatti, in Italia attualmente mancano impianti operanti, di questo tipo. Queste criticità sono sostanzialmente connesse alla carenza della normativa vigente, a problematiche inerenti alla gestione dei procedimenti industriali e sono anche legate all'impatto sulla collettività.

È strettamente indispensabile perciò risolvere gli ostacoli all'impiego dei suddetti processi industriali per cui, al fine di fornire un utile contributo operativo, ASSOAMIANTO ha formulato un progetto di pianificazione e alcune proposte operative.

Bibliografia

[1] **Clarelli S.**, *Inertization of asbestos waste: italian situation*, Forensic sciences in Waste management and contaminated sites, TVF2018, Treviso Forensic, 09/2018;

[2] **Clarelli S.**, *Lo smaltimento innovativo dell'amianto. Stato dell'arte degli impianti di inertizzazione*. in Geologia dell'Ambiente, "Rischio amianto in Italia: da minerale pregiato a minaccia per la salute e per l'ambiente", SIGEA, Società Italiana di Geologia Ambientale, Supplemento n. 4/2017;

- [3] **Clarelli S.**, *Osservatorio Amianto. Amianto: il quadro normativo e le tecnologie disponibili. Una strada alternativa alla via per la discarica*, Ambiente & Sicurezza, New Business Media, n. 11/2017;
- [4] **Clarelli S.**, *Sostanze pericolose. Inertizzazione dell'amianto: quali proposte per l'Italia?*, Ambiente & Sicurezza, New Business Media, n. 9/2014;
- [5] **Clarelli S.**, *Le problematiche di inertizzazione dell'amianto*, il Giornale dell'ingegnere n. 5/2014;
- [6] **Clarelli S.**, *Impianti di Inertizzazione dell'amianto: Stato dell'arte*, Atti Convegno Nazionale, Istituto Superiore di Sanità, "Il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti contenenti amianto: situazione italiana", Roma, 12/12/2013;
- [7] **Clarelli S.**, "Amianto: bonificare i siti con lo smaltimento di rifiuti. Ambiente & Sicurezza, Il Sole 24 Ore, n. 21/2011.

Valorizzazione delle polveri di acciaieria come materia prima seconda. Usi attuali e possibili utilizzi dal punto di vista dell'economia circolare

*Alessio Salvatore Magro¹ alemagro96@gmail.com, Giorgio Fichera¹, Sergio Salvatore Fichera¹,
Michael Maricchiolo¹, Alberto Bertino², Antonio Zerbo¹*

*¹ Università di Catania – Dipartimento di Economia e Impresa, Corso Italia 55
– 95129 – Catania (Italia)*

² Acciaierie di Sicilia S.p.A. – Via Passo Cavaliere 1 – 95121 – Catania (Italia)

Riassunto

Il settore metallurgico è un settore altamente impattante. La materia prima utilizzata nel ciclo produttivo preso in esame è materiale di recupero, proveniente principalmente dalla demolizione dei veicoli e dal recupero di rottame ferroso. L'impianto presente nell'azienda presa in esame, Acciaierie di Sicilia, azienda sita a Catania e altamente all'avanguardia, restituisce come prodotto di scarto polveri ricche di metalli non ferrosi come piombo, zinco, nichel, cromo, classificate come rifiuti speciali e pericolosi. Al momento queste polveri vengono inviate ad un impianto Waelz, che ne recupera alcune componenti che vengono riutilizzate in altri cicli produttivi. Le polveri di cui sopra, che conservano ancora un valore di mercato, piuttosto che essere mandate in discarica vengono valorizzate e usate nuovamente come materie prime seconde. Obiettivo di questo studio è esaminare l'attuale gestione di queste scorie e indagare le alternative all'attuale uso chimico-industriale delle suddette polveri, ed eventuali metodiche per valorizzarle all'interno del mercato moderno.

Summary

The metallurgical industry has a significant impact on the environment. The raw material used in the productive cycle is recycled material that comes mainly from the demolition of vehicles and the recovery of scrap metal. The plant observed, Acciaierie di Sicilia, is a Catania based company and an avant-garde one, which produces non-ferrous rich dusts like lead, zinc, nickel and chrome as residues. These are classified as dangerous and special waste. Presently these dusts are sent to the Waelz, which recovers a part of the dusts to use in other productive cycles. The aforementioned dusts, that still have a market value, are exploited and re-used instead of being sent to the waste dump. The subject of this study is the current management of this waste, the alternatives to current chemical-industrial use of the above mentioned dusts and the possible ways to exploit them on the modern market.

1 Introduzione

Con il passare del tempo è diventata sempre più importante la sensibilità verso le tematiche di tipo ambientale. Soprattutto nella grande industria è diventato fondamentale porre attenzione ad un utilizzo più intelligente di ciò che prima veniva considerato come un rifiuto. Il vecchio

modello di industria, che non si cura del proprio impatto sull'ambiente che la circonda, che consuma avidamente le risorse e produce una grande quantità di inquinanti non recuperabili, è da considerarsi ormai obsoleto e non in linea con le idee del consumatore moderno. L'idea che sta alla base dell'industria moderna è far sì che gli scarti acquistino nuovamente valore, e non siano quindi più considerati solamente come rifiuti indesiderati, ma come qualcosa che conservi un valore ed un'utilità. Questo è ancora più evidente in settori impattanti come quello metallurgico, e nello specifico in quello delle acciaierie, preso in esame in questo studio. Il settore delle acciaierie ingloba l'idea dell'economia circolare, in quanto la materia prima che utilizza è composta da prodotti di scarto. L'input del processo produttivo è infatti composto da scarti ferrosi, una materia prima seconda. Il processo produttivo tuttavia restituisce, assieme al prodotto finale, anche un grande quantità di materiale impattante e potenzialmente pericoloso, che deve essere necessariamente recuperato, trattato o smaltito. Tra questo materiale sono presenti le cosiddette polveri di acciaieria, che vengono restituite sotto forma di scorie durante il processo produttivo. Questo studio prende in esame queste polveri, catalogate come rifiuto pericoloso, che hanno ancora un valore intrinseco di mercato dovuto al loro contenuto di Ferro, Piombo e Zinco.

2 Relazione

Viene presa qui in esame la bibliografia presente a livello nazionale e internazionale che tratta gli usi attuali di queste polveri, e le prospettive per un loro futuro riutilizzo. Le modalità di impiego alternativo considerate consentirebbero un vantaggio in termini sia economici che ambientali, nel rispetto non solo dell'ambiente, ma anche dei principi dell'economia circolare. Il termine economia circolare identifica un sistema organizzato in cui i rifiuti di un soggetto diventano delle risorse per un altro soggetto. È un tipo di economia pensata e progettata per rigenerarsi da sola. Il concetto di economia circolare sintetizza, tra l'altro, alcune tra le maggiori scuole di pensiero economico. Include il modello di Performance Economy di Walter Stahel. Il modello dalla Culla alla Culla di William McDonough e Michael Braungart; la Biomimesi come articolata da Janine Benyus; l'ecologia industriale di Reid Lifset e Thomas Graedel; il capitalismo naturale di Amory e Hunter Lovins e Paul Hawken; e l'approccio ai sistemi di economia blu descritto da Gunter Pauli [1]. È l'approccio all'economia che è richiesto dalla società del consumo moderna.

2.1 Le polveri di acciaieria

Durante il processo di fusione dei rottami ferrosi, all'interno del forno, si sviluppa un'ingente quantità di polveri che vengono aspirate da un collettore posto sulla volta del forno. Queste polveri, ricche di metalli non ferrosi quali piombo, zinco, nichel, cromo, sono classificate come rifiuti speciali e pericolosi e sono normalmente destinate allo smaltimento in discariche speciali. Lo smaltimento in discarica è reso però problematico dalla presenza di metalli pesanti: cadmio, rame, mercurio, etc. Tali polveri si caratterizzano inoltre per la presenza, nel caso di acciaierie elettriche per acciaio inossidabile, anche di Cromo e Nichel. Nel tempo sono stati studiati innumerevoli modi per trattare queste polveri al fine di recuperarne il loro valore in termini di prodotti vendibili (nel caso di Zinco, Ferro, Piombo ecc.) e minimizzare l'impatto economico della messa a discarica [2]. Negli ultimi decenni, nei Paesi industrializzati, una quota importante della produzione di acciaio si è convertita al processo di fusione diretta tramite forno elettrico ad arco (FEA)[3]. Per quanto riguarda l'analisi chimica, le polveri prodotte tramite FEA e raccolte dagli impianti di depolverazione possono essere raggruppate in polveri provenienti dalla produzione di acciaio al carbonio o basso legati ed acciai alto legati o inossidabili; Le analisi delle polveri prodotte in relazione alla percentuale del peso totale sono mostrate nella tabella 1.

Componente	Polveri da acciaio al carbonio o basso legato (% in peso)	Polveri da acciaio alto legato o inossidabile
Fe	25-50	25-40
CaO	4-15	5-17
MgO	1-5	1-5
Al ₂ O ₃	0.3-0.7	1-4
SiO ₂	1.5-5	7-10
P ₂ O ₃	0.2-0.6	0.01-0.1
MnO	2.5-5.5	3-6
Cr ₂ O ₃	0.2-1	10-20
Na ₂ O	1.5-1.9	-
K ₂ O	1.2-1.5	-
Zn	10-35	2-20
Pb	0.8-6	0.5-2
Cd	0.02-0.1	0.01-0.08
Cu	0.15-0.4	0.1-0.3
Ni	0.02-0.04	2-4
V	0.02-0.05	0.1-0.3
Hg	0.0001-0.001	-
Cl	1.5-4	-
F	0.02-0.09	0.01-0.05
S	0.5-1	0.1-0.3
C	0.5-2	0.5-1

Tab. 1 – Analisi delle polveri prodotte generate dalla tecnologia FEA [2]

2.2 Il processo di recupero Waelz

Nel corso degli anni sono state sviluppate numerose tecniche di trattamento dei fumi d'acciaieria, in ambito piro-metallurgico, idro-metallurgico e mediante tecnologie non convenzionali (trattamento al plasma), ma solo una tecnica è riuscita ad imporsi in maniera importante in tale scenario: il processo Waelz. Il processo Waelz è applicato su scala industriale nella metallurgia dello zinco ed è finalizzato all'arricchimento di materiali a basso tenore in metallo, fino all'ottenimento di un ossido concentrato di zinco (ossido Waelz). Il processo consiste in una serie di operazioni chimico-fisiche (essiccamento, riduzione, vaporizzazione, ossidazione, ecc.) condotte in un forno tubolare le cui dimensioni variano con la potenzialità richiesta, utilizzando come combustibile e agente riduttivo il carbone (antracite o polverino di coke) nonché correttori quali la calce o la silice. La materia prima principalmente impiegata sono le polveri di acciaieria, che verrebbero altrimenti smaltite come rifiuti pericolosi in discariche speciali. Questo processo consente il riciclo delle polveri di acciaieria riducendone sensibilmente l'impatto ambientale, portando alla produzione di una materia prima secondaria largamente impiegata nell'industria dello zinco. Negli impianti Waelz, i fumi d'acciaieria vengono immessi in grossi forni rotativi insieme a carbone e fondente. Il sistema di reazioni chimiche che si genera all'interno del forno rotativo favorisce la volatilizzazione

del piombo e dello zinco, i quali vengono recuperati sotto forma di ossido Waelz e dal quale vengono successivamente estratti per via piro od idro-metallurgica [3].

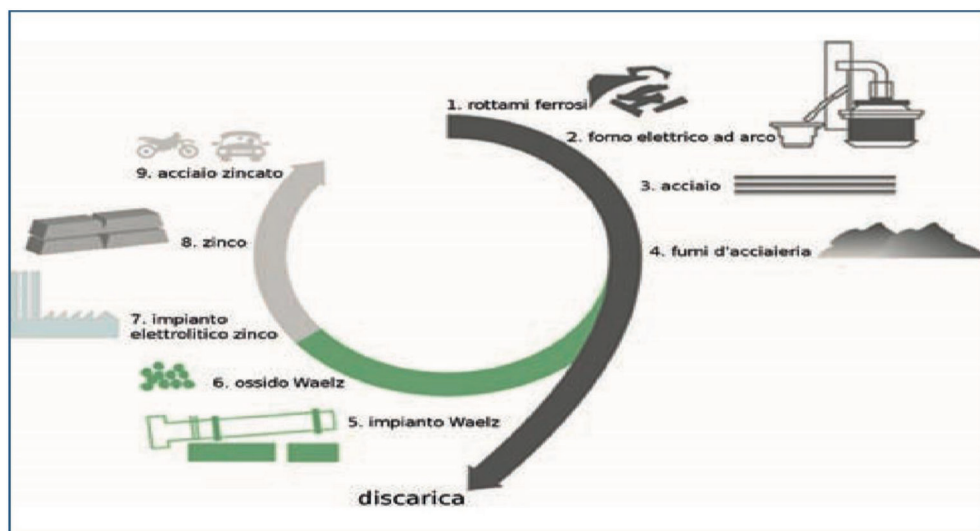


Fig. 1 – Ciclo produttivo dal FEA all'impianto Waelz [3]

2.3 Esempi di potenziali applicazioni

La ricerca di usi alternativi di cui in questo studio nasce dalla necessità dell'azienda presa in esame, e in generale del settore cui appartiene, di sfruttare al meglio le risorse disponibili nel rispetto dell'economia circolare, cui l'azienda è fortemente legata. Le polveri di acciaieria potrebbero essere valorizzate maggiormente e acquistare nuovo valore, qualora venissero effettuati investimenti per utilizzarle come input in nuovi processi produttivi. Nuove modalità di riutilizzo garantirebbero vantaggi in termini economici (profitti o riduzione dei costi) per l'azienda, e spronerebbero l'intero settore a riconsiderare il valore di queste polveri. Al momento, le polveri vengono inviate dall'azienda ad un impianto Waelz, che ne recupera alcune componenti

2.3.1 Batterie Alcaline ad alta capacità

Le batterie primarie alcaline Zn-MnO₂, formate da un catodo MnO₂ e un anodo Zn, dominano il segmento delle batterie primarie. Nelle batterie commerciali alcaline Zn-MnO₂, il catodo è composto da una mistura di MnO₂ elettrolitico e grafite, mentre l'anodo è fatto da polvere di Zinco tenuta insieme da un gel sintetico. Anche se vari tipi di batterie primarie alcaline Zn-MnO₂ sono disponibili sul mercato, l'utilizzo dei materiali attivi MnO₂ e Zn rimane poco diffuso. Questo indica che l'efficienza dell'utilizzo dei materiali per gli elettrodi può essere ulteriormente migliorata con adeguati investimenti e ricerche. L'utilizzo di nanofili/nanotubi di γ-MnO₂ e polvere di Zinco elettrolitica sintetizzata attraverso il metodo di elettrodeposizione galvanostatica consente di costruire batterie alcaline Zn-MnO₂ cilindriche di dimensione AA che mostrano performance superiori in fase di scarica, sotto carichi sia leggeri che pesanti [4].

2.3.2 Riduzione dell'ossido di grafene

Un metodo green per ridurre efficacemente e rapidamente l'ossido di grafene in grafene è utilizzare la polvere di zinco a temperatura ambiente. La riduzione è attuata mischiando l'os-

sido di grafene e la polvere di zinco in una soluzione sotto ultrasonificazione. La riduzione è completa in un minuto.

La riduzione viene effettuata mischiando ossido di grafene e polvere di Zinco in una soluzione acida e sotto ultrasonificazione. L'ultrasonificazione può accelerare significativamente la riduzione. Questo tipo di riduzione è molto più veloce della maggior parte dei metodi riportati in letteratura [5].

2.3.3 Applicazioni delle nanoparticelle di ossido di Zinco come assorbitori di UV nei tessuti

L'uso delle nanotecnologie nell'industria tessile è aumentato rapidamente. Questo è dovuto principalmente al fatto che i metodi convenzionali usati per impartire proprietà differenti ai tessuti spesso non portano ad effetti permanenti, e perdono i loro effetti dopo il lavaggio o dopo che i tessuti vengono indossati. Le nanoparticelle possono garantire una migliore durabilità ai tessuti trattati, e sono delicati con i tessuti tradizionali, perché possiedono una grande superficie e una maggiore energia superficiale che assicura una migliore affinità con i tessuti e porta ad un incremento della durabilità. La resistenza cromatica è un particolare requisito per i tessuti ed è fortemente collegata all'adesione delle nanoparticelle alle fibre. Le peculiari performance delle nanoparticelle di ZnO come assorbitori-UV possono essere trasferite efficacemente a tessuti attraverso l'applicazione di nanoparticelle ZnO sulla superficie di tessuti di lana e cotone. I test UV indicano un significativo incremento dell'assorbimento UV in tessuti trattati con ZnO. Questi risultati possono essere sfruttati per la protezione del corpo umano contro la radiazione solare e per altre applicazioni tecnologiche [6].

2.3.4 Industria della gomma

La conduttività termica della tipica gomma di puro silicone è relativamente bassa. Può essere, però, migliorata aggiungendo certi riempitivi termici, tra cui polveri metalliche. Tra queste polveri, figura ZnO, che può aumentare la conduttività termica della gomma siliconica mantenendo nel frattempo una grande resistenza elettrica. Per questo motivo, l'ossido di Zinco è un promettente candidato per materiali ingegneristici ad alte performance.

2.3.5 Utilizzi farmaceutici e industria dei cosmetici

Per via delle sue proprietà antibatteriche, disinfettanti e asciuganti, l'ossido di zinco è largamente usato nella produzione di vari tipi di medicine. Di recente viene applicato localmente, solitamente in forma di unguenti e creme, e più raramente nella forma di polveri. ZnO ha proprietà che accelerano la guarigione delle ferite, ed è quindi utilizzato in sostanze dermatologiche contro infiammazioni e pruriti. Un certo numero di studi hanno mostrato che ossidi di titanio e zinco hanno ottime proprietà come assorbitori di radiazioni UV nelle creme solari, perché assorbono le radiazioni UV, non irritano la pelle e sono facilmente assorbibili.

2.3.6 Industria dell'elettronica ed elettrotecnologia

L'ossido di Zinco è un nuovo e importante semiconduttore che ha un ventaglio di applicazioni nell'elettronica e nell'elettrotecnologia. La sua larga banda di energia (3.37 eV) e la sua grande energia di legame (60 meV) a temperatura ambiente permette all'ossido di zinco di essere utilizzato nella fotoelettronica e in equipaggiamento elettronico, emettitori di campo, sensori, laser UV e celle solari. L'ossido di Zinco mostra anche il fenomeno della luminescenza (fotoluminescenza-emissione di luce sotto l'esposizione di radiazioni elettromagnetiche). Per via di questa proprietà è usato nei dispositivi FED (Field Emission Display), come le televisioni. Può essere utilizzato per la produzione di elettrodi permeabili dalla luce nelle batterie solari. Ha anche usi potenziali come elettrodo trasparente in equipaggiamento fotovoltaico ed elettroluminescente, ed è un promettente materiale per dispositivi emettenti UV [7].

3. Conclusioni

La bibliografia attuale mostra molti usi alternativi nel mercato per le componenti recuperabili dalle polveri di acciaieria. Tuttavia la bibliografia rinvenuta prende in considerazione prevalentemente le polveri di zinco e i suoi composti, dando meno spazio alle altre componenti. La polvere di zinco, e in particolare gli ossidi di zinco, è un materiale multifunzionale con molte interessanti proprietà (piezo e piro-elettriche), un ampio ventaglio di assorbimenti UV, alta fotostabilità, biocompatibilità e biodegradabilità. Per l'azienda, individuare sbocchi alternativi per le componenti recuperate dalle polveri di acciaieria, sia per lo zinco che per altre componenti recuperabili, costituirebbe una vantaggiosa riduzione di costi legati a questa scoria. In certi frangenti, potrebbe anche costituire una fonte di profitto. Naturalmente, perché questo si verifichi è necessario che siano presenti industrie che utilizzino come input le polveri di zinco, piombo, ferro e altri recuperati dalle polveri di acciaierie. In questo modo le polveri prenderebbero parte a nuovi cicli produttivi, rispondendo perfettamente alle logiche di economia circolare: un materiale considerato scoria diventerebbe materia prima seconda per nuovi cicli produttivi. Investimenti per utilizzare come materia prima queste polveri di recupero potrebbero garantire un approvvigionamento di input a costo minore, e farebbero in modo che le risorse terrestri si depauperino in modo minore. Infatti piuttosto che utilizzare materie prime estratte e disponibili in quantità limitate, si utilizzerebbero prodotti di recupero, con enormi vantaggi ambientali. L'azienda presa in esame guadagnerebbe vantaggi di tipo economico e ambientale e l'intero settore, con i sub-settori e i settori collegati, si sposterebbe nella direzione di processi e meccaniche più green e coerenti con un tipo di economia che si autosostiene senza consumare in grande quantità le limitate risorse terrestri.

Bibliografia

- [1] <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/overview/concept> **Ellen McArthur Foundation**, *Circular Economy Overview*.
- [2] **Raggio C.**, *La tecnologia del recupero polveri degli impianti metallurgici: una panoramica sui processi*, 2004.
- [3] **Busè R., Mombelli D., Mapelli C.**, *Recupero dei metalli dalle polveri di aspirazione dei forni: processo Waelz*, 2014.
- [4] **Cheng F., Chen J., Xinglong G., Panwen S.**, *High-Power Alkaline Zn-MnO₂ Batteries Using c-MnO₂ Nanowires/Nanotubes and Electrolytic Zinc Powder*, 2005.
- [5] **Xiaoguang M., Jianyong O.**, *Ultrasonication-assisted ultrafast reduction of graphene oxide by zinc powder at room temperature*, 2011.
- [6] **Becheri A., Dürr M., Lo Nostro P., Baglion P.**, *Synthesis and characterization of zinc oxide nanoparticles: application to textiles as UV-absorbers*, 2007.
- [7] **Kolodziejczak-Radzimska A., Jesionowski T.**, *Zinc Oxide—From Synthesis to Application: A Review*, 2014.

I Rifiuti contenenti Amianto - Analisi dei dati

Lucia Muto lucia.muto@isprambiente.it, Gabriella Aragona, Patrizia D'Alessandro, Valeria Frittelloni, ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Roma

Riassunto

Nel 1992 con la legge n.257, in Italia sono stati messi al bando tutti i prodotti contenenti amianto; la legge, al contempo ha vietato l'estrazione, l'importazione, la commercializzazione e la produzione di amianto. La presenza dell'amianto è, quindi, esclusivamente legata alle attività di rimozione, bonifica e smaltimento di manufatti esistenti. A tal fine il DM 101/2003, persegue l'obiettivo della mappatura completa della presenza di amianto sul territorio nazionale, per la determinazione degli interventi di bonifica urgenti.

La presente relazione ha l'intento di analizzare lo stato dell'arte relativamente alle quantità di rifiuti contenenti amianto prodotti e gestiti, nel nostro Paese, nell'anno 2016 (ultimi dati disponibili).

Summary

The law n.257/1992 banned all products containing asbestos; the law also banned the extraction, importation, marketing and production of asbestos. Therefore, the presence of asbestos is exclusively linked to the removal, reclamation and disposal of existing buildings. The DM 101/2003 is finalized to complete mapping of asbestos in the italian territory with the aim of determination of urgent reclamation actions.

This report aims to analyze the state of play about quantities of asbestos in waste produced and managed, at national level, in 2016 (latest available data).

1. Introduzione

Con la denominazione - amianto o asbesto - si indica un minerale a base di silicati della famiglia del serpentino e degli anfiboli. Il d.lgs. n. 81 del 2008 [1], all'art. 247 (capo 3 – Protezione dai rischi connessi all'amianto) individua con il termine amianto i seguenti silicati fibrosi: il crisotilo, l'amosite, la crocidolite, la tremolite, l'antofillite e infine l'actinolite. Inoltre, l'art. n. 254 fissa i valori limite di esposizione per l'amianto pari a 0,1 fibre per cm³ di aria.

La particolare attenzione riservata a tale materiale, ed in particolare ai rifiuti che lo contengono, discende dalla pericolosità, ormai da tempo accertata, per la salute dell'uomo. Infatti, l'amianto ha la peculiarità di rilasciare fibre che, se inalate, possono provocare gravi ed irreversibili patologie a carico dell'apparato respiratorio e delle membrane sierose (mesoteliomi). L'emergenza amianto, a circa 25 anni dalla sua messa al bando, avvenuta con la legge n. 257 del 1992 [2] che detta, sul territorio nazionale, norme per la cessazione del suo impiego, non solo non è conclusa ma, al momento, sembra mostrarsi in uno stadio fortemente attivo. Ciò è dovuto essenzialmente al lungo periodo di latenza, anche quarant'anni, per la comparsa della sintomatologia all'esposizione e alla non eliminazione della possibile esposizione in ambito occupazionale, ambientale e domestico.

Con la su menzionata legge, le lavorazioni con amianto come materia prima e, quindi, l'e-

sposizione degli addetti in tali ambiti sono praticamente scomparse nel nostro Paese. Oggi, quindi, l'esposizione è esclusivamente legata alle attività di rimozione, bonifica e smaltimento dell'amianto.

I rifiuti contenenti amianto provengono da settori in cui in passato, si è fatto largo utilizzo di questo minerale. In particolare si evidenziano:

- l'industria: come isolante termico in cicli industriali (es. centrali termiche, industria chimica), come isolante termico in impianti (es. frigoriferi e di condizionamento), come materiale di coibentazione di carrozze ferroviarie, autobus e navi;
- l'edilizia: nelle coperture sottoforma di lastre piane o ondulate, in molti manufatti quali tubazioni, serbatoi, canne fumarie, nei pannelli per controsoffittature;
- il domestico: in alcuni elettrodomestici (es. forni, stufe, ferri da stiro), nei tessuti ignifughi per arredamento (es. tendaggi, tappezzerie), nei tessuti per abbigliamento (es. giacche, pantaloni, stivali).

Questo contributo analizza la situazione nel Paese relativamente alle quantità di rifiuti contenenti amianto prodotti e gestiti nell'anno 2016.

2. Relazione

2.1 *La normativa*

In tale relazione si intende fare un focus sulla normativa di tutela ambientale tralasciando quella relativa alla tutela dei lavoratori nonché la normativa tecnica.

In Italia, dal punto di vista normativo, il problema dell'amianto è affrontato per la prima volta con il decreto legislativo n. 277 del 1991 [3], attuativo delle direttive 80/1107/CEE, 82/605/CEE, 83/447/CEE, 86/188/CEE e 88/642/CEE [4] in materia di protezione dei lavoratori contro i rischi derivanti da esposizioni durante il lavoro ad agenti chimici, fisici e biologici. Merita evidenziare che il decreto legislativo stabiliva la soglia di pericolo e il valore limite all'esposizione.

Successivamente, la legge 257/92, ha disposto la cessazione definitiva dell'impiego dell'amianto, nonché la riconversione delle imprese del settore. Oltre a ciò, all'articolo 10, impegnava le Regioni e le Province autonome, all'adozione dei piani relativi alla protezione dell'ambiente, alla decontaminazione, allo smaltimento e alla bonifica ai fini della difesa dai pericoli derivanti dall'amianto. Inoltre, le Regioni e le Province autonome, ai sensi del DM 18 marzo 2003, n. 101 [5], che persegue l'obiettivo della mappatura completa della presenza di amianto sul territorio nazionale, devono definire la procedura per la determinazione degli interventi di bonifica urgenti. La piena attuazione delle disposizioni predette consentirà, tra l'altro, di quantificare i potenziali volumi di rifiuti derivanti dalla demolizione di manufatti pubblici e privati, da smaltire in discariche dedicate, dato, questo, quanto mai indispensabile, anche al fine di evitare eventuali fasi emergenziali per lo smaltimento dell'amianto.

Nello specifico delle norme prettamente ambientali, si riporta il d.lgs. n. 114 del 17 marzo 1995 [6], che fissa valori limite dell'amianto delle emissioni in atmosfera (emissioni convogliate – 0,1 mg/mc) e negli effluenti liquidi (30g di materia totale in sospensione per mc di effluente liquido scaricato).

Le operazioni di raccolta, trasporto, stoccaggio e smaltimento dei rifiuti contenenti amianto, sono disciplinate dalle disposizioni di cui al Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 [7] e d.lgs. n. 36/2003 [8] (Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti), nonché dal DM 29 luglio 2004, n. 248 [9] (Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto) e dal DM 27 settembre 2010 [10] (Criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica).

2.2 Analisi dei dati

L'ISPRA annualmente effettua l'analisi dei dati di produzione e gestione dei rifiuti contenenti amianto (RCA) [11]. I dati illustrati nella relazione, relativi all'anno 2016, sono stati desunti dalle dichiarazioni MUD (Modello Unico di Dichiarazione Ambientale) presentate nell'anno 2017 dai soggetti obbligati ai sensi del DPCM 21 dicembre 2015 [12].

Inoltre, per acquisire ulteriori dati tecnici e di esercizio sugli impianti di smaltimento dei RCA, l'ISPRA si è avvalsa di questionari somministrati ai gestori degli stessi impianti.

Le informazioni elaborate riguardano i rifiuti identificati dai seguenti codici dell'Elenco Europeo dei rifiuti (codici EER):

150111* - *imballaggi metallici contenenti matrici solide porose pericolose (ad esempio amianto), compresi i contenitori a pressione vuoti*; 160111* - *pastiglie per freni, contenenti amianto*; 160212* - *apparecchiature fuori uso, contenenti amianto in fibre libere*; 170601* - *materiali isolanti contenenti amianto*; 170605* - *materiali da costruzione contenenti amianto*.

2.3 Produzione

I rifiuti contenenti amianto prodotti in Italia (Tabella 1), nell'anno 2016, sono pari a 352 mila tonnellate (0,3% del totale dei rifiuti speciali prodotti nel Paese ed il 3,7% del totale dei rifiuti speciali pericolosi prodotti). La quantità più rilevante è rappresentata dai rifiuti da materiali da costruzione contenenti amianto (codice EER 170605*), che costituiscono il 93,5% del totale dei RCA prodotti, i materiali isolanti contenenti amianto (codice EER 170601*) rappresentano, invece, il 6%. La quantità restante (0,5%), è costituita, invece, da: imballaggi metallici contenenti amianto (codice EER 150111*), pastiglie per freni contenenti amianto (codice EER 160101*) e apparecchiature fuori uso contenenti amianto in fibre libere (codice EER 160212*). Si evidenzia che la maggiore produzione di rifiuti di amianto si registra al Nord, con il 73,6% del totale nazionale, mentre al Centro e al Sud si producono, rispettivamente il 16,1% e il 10,3%. Nel 2016, si segnala una diminuzione di 17 mila tonnellate, rispetto all'anno 2015, del quantitativo totale prodotto, percentualmente pari al 4,6%.

Macroarea geografica	Rifiuti prodotti (t/a)					Totale (t/a)
	Codice EER 150111*	Codice EER 160111*	Codice EER 160212*	Codice EER 170601*	Codice EER 170605*	
Nord	1.071	4	106	8.405	248.995	258.581
Centro	240	0	29	12.181	44.761	57.211
Sud	106	4	103	655	35.440	36.308
ITALIA	1.417	8	238	21.241	329.196	352.100

Tab. 1 – Produzione dei RCA per macroarea geografica e per tipologia (tonnellate), anno 2016

Analizzando i dati di produzione su base regionale, rispetto al 2015, in molte regioni, si registra una diminuzione del quantitativo prodotto, in particolare, in Piemonte (-7 mila tonnellate), in Lombardia (circa -5 mila tonnellate) e in Toscana (circa -4 mila tonnellate). Il Veneto, invece, è tra le poche regioni interessate da un aumento della produzione, pari a circa 9 mila tonnellate.

La Lombardia si conferma, negli anni, la regione che produce il maggior quantitativo di RCA, pari a oltre 106 mila tonnellate, corrispondenti al 30,2% della produzione nazionale. Altre regioni che contribuiscono in modo rilevante alla produzione dei RCA sono il Veneto (63 mila tonnellate), l'Emilia Romagna (42 mila tonnellate) e il Piemonte (circa 36 mila tonnellate).

2.4 Gestione

I rifiuti di amianto complessivamente gestiti (Tabella 2), nel 2016, sono pari a 273 mila tonnellate (0,2% del totale dei rifiuti speciali gestiti nel Paese ed il 2,9% del totale dei rifiuti speciali pericolosi gestiti); rispetto all'anno 2015 si assiste ad un incremento del 3,9%.

Codice EER	Rifiuti prodotti (t/a)	Rifiuti gestiti (t/a)						Rifiuti esportati (t/a)
		D1	D9	D13	D14	D15 al 31/12	Totale	
150111*	1.417	0	43	151	733	457	1.384	577
160111*	8	3	0	0	0	5	8	0
160212*	238	128	11	65	351	145	700	0
170601*	21.241	12.296	2	713	701	1.015	14.727	6.958
170605*	329.196	218.940	0	8.895	10.372	17.923	256.130	117.522
TOTALE	352.100	231.367	56	9.824	12.157	19.545	272.949	125.057

D1: Deposito in discarica; **D9:** Trattamento fisico-chimico non specificato altrove nel presente allegato che dia origine a composti o a miscugli eliminati secondo uno dei procedimenti elencati nei punti da D1 a D12 (ad esempio evaporazione, essiccazione, calcinazione, ecc.); **D13:** Raggruppamento preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D12; **D14:** Ricondizionamento preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D13; **D15:** Deposito preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D14 (escluso il deposito temporaneo, prima della raccolta, nel luogo in cui sono prodotti)

Tab. 2 – Confronto tra produzione, gestione ed esportazione per tipologia di rifiuto (tonnellate), anno 2016

La forma di gestione prevalente dei RCA è la discarica che rappresenta l'85,5% del totale gestito, cui sono state avviate 231 mila tonnellate; il restante quantitativo (14,5%) è avviato a ricondizionamento/raggruppamento preliminare e a deposito preliminare (circa 42 mila tonnellate). In particolare la quantità avviata al trattamento chimico-fisico (D9) è pari a 56 tonnellate, all'operazione di ricondizionamento preliminare (D14) sono destinate 12 mila tonnellate, al raggruppamento preliminare (D13) sono avviate circa 10 mila tonnellate, infine, rimangono in giacenza a fine anno (D15) circa 20 mila tonnellate perché non avviate a nessuna forma di smaltimento nell'anno di riferimento.

Il 93,8% (256 mila tonnellate) dei RCA è costituito da materiali da costruzione contenenti amianto (codice EER 170605*) e il restante 6,2% (circa 17 mila tonnellate) è costituito dalle altre tipologie di rifiuti di amianto (codici EER: 150111*, 160111*, 160212* e 170601*).

Nello specifico i rifiuti da materiali da costruzione contenenti amianto (codice EER 170605*), risultano quasi unicamente smaltiti in discarica (219 mila tonnellate).

Il numero degli impianti che effettuano l'operazione di stoccaggio di RCA sono 320, di cui 176 al nord del Paese, 67 al Centro e 77 al Sud.

2.4.1 Smaltimento in discarica

Nell'anno 2016, le discariche operative che smaltiscono RCA (Tabella 3) sono 21, di cui 17 per rifiuti non pericolosi e 4 per rifiuti pericolosi. Delle 17 discariche per rifiuti non pericolosi 3 sono discariche completamente dedicate ai RCA (localizzate in Toscana, in Abruzzo e in Basilicata); delle 4 discariche per rifiuti pericolosi una è completamente dedicata allo smaltimento dei RCA prodotti nel SIN di Casale Monferrato (AL) in Piemonte.

Al Nord sono presenti 7 impianti (5 per rifiuti non pericolosi: 2 in Emilia Romagna, i restanti in Piemonte, Lombardia e Friuli Venezia Giulia; in Piemonte sono localizzati i 2 impianti per rifiuti pericolosi).

Al Centro sono operative 5 discariche (4 per rifiuti non pericolosi: 3 in Toscana e una nelle Marche; in Toscana è localizzata anche una discarica per rifiuti pericolosi).

Al Sud sono presenti 9 impianti (8 per rifiuti non pericolosi: 4 in Sardegna, 2 in Basilicata, le restanti in Abruzzo e in Puglia; in Puglia anche l'unico impianto per rifiuti pericolosi).

Rispetto al 2015, a livello nazionale e regionale, il numero totale delle discariche operative è rimasto invariato.

Dei 21 impianti, 6 (3 per rifiuti non pericolosi e 3 per rifiuti pericolosi) smaltiscono oltre ai materiali da costruzione contenenti amianto (codice EER 170605*) anche le altre tipologie di rifiuti di amianto (codici EER: 150111*, 160111*, 160212* e 170601*).

Macroarea geografica	Smaltimento RCA					
	Discariche per RNP		Discariche per RP		Totale	
	n.	(t/a)	n.	(t/a)	n.	(t/a)
Nord	5	115.852	2	18.261	7	134.113
Centro	4	45.745	1	11.344	5	57.089
Sud	8	40.126	1	39	9	40.165
ITALIA	17	201.723	4	29.644	21	231.367

RNP: discariche per rifiuti non pericolosi; RP: discariche per rifiuti pericolosi

Tab. 3 – Smaltimento RCA per macroarea geografica e per categoria, anno 2016

In Italia nel 2016 sono stati smaltiti in discarica 231 mila tonnellate di RCA (1,9% del quantitativo complessivo dei rifiuti speciali avviati in discarica ed il 17,9% del totale dei rifiuti pericolosi smaltiti in discarica) (Tabella 3). Il 58% viene smaltito al Nord, il 24,7% al Centro e 17,3% al Sud. Rispetto all'anno 2015 si registra un leggero aumento pari all'1,8%.

Nelle discariche per rifiuti non pericolosi sono smaltite circa 202 mila tonnellate di RCA (87,2% del totale), le restanti 30 mila tonnellate sono smaltite in discariche per rifiuti pericolosi (12,8%).

La regione che smaltisce la quantità maggiore dei rifiuti contenenti amianto è la Lombardia, con oltre 71 mila tonnellate (30,9% del totale dei RCA), seguita dalla Toscana con oltre 52 mila tonnellate (il 22,5%) e dal Piemonte con 35 mila tonnellate (il 15,1%).

Dall'analisi dei dati risulta che la quota prevalente di RCA smaltiti in discarica è costituita dai rifiuti da materiali da costruzione contenenti amianto (codice EER 170605*) che, nel 2016, rappresentano il 94,6% del totale smaltito. Il restante 5,4% è costituito dalle altre tipologie di rifiuti contenenti amianto (codici EER: 160111*, 160212*, e 170601*).

Analizzando i dati, del biennio 2015-2016, per macroarea geografica si rileva che il maggiore aumento delle quantità smaltite, si registra al Nord, dove si passa da 123 mila tonnellate del 2015 ad oltre 134 mila tonnellate nel 2016. Incrementi significativi si rilevano in Lombardia (da 60 mila tonnellate a oltre 71 mila tonnellate). Un incremento si registra anche al Sud dove si passa da 37 mila tonnellate a 40 mila tonnellate (+8,1%). Una rilevante diminuzione (-14,7%), si registra, invece, nel Centro dove si passa da circa 67 mila tonnellate a 57 mila tonnellate.

Dei RCA smaltiti in discarica nel 2016, si rileva che il 49,8% viene smaltito nella regione che li ha prodotti, mentre il restante 50,2% viene smaltito presso regioni che non hanno generato tale rifiuto.

L'analisi della rilevazione effettuata da ISPRA sui gestori degli impianti fornisce dati parziali sul volume autorizzato delle celle dedicate allo smaltimento dei rifiuti di amianto e sulla capa-

cità residua di dette celle al 31/12/2016. In particolare, per 16 impianti su 21, il volume totale autorizzato, per le sole celle dedicate/monodedicato all'amianto, risulta pari a circa 3,8 milioni di metri cubi, mentre la capacità residua al 31/12/2016, disponibile per 15 impianti su 21, è pari a circa 1,1 milioni di metri cubi.

2.4.2 Export

Per completare il quadro dei flussi di rifiuti contenenti amianto si ritiene utile riportare i dati sull'export; le quantità complessive di RCA esportate, nel 2016, sono oltre 125 mila tonnellate (4% del totale dei rifiuti speciali esportati dal Paese ed il 12,2% del totale dei rifiuti pericolosi esportati), in diminuzione rispetto al 2015 del 13,9% (145 mila tonnellate). La Germania è l'unico Paese che, nel 2016, riceve i rifiuti di amianto dall'Italia; tali rifiuti sono essenzialmente costituiti da materiali da costruzione contenenti amianto (codice EER 170605*), circa 118 mila tonnellate, smaltiti in miniere dismesse. In tabella 2 sono confrontati, in relazione alle diverse tipologie di rifiuti di amianto, i quantitativi prodotti, gestiti ed esportati nell'anno 2016.

3. Conclusioni

Il citato DM 18 marzo 2003, n. 101, che persegue l'obiettivo della mappatura completa della presenza di amianto sul territorio nazionale, stabilisce che le Regioni e le Province autonome, definiscano la procedura per la determinazione degli interventi di bonifica urgenti. Le categorie di ricerca, previste dallo stesso decreto sono: impianti industriali attivi o dismessi, edifici pubblici e privati, presenza naturale, altra presenza di amianto da attività antropica. La mappatura consta di due fasi: la prima di individuazione e delimitazione dei siti caratterizzati dalla presenza di amianto nell'ambiente naturale o costruito e la seconda di selezione di quei siti, nei quali è accertata la presenza di amianto, nell'ambiente naturale o costruito, tale da rendere necessari interventi di bonifica urgenti. I risultati della mappatura, i dati analitici relativi agli interventi da effettuare e le relative priorità devono essere trasmessi annualmente, dalle Amministrazioni, al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. A sua volta il Ministero ha il compito, di concerto con le Regioni, della mappatura completa sul territorio nazionale; a tal fine ha predisposto una banca dati, al 2017, con le informazioni su circa 86.000 siti interessati dalla presenza di amianto. Tali dati, tuttavia, non coprono l'intero territorio nazionale e non risultano omogenei, pertanto, sono oggetto di verifica e aggiornamento. Sono anche in corso verifiche, in alcune regioni, con rilevazioni aereo-fotogrammetriche, per l'identificazione delle coperture in cemento amianto. In relazione a queste ultime, uno studio ormai datato del CNR (Consiglio Nazionale delle Ricerche), ha stimato sul territorio nazionale una presenza di onduline in cemento-amianto pari a 2,5 miliardi di mq, ossia circa 32 milioni di tonnellate.

Queste informazioni, in quanto incomplete, non consentono di quantificare i potenziali rifiuti di amianto presenti nel nostro Paese, tuttavia, fanno comprendere l'emergenza che potrebbe scaturire per lo smaltimento degli elevati quantitativi di RCA derivanti dallo smantellamento dei vari manufatti, nonché, dalle bonifiche dei siti contaminati.

La situazione descritta, evidenzia l'urgenza di individuare nuovi siti per lo smaltimento di questi rifiuti e la necessità di promuovere la ricerca e la sperimentazione di metodi alternativi allo smaltimento; in tal modo si giungerebbe ad una riduzione sia del quantitativo esportato sia del quantitativo da avviare in discarica.

Bibliografia

[1] **d.lgs. n. 81/2008** "Testo Unico sulla salute e sicurezza sul lavoro";

[2] **Legge n. 257 del 1992** "Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto";

[3] **d.lgs. n. 277/1991** "Attuazione delle direttive n. 80/1107/CEE, n. 82/605/CEE, n. 83/477/CEE, n. 86/188/CEE e n. 88/642/CEE, in materia di protezione dei lavoratori contro i rischi derivanti da esposi-

zione ad agenti chimici, fisici e biologici durante il lavoro, a norma dell'art. 7 della legge 30 luglio 1990, n. 212”;

[4] **Direttive n. 80/1107/CEE, n. 82/605/CEE, n. 83/447/CEE, n. 86/188/CEE e n. 88/642/CEE** “*Direttive in materia di protezione dei lavoratori contro i rischi derivanti da esposizione ad agenti chimici, fisici e biologici durante il lavoro*”;

[5] **DM 18 marzo 2003 n. 101** “*Regolamento per la realizzazione di una mappatura delle zone del territorio nazionale interessate dalla presenza di amianto*”;

[6] **d.lgs. n. 114/1995** “*Attuazione della Direttiva n. 87/217/CEE in materia di prevenzione e riduzione dell'inquinamento dell'ambiente causato dall'amianto*”;

[7] **d.lgs. n. 152/2006** “*Norme in materia ambientale*”;

[8] **d.lgs. n. 36/2003** “*Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti*”;

[9] **DM 29 luglio 2004 n. 248** “*Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto*”;

[10] **DM 27 settembre 2010** “*Criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica - Abrogazione DM 03/08/2005*”;

[11] **ISPRA**, “*Rapporto Rifiuti Speciali*” - Edizione 2018;

[12] **DPCM 21 dicembre 2015** “*Approvazione del Modello Unico di Dichiarazione Ambientale*”.

WATER MANAGEMENT AND VALORIZATION

ACQUE POTABILI: LA NUOVA DIRETTIVA EUROPEA, I *WATER SAFETY PLANS* E LE SFIDE EMERGENTI

La Commissione europea sta lavorando ad una nuova Direttiva sulle Acque Potabili, partendo da una revisione degli standard di qualità, dei parametri e valori parametrici raccomandati per l'inclusione o esclusione ad opera dell'Organizzazione Mondiale della Sanità. Verranno presi in considerazione gli inquinanti emergenti (ad es. perfluorurati, composti interferenti endocrini, clorati e cloriti) e le nuove sfide. La proposta è stata pubblicata lo scorso febbraio, diverse sono le questioni aperte relative agli impatti tecnici, economici e normativi della nuova direttiva. La sessione è dedicata alla *governance* e agli impatti normativi, nonché alle emergenti sfide tecniche.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico Ecomondo, Utilitalia, Istituto Superiore di Sanità, Università di Brescia**

Presidenti di sessione:

- Paolo Giacomelli, *Vice Direttore Utilitalia*
- Carlo Collivignarelli, *Università degli Studi di Brescia*
- Paolo Romano, *Presidente Commissione Innovazione UTILITALIA*

Ricadute applicative dello sviluppo di *Water Safety Plans*: l'esperienza di Acque Bresciane

*Sonia Bozza sonia.bozza@acquebresciane.it, Mario Giacomelli, Giovanni Cadei, Michela Biasibetti, Laura Mostarda, Francesco Esposto
Acque Bresciane, Rovato (BS)*

Riassunto

Acque Bresciane gestisce i sistemi idropotabili di 88 Comuni della Provincia di Brescia, per i quali ha avviato a febbraio 2017 l'elaborazione dei Water Safety Plans (WSPs), che ha permesso il passaggio da una gestione dei dati di tipo settoriale alla costruzione di una banca dati integrata, aggiornata e condivisa, attraverso lo strumento del Cloud, anche con gli enti esterni.

La conoscenza approfondita delle caratteristiche del sistema e l'analisi delle vulnerabilità hanno permesso di elaborare un piano della manutenzione ottimizzato e adattato al singolo sistema idropotabile, un piano di miglioramento basato sulla valutazione dei rischi prioritari ed un piano di verifica che prevede l'incremento della frequenza di campionamento di parametri critici.

Infine, una delle prossime attività consisterà nell'acquisizione di dati sulla percezione della qualità dell'acqua da parte degli utenti e nella promozione di una comunicazione adeguata ai consumatori.

Summary

Acque Bresciane is a company that manages the drinking water supply systems of 88 Municipalities in the Province of Brescia. In February 2017, the company started the development of the Water Safety Plans (WSPs) that allowed the transition from a sectoral data management to the construction of an integrated database, updated and shared within the company members and external stakeholders, throughout the Cloud tool.

The increased knowledge of the characteristics and vulnerabilities of the supply systems has allowed the elaboration of an optimized maintenance plan adapted to the single drinking water system, an improvement plan based on the priority risk assessment and a verification plan that involves the increase of the sampling frequency of critical parameters.

Finally, future activities will include the collection of data concerning the user water quality perception and the promotion of adequate communication to consumers.

1. Introduzione

Acque Bresciane si occupa della gestione del Servizio Idrico Integrato nel territorio della Provincia di Brescia. Al 1 settembre 2018 gestisce i sistemi idropotabili in 88 Comuni per oltre 400.000 abitanti serviti. Acque Bresciane sviluppa il proprio servizio in modo sostenibile nel rispetto dell'economicità della gestione del servizio idrico integrato all'interno di un mercato regolato. La gestione sostenibile del ciclo idrico integrato, la difesa e la valorizzazione della risorsa, la qualità delle acque potabili, la gestione delle acque depurate costituiscono la *mission* principale di Acque Bresciane, che vuole garantire nel proprio territorio servito un accesso

all'acqua universale e sicuro nel pieno rispetto dell'equilibrio ambientale presente e futuro. In questa logica Acque Bresciane ha avviato nel mese di febbraio 2017 l'attività di elaborazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA) o *Water Safety Plans* (WSPs) per i sistemi idropotabili da essa gestiti. In particolare, lo scopo primario di tali Piani è quello di valutare, prevenire e gestire eventuali rischi connessi alla filiera idrica, dalla captazione alla rete di distribuzione, sia in condizioni di normalità che nel caso di emergenze.

Gli obiettivi del WSP di Acque Bresciane sono i seguenti:

- ridurre drasticamente le possibilità di contaminazione delle acque captate;
- attenuare o rimuovere la presenza di fattori di rischio chimico e microbiologico attraverso trattamenti delle acque adeguatamente progettati, eseguiti e controllati;
- prevenire eventuali ricontaminazioni in fase di stoccaggio e distribuzione dell'acqua fino al punto di consegna;
- garantire la fornitura regolare al rubinetto di acque di qualità idonea al consumo umano;
- ridurre al minimo le attività eseguite in emergenza in virtù di una gestione basata su un approccio preventivo;
- elaborare un programma di investimenti basato sulla valutazione della priorità di rischio.

2. Relazione

2.1 Metodologia

La metodologia di elaborazione dei WSPs per i sistemi idropotabili gestiti da Acque Bresciane fa riferimento all'approccio descritto dalle "Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei *Water Safety Plans*" pubblicate dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS) nel 2014 [1].

Il percorso, fin dall'inizio fortemente promosso dall'alta direzione dell'azienda, è stato reso possibile grazie alla creazione di un *team* multidisciplinare che ha visto la partecipazione anche di esperti esterni alla società, quali enti di controllo, di protezione ambientale e di ricerca. Prima di elaborare i singoli WSPs, Acque Bresciane ha svolto delle valutazioni preliminari al fine di creare un quadro generale dei sistemi idropotabili gestiti e definire un ordine di criticità atto a selezionare un criterio di elaborazione dei piani. Questa attività, non prevista dalle linee guida dell'ISS, si è concretizzata nella creazione di un *database* contenente informazioni sui parametri di qualità dell'acqua, sulle criticità legate alla quantità idrica e sulla complessità delle infrastrutture acquedottistiche. La raccolta di questi dati ha permesso di classificare i sistemi idrici secondo un ordine di criticità e di selezionare 4 casi studio su cui sviluppare un primo progetto pilota di elaborazione dei WSPs. Questa attività ha portato alla creazione di un modello strutturale di WSP da utilizzare per tutti i sistemi idropotabili, per ciascuno dei quali sono state poi effettuate valutazioni sito specifiche.

Come prima attività sono stati identificati i sistemi idropotabili gestiti, ridefinendo le zone di approvvigionamento. Successivamente, sono state raccolte ed analizzate diverse informazioni sui sistemi stessi e sul territorio in cui sono ubicati.

È stato effettuato un inquadramento dell'idrogeologia e idrochimica del territorio, utilizzando ad esempio le stratigrafie dei pozzi e gli studi geologici effettuati da Regione Lombardia, ARPA Lombardia e Provincia di Brescia, con particolare riferimento alla classificazione dei corpi idrici.

È stata poi effettuata un'approfondita analisi delle pressioni ambientali su tutto il territorio che possono avere un impatto sui sistemi idropotabili gestiti e in particolar modo sulla captazione. Per fare ciò, sono stati consultati ed utilizzati diversi documenti, tra i quali il Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA) del 2016 pubblicato da Regione Lombardia [2], i rapporti triennali ed annuali pubblicati da ARPA Lombardia [3,4] e il Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale (PTCP) del 2014 della Provincia di Brescia [5].

La descrizione dei sistemi idropotabili è stata effettuata mediante sopralluoghi, rilievi e compilazione di apposite *checklist*, con l'obiettivo di verificare lo stato di fatto, aggiornare i diagrammi di flusso e creare delle tavole contenenti informazioni sui manufatti quali pozzi, opere di presa e serbatoi (es. ubicazione, schemi idraulici, stratigrafie, planimetria, sezioni, ecc.). Inoltre, sono state eseguite alcune verifiche di funzionalità degli impianti di trattamento delle acque.

Conclusa la descrizione dei sistemi, è stata eseguita la valutazione di rischio mediante utilizzo di una matrice di tipo semi-quantitativo. La gravità è stata definita con un criterio basato sul tipo di parametro di qualità dell'acqua e sugli effetti sulla salute umana, mentre la probabilità è stata definita sulla base dell'analisi dei dati di qualità dell'acqua relativi ai campionamenti effettuati negli ultimi 5 anni.

Dopo aver validato le misure di controllo esistenti e ricalcolato i rischi residui è stato elaborato un piano di miglioramento atto a ridurre i livelli di rischio ritenuti non accettabili. Altri output del WSP sono il piano di monitoraggio delle misure di controllo esistenti e introdotte, il piano di manutenzione delle infrastrutture basato sulle risultanze delle *checklist*, il piano di emergenza che definisce le procedure da adottare per ciascun intervento da effettuarsi in caso di incidente ed il piano di verifica che riguarda la conformità del WSP alle linee guida dell'ISS, la conformità dei parametri di qualità dell'acqua alla normativa e la valutazione dei questionari di *customer satisfaction*.

2.2 Ricadute applicative dei WSPs

Il **team** che si occupa dello sviluppo dei WSPs è attualmente formato dal gestore, da enti di controllo, di protezione ambientale e di ricerca. Pertanto, la creazione di questo gruppo di lavoro ha introdotto un nuovo approccio multidisciplinare, che vede la partecipazione di membri con competenze professionali diverse a riunioni periodiche, nelle quali si discutono e condividono le scelte riguardo alla metodologia da adottare, gli aggiornamenti sullo stato di avanzamento e in generale i dati e gli studi utili allo sviluppo dei WSPs. L'aspetto positivo che è emerso fin dalle prime riunioni è la sensibilità al tema della prevenzione e la disponibilità a collaborare in modo attivo da parte di tutti gli enti coinvolti. La partecipazione al *team* da parte di dipendenti dell'azienda afferenti a diversi uffici, quali laboratorio, area esercizio e area tecnica, ha evidenziato una migliore comunicazione interna tra i settori. Inoltre, il coinvolgimento e l'approvazione dell'alta direzione hanno permesso il mantenimento dell'impegno e dell'attività del *team*.

La creazione del **database** dei sistemi idropotabili a seguito delle valutazioni preliminari si è mostrata determinante per avere una visione d'insieme delle criticità di tutti i sistemi. Inoltre, ha indotto la società al passaggio da una raccolta e utilizzo dei dati frammentata e settoriale alla gestione di una banca dati integrata, che consente di effettuare in modo ottimale valutazioni sulle caratteristiche della filiera idropotabile, sulle prestazioni degli impianti e sulla qualità dell'acqua dal punto di prelievo al punto di consumo. Pertanto, se prima i dati venivano organizzati per tipologia e registrati in archivi separati, ora vengono raccolti in un unico documento in modo che tutti i tecnici dell'azienda possano accedere e trovare ed utilizzare facilmente le informazioni di cui necessitano.

L'**inquadramento idrogeologico e idrochimico** del territorio realizzato mediante studi geologici effettuati da Regione Lombardia, ARPA Lombardia e Provincia di Brescia ha portato ad una maggiore conoscenza del territorio. In particolare, il PTUA di Regione Lombardia (2016) [2] ha permesso la classificazione dei corpi idrici sotterranei e superficiali, dando indicazioni sulla qualità e sui volumi disponibili dell'acqua emunta; ciò consente di descrivere e valutare la fase di captazione non solo dal punto di vista della singola presa, ma anche ad una scala più ampia che coincide con il corpo idrico.

L'analisi e la georeferenziazione delle **fonti di pressione ambientale** ha permesso di identificare eventi pericolosi anche esterni al sistema acquedottistico e includerli nella matrice di rischio (es. presenza di attività a Rischio di Incidente Rilevante -RIR- e soggette ad Autorizzazione Integrata Ambientale -AIA-, siti contaminati e bonificati, impianti di smaltimento rifiuti, zone vulnerabili da nitrati). Questo ha portato a definire come misure di controllo non solo quelle per cui è direttamente responsabile il gestore, ma anche le misure di piano previste a scala territoriale dal PTUA [2].

Dal momento che Acque Bresciane gestisce il servizio idrico integrato, si è ritenuto importante valutare anche le fonti di pressione associate alla fognatura e depurazione, quali ad esempio sfioratori di piena, scarichi dei depuratori e terminali non depurati. In questo modo, i rischi associati ai sistemi idropotabili sono stati messi in relazione con eventi pericolosi legati agli scarichi di acque reflue.

La mappatura delle fonti pressione si è rivelata uno strumento utile per favorire un approccio di gestione preventivo; può essere, infatti, determinante per la scelta dell'ubicazione di un nuovo pozzo in quanto fornisce indicazioni sui corpi idrici sotterranei più a rischio di contaminazione.

È stata inoltre effettuata una geolocalizzazione delle **utenze sensibili** (es. ospedali, scuole) sul territorio al fine di tener conto della maggiore vulnerabilità di questi consumatori nel caso di contaminazione della rete acquedottistica; ciò si è tradotto in una maggiore attenzione ad eventi pericolosi e pericoli ad essi associati.

La **descrizione dei sistemi idropotabili** ha avuto come ricaduta principale il miglioramento e approfondimento della conoscenza dei sistemi stessi anche da parte dei soggetti interni all'azienda.

I principali *output* ed i relativi benefici applicativi della **valutazione di rischio** sono stati i seguenti:

- il piano della manutenzione, ottimizzato e adattato al singolo sistema idropotabile, ha come ricaduta il miglioramento delle infrastrutture;
- il piano di monitoraggio, che garantisce il corretto funzionamento delle misure di controllo, consente di intraprendere azioni tempestive nel caso di anomalie;
- il piano di miglioramento ha una ricaduta sul piano degli investimenti, che consiste nella prioritizzazione degli interventi sulla base di una scala di criticità e nella migliore allocazione delle risorse economiche;
- il piano di verifica, elaborato sulla base della conoscenza approfondita delle caratteristiche del sistema e dell'analisi delle vulnerabilità, ha come effetto l'introduzione di parametri aggiuntivi emersi dalla valutazione di rischio e l'aumento delle frequenze di campionamento dei parametri critici.

Acque Bresciane ha già avuto un primo riscontro dell'applicazione del piano di miglioramento dei WSPs pilota; nella fattispecie, sono stati attuati alcuni interventi per ridurre i rischi emersi a seguito della valutazione di rischio. Tra questi, è stata valutata la presenza di cromo esavalente in una fonte di approvvigionamento sotterranea in concentrazione inferiore al futuro limite normativo (10 µg/L) ma al di sopra di un valore soglia definito a scopo cautelativo dall'azienda; questo pericolo è stato quindi classificato con un livello di rischio molto alto e, pertanto, è stata proposta ed attuata una nuova misura di controllo che consiste nella riduzione della concentrazione di cromo esavalente alla captazione. Ciò dimostra l'efficacia del WSP in termini di prevenzione: il rischio è stato mitigato ancor prima che si verificasse una non conformità e quindi un impatto sulla salute umana dei consumatori.

Oltre a questi benefici, più in generale la valutazione di rischio ha indotto il gestore ad identificare connessioni tra le evidenze analitiche (pericoli) e le rispettive cause (eventi pericolosi), anche non immediatamente ovvie. Per esempio, se prima la presenza di cromo esavalente in un'acqua di falda veniva affrontata pensando solo al trattamento per rimuovere l'inquinante,

ora si valutano anche le possibili cause della presenza della contaminazione nella falda (es. presenza di sito contaminato). Ciò fa sì che aumenti la consapevolezza da parte del gestore, ma anche da parte degli enti di controllo e di protezione dell'ambiente che prevedono azioni correttive per mitigare all'origine i rischi (es. monitoraggio e/o messa in sicurezza del sito contaminato).

Un altro aspetto importante è emerso dalla valutazione di rischio iniziale in cui non si considerano le misure di controllo esistenti: infatti, questa consente di avere una fotografia della situazione zero, ovvero della vulnerabilità del sistema nel qual caso le misure di controllo non siano efficaci.

L'analisi delle fonti di pressione porta come conseguenza l'introduzione all'interno della valutazione di rischio di parametri non oggetto di ordinario monitoraggio (es. se gli studi di ARPA evidenziano la presenza di sostanze perfluoroalchiliche nell'acqua di un piezometro di una discarica a monte di un pozzo ad uso potabile, è opportuno inserire questo parametro nella valutazione di rischio della captazione e nel piano di verifica). Questo rafforza l'approccio preventivo a tutela della salute umana, in quanto a scopo cautelativo si possono monitorare anche inquinanti non ancora normati. Tra questi, un esempio sono gli **inquinanti emergenti**, per i quali sono stati consultati diversi studi quali il progetto "Plumes" della Provincia di Brescia [6], il "Rapporto Pesticidi" di ISPRA [7] ed il progetto "SIN Caffaro" di ARPA Lombardia [8]. La ricaduta positiva di questa attività si è tradotta nell'introduzione nel documento di valutazione di rischio di pericoli connessi agli inquinanti emergenti segnalati da questi studi; inoltre, si è tenuto conto di questi inquinanti anche nel piano di verifica.

Tra le innovazioni apportate dal WSP, si evidenzia la creazione di un **Cloud**, uno spazio virtuale in cui archiviare e condividere i documenti del WSP con tutti i membri del *team* (ad esempio verbali delle riunioni, normativa di riferimento per i WSPs, cartografia del territorio gestito con indicazione delle fonti di approvvigionamento, classificazione dei corpi idrici utilizzati per l'approvvigionamento idrico, fonti di pressione, tavole dei pozzi in cui vengono indicate stratigrafia, localizzazione, schema idraulico, ecc.). Questo strumento consente una maggiore fruibilità dei documenti del WSP da parte dei soggetti facenti parte del gruppo di lavoro e permette, inoltre, una tracciabilità nel tempo dei dati, anche in seguito a modifiche. Il *Cloud* favorisce oltretutto il processo dinamico che è proprio del WSP: esso, infatti, deve essere periodicamente revisionato e aggiornato ogni qual volta vengano introdotte delle variazioni, facilmente archiviabili in questo spazio virtuale.

La **formazione del personale** coinvolto nella redazione dei WSPs consente da un lato di sviluppare abilità e conoscenze tecniche personali e dall'altro favorisce il confronto tra enti e gestori. Ad esempio, Acque Bresciane ha partecipato al "Corso di Formazione Nazionale per *Team leader* e Formatori di *team leader* per l'implementazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA) nella filiera idro-potabile" promosso dal Ministero della Salute e dall'Istituto Superiore di Sanità, tenutosi a Roma nel mese di luglio 2018; questo evento ha rappresentato anche un'occasione di condivisione di esperienze sul tema del WSP.

Nell'ambito del WSP un aspetto importante da considerare è il rapporto con i consumatori. A tal proposito, Acque Bresciane ha avviato un'attività volta ad incrementare la **comunicazione con gli utenti** attraverso la promozione di eventi divulgativi e l'*upgrade* del sito web. Per esempio, da novembre 2017 a marzo 2018 sono stati organizzati 5 incontri con la cittadinanza dal titolo "Lunedì dell'Acqua", per far conoscere e illustrare alcune tematiche e progetti in corso di realizzazione, tra i quali il WSP. Inoltre, è stato inserito nel sito *web* della società una sezione *ad hoc* chiamata "Piano di sicurezza delle acque". L'obiettivo di queste attività è quello di favorire una partecipazione più consapevole delle comunità locali ed incentivare il consumo di acqua del rubinetto grazie alla maggiore fiducia nella qualità del servizio.

L'obiettivo di queste attività è quello di favorire una partecipazione più consapevole delle

comunità locali ed incentivare il consumo di acqua del rubinetto grazie alla maggiore fiducia nella qualità del servizio.

Infine, una delle prossime attività consisterà nell'acquisizione di dati sulla percezione della qualità dell'acqua da parte degli utenti mediante questionari di *customer satisfaction* perfezionati. La ricaduta attesa di questo progetto è quella di migliorare la conoscenza di eventuali problematiche locali, ad integrazione di quelle attualmente segnalate attraverso il numero verde aziendale. Le criticità emerse saranno parte costitutiva degli indici di *performance* interni della società.

Un aspetto da tenere in considerazione, oltre ai benefici finora citati, è che l'esperienza di elaborazione dei WSPs ha richiesto l'**impiego di risorse umane ed economiche**, nonché di **tempo**. In particolare, la fase iniziale di definizione della metodologia di lavoro, raccolta ed elaborazione dati, sopralluoghi, compilazione di *checklist* e descrizione del sistema richiede significativo tempo, ma ci si attende che nei prossimi sviluppi le tempistiche per l'implementazione di queste attività si riducano in quanto ci si concentrerà sull'aggiornamento in caso di modifiche del sistema e sulla revisione periodica della matrice di rischio. Inoltre, ci si aspetta che l'utilizzo del WSP agevoli progressivamente anche le quotidiane attività di gestione dei sistemi acquedottistici, sia per la presenza di un *database* di facile accesso in cui trovare i dati e le valutazioni già effettuate, sia per la riduzione del numero di interventi da eseguire in emergenza in virtù di una modalità gestionale basata sulla prevenzione.

La Figura 1 illustra in modo schematico le principali ricadute applicative descritte.

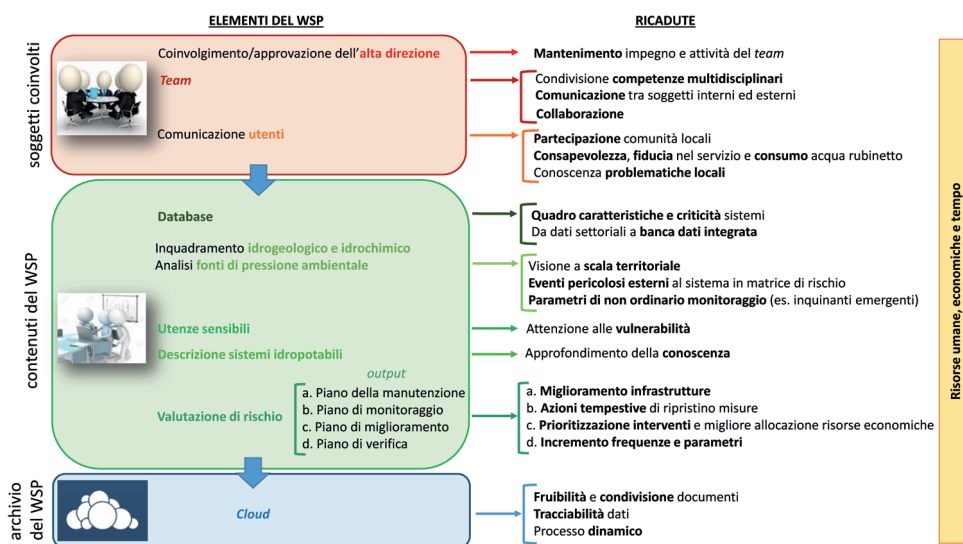


Fig. 1 – Principali ricadute applicative dei WSPs di Acque Bresciane

3. Conclusioni

Lo sviluppo dei WSPs di Acque Bresciane, avviato a febbraio 2017 in conformità ai principi delle linee guida dell'ISS, ha evidenziato diversi aspetti innovativi che si traducono in benefici per il gestore e per tutti gli *stakeholders*, in particolare gli utenti.

Il *team* con competenze multidisciplinari, supportato dall'alta direzione, ha evidenziato una positiva collaborazione tra i soggetti interni alla società, ma anche con gli enti esterni di controllo, ricerca e protezione ambientale.

La costruzione di un primo *database* dei sistemi idropotabili ha consentito il passaggio da una gestione dei dati di tipo settoriale all'utilizzo di una banca dati integrata.

L'inquadramento idrogeologico e idrochimico e la georeferenziazione delle fonti di pressioni sul territorio, effettuati al fine di valutare i rischi alla captazione, hanno permesso di avere una visione a scala territoriale delle vulnerabilità e criticità ambientale che possono impattare sulla qualità delle acque sotterranee e superficiali utilizzate per l'approvvigionamento.

La valutazione di rischio ha prodotto in particolare i seguenti *output*: il piano della manutenzione, il piano di monitoraggio, il piano di miglioramento e il piano verifica. L'applicazione di questi piani ha portato ad un miglioramento delle infrastrutture e della qualità dell'acqua distribuita, nonché ad una allocazione ottimizzata delle risorse economiche all'interno del piano investimenti.

La creazione di un *Cloud* nel quale archiviare e condividere con il *team* i documenti del WSP consente una maggiore fruibilità dei dati e favorisce il processo dinamico proprio del WSP.

L'attenzione rivolta agli utenti mediante la promozione di eventi divulgativi e l'aggiornamento del sito web ha come ricaduta attesa la maggiore conoscenza e consapevolezza, l'incremento della fiducia nel servizio e quindi un maggior consumo di acqua del rubinetto. L'acquisizione di dati dei questionari di *customer satisfaction* consentirà di migliorare la conoscenza di eventuali criticità locali, che saranno integrate nel calcolo degli indici di *performance* interni della società.

Sebbene il WSP richieda l'impiego di risorse umane, economiche e tempo, consente di migliorare la gestione dei sistemi acquedottistici grazie ad un approccio preventivo che permette anche di ridurre il numero di interventi da eseguire in emergenza.

Bibliografia

[1] **Lucentini L., Achene L., Fuscoletti V., Nigro di Gregorio F., Pettine P.** (Ed.), *Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, 2014. (Rapporti ISTISAN 14/21) [2] *Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA)*, Regione Lombardia, 2016

[3] **Bellinzona S. A., Marchesi V., Cipriano G., Fazzone A.**, *Stato delle acque sotterranee in Regione Lombardia. Rapporto triennale 2014-2016*. ARPA Lombardia – Settore Monitoraggi Ambientali, giugno 2018

[4] *Stato delle acque superficiali Bacino del fiume Oglio e lago d'Iseo. Rapporto annuale 2014*. ARPA Lombardia – Settore Monitoraggi Ambientali, ottobre 2015

[5] *Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale (PTCP) della Provincia di Brescia*. Provincia di Brescia – Area Innovazione e Territorio, giugno 2014

[6] *Attività di affinamento delle conoscenze sulla contaminazione delle acque sotterranee in Provincia di Brescia con definizione dei plumes di contaminanti ed individuazione delle potenziali fonti di contaminazione. Lotto "C – Ovest Bresciano. 1ª fase*. Provincia di Brescia, marzo 2016

[7] *Rapporto nazionale pesticidi nelle acque 282/2018. Dati 2015-2016*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), aprile 2018

[8] *Sito di Interesse Nazionale Brescia-Caffaro. Monitoraggio acque sotterranee. Risultati delle indagini geochimiche e piezometriche luglio - dicembre 2017*. ARPA Lombardia, aprile 2018

Effetto della sostanza organica naturale sul breakthrough dei PFAS in colonne di adsorbimento

*Paolo Roccaro paolo.roccaro@unict.it, Massimiliano Sgroi, Erica Gagliano,
Federico G.A. Vagliasindi*

*Dipartimento di Ingegneria Civile e Architettura, Università degli Studi di Catania, Viale A.
Doria 6, 95125 Catania, Italy*

Riassunto

L'effetto della sostanza organica naturale (NOM) sul breakthrough di tre sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) selezionate, è stato valutato mediante test di adsorbimento in colonna. L'acido perfluoroottanoico (PFOA), l'acido perfluorodecanoico (PFDA) e l'acido perfluoroottansolfonico (PFOS) sono i tre PFAS investigati durante la filtrazione su carboni attivi granulari (GAC). Gli esperimenti sono stati condotti utilizzando acqua reflua, acqua superficiale e acqua sintetica (NOM fluviale disciolta in acqua deionizzata). Sebbene una differenza tra il fouling del carbone attivo sia stata osservata durante la filtrazione delle diverse tipologie di acqua, l'adsorbimento dei PFAS ha evidenziato curve di breakthrough molto simili. Inoltre PFOA, PFDA e PFOS sono PFAS a catena lunga che, grazie alla presenza della catena idrofobica, sono in grado di formare aggregati molecolari, trattenuti sulla superficie attiva.

Summary

This study investigated the effect of natural organic matter (NOM) on the breakthrough of three different PFAS, namely perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorodecanoic acid (PFDA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS), during granular activated carbon (GAC) filtration. Experiments were accomplished using three different water qualities, including wastewater, surface water and synthetic water (riverine NOM dissolved in deionized water). Although differences between the rates of carbon fouling were observed during filtration of different water qualities, adsorption of PFAS compounds showed very similar breakthrough curves and it seemed to be independent of water quality. PFOA, PFDA and PFOS are long-chained PFAS that due to the presence of a long hydrophobic chain are able to form molecular aggregates, which can be retained on the active surface by hydrophobic interactions.

1. Introduzione

La proposta di revisione della Direttiva europea prevede l'inclusione delle sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) nella lista di composti regolamentati. Si tratta di molecole costituite da una catena alchilica idrofobica completamente fluorurata legata ad un gruppo idrofilo terminale. Sostanze per-fluoroalchiliche (PFAS) è il termine generale, usato per la prima volta da Hekster et al. [1], per descrivere un ampio gruppo di sotto-prodotti di processi industriali, sostanze di natura antropica la cui presenza nell'ambiente è da attribuire alla loro vasta produzione e utilizzo da parte dell'uomo [2]. L'inizio della produzione dei PFAS risale alla fine degli anni '50 quando trovano applicazione in molti processi industriali per la produzione di

un elevato numero di beni di consumo. I PFAS sono utilizzati per evitare l'assorbimento di grassi da parte degli imballaggi alimentari, per rendere i tessuti di divani e tappeti resistenti all'assorbimento di macchie, per conferire agli indumenti maggiore impermeabilità. Inoltre queste sostanze aiutano a ridurre l'attrito e trovano quindi applicazione in altri campi come edilizia, industria automobilistica e aerospaziale. I PFAS sono rilasciati nell'ambiente durante la loro applicazione e produzione industriale ma anche in seguito a lisciviazione e degrado dei prodotti di consumo in cui sono presenti [3]. Pertanto risultano ubiquitari nelle diverse matrici ambientali e l'esposizione dell'uomo a tali sostanze risulta inevitabile e in continua crescita. Negli ultimi anni, concentrazioni elevate di PFAS sono state rilevate in acque reflue, superficiali e sotterranee in differenti regioni del mondo, tra cui Europa e Italia. In particolare, la Regione Veneto, a seguito dell'emergenza PFAS, ha avviato in tempi molto rapidi, strumenti di sorveglianza e monitoraggio delle fonti di approvvigionamento di acqua potabile e delle reti di distribuzione acquedottistiche. Inoltre, il D. Lgs. 172/2015 ha fissato gli standard di qualità ambientale per i corpi idrici superficiali, includendo non solo il composto PFOS ma anche per altri composti appartenenti alla famiglia delle sostanze per-fluoroalchiliche rappresentando quindi un ampliamento della direttiva europea e comprendendo anche alcuni dei composti a catena corta (e.g. PFBA, PFBS).

L'adsorbimento su carboni attivi granulari è stato impiegato come intervento di emergenza per il loro controllo, sebbene frequenti rigenerazioni sono necessarie per garantire l'efficienza di rimozione. Tuttavia, molti studi mostrano che i PFAS hanno un breakthrough rapido e maggiori approfondimenti sono necessari per capire l'effetto di altri contaminanti nella matrice da trattare ed in particolare della sostanza organica naturale (NOM) che occupa i siti attivi del carbone attivo [4].

Scopo del presente studio è stato quello di investigare la rimozione di selezionati PFAS durante filtrazione su carboni attivi granulari (GAC) utilizzando acque a diverso contenuto di sostanza organica (acque superficiali e acque reflue). Infatti, ad oggi poche sono le informazioni relative all'effetto sull'adsorbimento di PFAS dovuto alla presenza di sostanza organica di diversa qualità, caratteristiche e contenuto.

2. Materiale e metodi

2.1 Acque analizzate e contaminanti investigati

Per gli esperimenti descritti in questo lavoro sono state utilizzate tre diverse tipologie di acque, ovvero un'acqua superficiale (acqua di fiume), un'acqua creata sinteticamente in laboratorio dissolvendo in acqua deionizzata sostanza organica naturale del Suwannee River acquistata dalla International Humic Substances Society (St. Paul, MN, USA) e l'effluente di acqua reflua proveniente da un impianto di depurazione. Tutte le acque sono state filtrate a 0.45 μm tramite filtri a cartuccia (GE Healthcare, USA) prima delle sperimentazioni. I principali parametri di qualità delle acque investigate sono riportati in Tab. 1.

Acqua	DOC (mg/L)	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	SUVA (L/m/mg)	pH
Acqua sintetica	4.3	0.096	2.3	6.7
Acqua superficiale	5.4	0.184	3.4	8.4
WWTP 2	7.0	0.162	2.3	7.5

Tab. 1 – Parametri di qualità delle acque.

Tre composti appartenenti alla famiglia dei PFAS sono stati investigati. L'acido prefluorootanoico (PFOA) e l'acido perfluorodecanoico (PFDA) con gruppo funzionale carbossilico e l'acido perfluoroottansolfonico (PFOS) con gruppo funzionale solfonico. Tali contaminanti sono stati iniettati nelle acque studiate a tipiche concentrazioni ambientali. In Tab. 2 si riportano le caratteristiche fisico chimiche dei PFAS analizzati e la loro concentrazione nelle cinque acque investigate.

Comp.	Formula	pK _a	Log k _{ow}	Acqua sintetica	Acqua superficiale	Acqua reflua
PFOA	C ₈ HF ₁₅ O ₂	-4.2	5.11	138	269	174
PFDA	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂	-5.2	6.51	282	238	nd
PFOS	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	-3.32	5.43	153	246	556

*nd=non disponibile. Proprietà chimiche dei composti sono state ottenute tramite software ChemAxon.

Tab. 2 – Proprietà chimiche e concentrazione (ng/L) dei PFAS nelle cinque acque investigate.

2.2 Metodi analitici

I PFAS selezionati sono stati analizzati in acqua tramite cromatografia liquida accoppiata ad uno spettrometro di massa con triplo quadrupolo Agilent 6460 (Agilent Technologies, Santa Clara, CA). Al sistema cromatografico è stato abbinato un sistema di estrazione in fase solida (SPE) on-line. La metodologia analitica ha richiesto solo 1.7 mL di campione. Dettagli riguardo la procedura analitica utilizzata possono essere trovati in letteratura [5]. Gli standard analitici utilizzati sono stati acquistati da Sigma-Aldrich (St. Louis, MO) e caratterizzati da purezza > 97%. Gli standard marcati ¹³C₄-PFOA, ¹³C₂-PFDA e ¹³C₄-PFOS sono stati invece ottenuti da Wellington Laboratories (Ontario, Canada). Tutti i solventi utilizzati sono stati di purezza idonea ad analisi LC-MS e ottenuti anch'essi da Sigma-Aldrich.

Per l'analisi del carbonio organico disciolto (DOC) i campioni filtrati a 0.45 µm sono stati acidificati a pH < 3 tramite aggiunta di acido cloridrico. Un analizzatore per carbonio totale Shimadzu TOC-L_{CSH} (Kyoto, Japan) è stato utilizzato per la quantificazione. L'assorbanza UV è stata misurata tramite uno spettrofotometro UV/Vis Varian Cary 50. Gli spettri di fluorescenza sono stati ottenuti tramite spettrofluorimetro Varian Cary Eclipse e corretti secondo quanto descritto in letteratura [6]. Il parametro fluorescenza totale (I_{tot}) è stato calcolato integrando i valori di fluorescenza rispetto intera superficie dello spettro come indicato da Chen et al. [7].

2.3 Procedura sperimentale

Test di adsorbimento su filtri GAC a scala reale o pilota richiedono un elevato dispendio di tempo. Per ovviare a tale limitazione, procedure bench-scale, che possono essere condotte entro limitati periodi di tempo, sono state sviluppate per predire accuratamente un processo di adsorbimento su GAC a scala reale. Tali simulazioni prendono il nome di "Rapid Small Scale Column Test" (RSSCT). Tutti i test RSSCT in questo studio sono stati progettati basandosi sul modello a diffusività costante così come descritto in studi precedenti [8]. Il carbone utilizzato è stato il Norit Darco 12x40 e il simulato empty bed contact time (EBCT) del filtro 5.2 minuti.

Prima di ogni test, il carbone attivo è stato macinato e fatto passare attraverso setacci in maniera tale da selezionare un materiale con granulometria compresa tra 0.1 mm e 0.140 mm (d_p = 0.125 mm). Il carbone ottenuto è stato quindi lavato con acqua ultra pura e conservato in ambiente sterile fino all'uso. La portata dell'acqua pompata attraverso i simulati filtri GAC è stata controllata tramite pompa peristaltica. Una volta fatto partire l'esperimento, campioni

dell'effluente del filtro GAC sono stati prelevati periodicamente ed analizzati per la determinazione del DOC e dei PFAS selezionati.

3. Risultati e discussione

3.1 Adsorbimento della sostanza organica su carbone attivo

In questo studio l'adsorbimento della sostanza organica su carbone attivo è stato valutato tramite misure di DOC, assorbanza UV e fluorescenza (Fig. 1). La velocità di breakthrough per i tre parametri considerati è stata nell'ordine: $\text{DOC} > \text{UV}_{254} > \Phi_{\text{tot}}$. Quindi, queste tre diverse tecniche utilizzate per la caratterizzazione della sostanza organica sembrano essere rappresentative di componenti diverse, le quali a sua volta vengono adsorbite in maniera diversa durante il processo di filtrazione su GAC. Il breakthrough più veloce per tutti e tre i parametri investigati è stato osservato nel caso di filtrazione di acqua sintetica. Quest'acqua contiene un estratto di sostanza organica fluviale, ma a differenza della reale acqua superficiale, non presenta alcuna concentrazione di sali disciolti e quindi di ioni. In accordo con queste osservazioni, è ben noto che la forza ionica di un'acqua può significativamente influenzare il processo di adsorbimento su carboni attivi. Anche la manipolazione e il processo di concentrazione di questa sostanza organica può avere ridotto la sua capacità di adsorbimento.

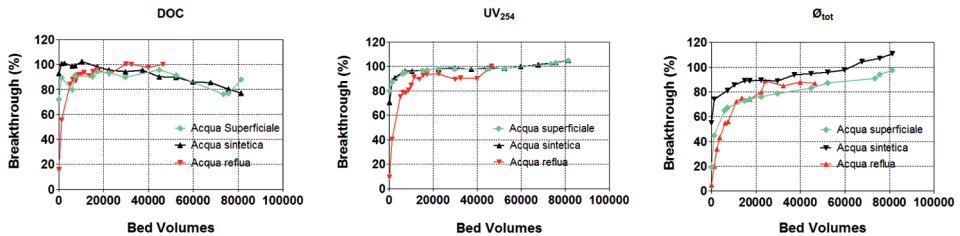


Fig. 1 – Curve di breakthrough per il DOC, UV_{254} e fluorescenza totale (Φ_{tot}) in funzione dei bed volumes di acqua trattata [9].

Al contrario, il maggiore adsorbimento di sostanza organica e quindi un maggiore fouling del carbone attivo si è osservato nel caso di filtrazione di acqua reflua. L'acqua superficiale ha presentato una curva di breakthrough per l' UV_{254} molto simile a quella dell'acqua sintetica, mentre l'andamento della curva di breakthrough relativo alla fluorescenza è stato molto più simile a quello osservato nel caso di acqua reflua. Quindi, l'acqua superficiale ha avuto un adsorbimento di sostanza organica intermedio tra quello osservato nel caso di filtrazione di acqua reflua e quello osservato durante la filtrazione dell'acqua sintetica.

3.2 Adsorbimento die PFAS

In Fig. 2 sono raffigurate le curve di breakthrough per il PFOA, il PFDA e il PFOS osservate nelle tre acque investigate.

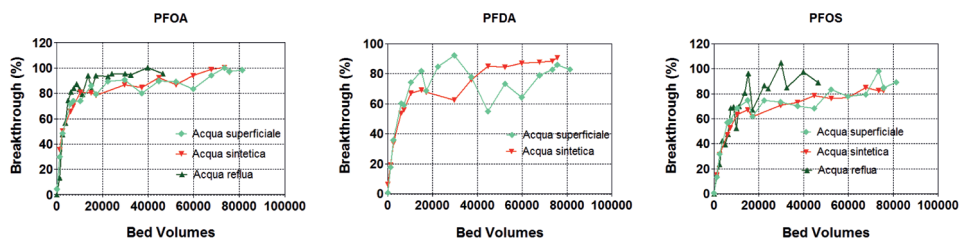


Fig. 2 – Curve di breakthrough per il PFOA, PFDA e PFOS in funzione dei bed volumes di acqua trattata [9].

In Tab. 3 sono riportati i numeri di BVs corrispondenti al 50% di breakthrough (BV_{50}) per ogni PFAS analizzato al fine di fornire al lettore un dato quantitativo sul breakthrough osservato per questi contaminanti nelle diverse acque investigate. I dati in Tab. 3 confermano quanto si può osservare dai grafici riportati in Fig. 2. Ovvero, il composto con gruppo funzionale solfonico PFOS è stato il contaminante meglio adsorbito in tutte le acque, mentre, tra i due composti con gruppo funzionale carbossilico, il PFDA, che è il composto a catena carboniosa fluorurata più lunga, ha mostrato un migliore adsorbimento rispetto il PFOA, in accordo con quanto già riportato nella letteratura scientifica [4,9]but also affects PFC distribution at solid-liquid interfaces and their fate in aquatic environments. This article reviews the adsorption behavior of different PFCs (mainly perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate.

Composto	Acqua sintetica	Acqua superficiale	Acqua reflua
	BV_{50}	BV_{50}	BV_{50}
PFOA	2500	2735	2768
PFDA	5287	4494	nd
PFOS	6562	4992	6346

^a nd = non disponibile

Tab. 3 – Bed Volumes per il breakthrough al 50% (BV_{50}) dei PFAS in tutte le acque testate [9].

Relativamente al confronto tra le cinetiche di adsorbimento di uno stesso contaminante su stesso carbone attivo, ma utilizzando acque diverse, si può concludere che tutti e tre i PFAS investigati sono stati rimossi in maniera simile da tutte e tre le acque utilizzate durante le sperimentazioni. Infatti, valori simili di BV_{50} sono stati ottenuti per uno stesso contaminante in tutte e tre le acque investigate. Inoltre, le curve di breakthrough riportate in Fig. 2 s molto simili per uno stesso contaminante. Ciò suggerisce che fenomeni di interazione e competizione tra i PFAS investigati e particelle di sostanza organica di diversa natura non abbiano avuto un'influenza particolare sul processo di adsorbimento. Il PFOA, PFDA e PFOS sono PFAS a catena lunga e proprio per la presenza di una lunga catena idrofobica sono in grado di formare aggregati molecolari, i quali vengono ritenuti sulla superficie del materiale adsorbente tramite interazione idrofobica [10]A600E and A532E. Dunque, l'adsorbimento di questi composti sembra essere principalmente dovuto a interazioni di carattere idrofobica, mentre la competizione per i siti attivi del carbone attivo non rappresenta un significativo fattore limitante.

4. Conclusioni

Il presente studio ha investigato il processo di adsorbimento su carbone attivo di tre diversi PFAS (PFOA, PFDA, PFOS) utilizzando acque con diverso contenuto di sostanza organi-

ca. In particolare l'efficienza del processo è stata valutata utilizzando un'acqua superficiale, un'acqua sintetica prodotta in laboratorio e l'acqua di un'effluente secondario di un impianto di depurazione. Le sperimentazioni condotte a scala di laboratorio hanno evidenziato:

- Parametri diversi utilizzati per la caratterizzazione della sostanza organica di un'acqua sono stati adsorbiti in maniera differente. In particolare, l'ordine di adsorbimento osservato è stato fluorescenza > assorbanza UV > DOC;
- La sostanza organica è stata meglio adsorbita durante la filtrazione di acqua reflua, mentre il minore adsorbimento è stato osservato nel caso di acqua sintetica;
- Il PFOS è stato il contaminante maggiormente rimosso seguito da PFDA e PFOA in tutte le acque investigate;
- Le cinetiche di adsorbimento per tutti i PFAS investigati sono risultate equivalenti in tutte le acque utilizzate e indipendenti dal contenuto di sostanza organica.

Bibliografia

- [1] **Hekster F, de Voogt P, Pijnenburg A, Laane R.** Perfluoroalkylated substances: Aquatic environmental assessment Report RIKZ/2002.043. The Hague (NL): National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ). 2002.
- [2] **USEPA.** Emerging Contaminants- Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoic Acid (PFOA). Fact sheet,1-6. 2012.
- [3] **Moody CA, Field JA.** Perfluorinated surfactants and the environmental implications of their use in fire-fighting foams. *Environmantal Sci Technol* 2000, 34:3864–3870.
- [4] **Du Z, Deng S, Bei Y, Huang Q, Wang B, Huang J, Yu G.** Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents-A review. *J Hazard Mater* 2014, 274:443–454.
- [5] **Anumol T, Snyder SA.** Rapid analysis of trace organic compounds in water by automated online solid-phase extraction coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Talanta* 2015, 132:77–86.
- [6] **Sgroi M, Roccaro P, Korshin G V., Greco V, Sciuto S, Anumol T, Snyder SA, Vagliasindi FGA.** Use of fluorescence EEM to monitor the removal of emerging contaminants in full scale wastewater treatment plants. *J Hazard Mater* 2017, 323:367–376.
- [7] **Chen W, Westerhoff P, Leenheer JA, Booksh K.** Fluorescence Excitation-Emission Matrix Regional Integration to Quantify Spectra for Dissolved Organic Matter. *Environ Sci Technol* 2003, 37:5701–5710.
- [8] **Anumol T, Sgroi M, Park M, Roccaro P, Snyder SA.** Predicting trace organic compound breakthrough in granular activated carbon using fluorescence and UV absorbance as surrogates. *Water Res* 2015, 76:76–87.
- [9] **Sgroi M, Anumol T, Roccaro P, Vagliasindi FGA, Snyder SA.** Modeling emerging contaminants breakthrough in packed bed adsorption columns by UV absorbance and fluorescing components of dissolved organic matter. *Water Res* 2018, 145:667–677.
- [10] **Zaggia A, Conte L, Falletti L, Fant M, Chiorboli A.** Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants. *Water Res* 2016, 91:137–146.

WATER MANAGEMENT AND VALORIZATION

GESTIONE SOSTENIBILE ED EFFICIENTE DELLE RISORSE IDRICHE IN AGRICOLTURA: IRRIGAZIONE SMART E RIUSO DELLE ACQUE REFLUE

Secondo quanto riportato dall'OCSE, l'agricoltura utilizza circa il 70% dell'acqua prelevata oggi nel mondo e contribuisce anche all'inquinamento delle acque dovuto ad eccessi di nutrienti, pesticidi e altri inquinanti. In uno scenario a breve-medio termine, la crescente pressione derivante dall'urbanizzazione, dall'industrializzazione e dai cambiamenti climatici genererà per il comparto agricolo una maggiore concorrenza per lo sfruttamento delle risorse idriche. Inoltre, il cambiamento climatico potrebbe influenzare l'approvvigionamento idrico per l'agricoltura attraverso una mutata distribuzione stagionale delle precipitazioni, nonché tramite una sempre maggiore incidenza e gravità degli eventi estremi quali alluvioni e siccità. La gestione sostenibile ed efficiente dell'acqua in agricoltura è pertanto fondamentale per aumentare la produzione agricola, garantire che l'acqua possa essere condivisa con altri utenti e mantenere i benefici ambientali e sociali dei sistemi idrici a servizio del settore agricolo. In tal senso, i Governi e la società devono migliorare la sostenibilità economica e l'efficacia ambientale delle politiche che mirano a incrementare l'efficienza nell'uso delle risorse idriche e a ridurre l'inquinamento idrico causato dai sistemi agricoli. Soluzioni eco-innovative e digitali, come il riutilizzo delle acque reflue e l'irrigazione di precisione, possono svolgere un ruolo importante per la sostenibilità del nesso acqua-energia-carbonio-cibo.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, Università di Bologna, Università Politecnica delle Marche, ANBI, Confagricoltura, Horizon2020 SWAMP Consortium, Horizon2020 HYDROUSA Consortium**

Presidenti di sessione:

- Francesco Fatone, *Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo e EU Innovation Deal on Water Reuse*
- Attilio Toscano, *Università di Bologna e EU H2020 SWAMP consortium*

Criteri di pianificazione per il riutilizzo delle acque reflue depurate ed applicazioni in Lombardia

*Giorgio Bertanza giorgio.bertanza@unibs.it, Carlo Collivignarelli, Alessandro Abbà –
Università degli Studi di Brescia, Brescia
Sergio Papiri – Università degli Studi di Pavia, Pavia*

Riassunto

Il riutilizzo delle acque reflue è ormai in uso in numerose realtà anche a livello mondiale. Tale pratica può essere vista come un intervento finalizzato sia al recupero della risorsa (acqua e nutrienti), sia alla riduzione del carico inquinante gravante sui corpi ricettori, con il conseguente contributo al risanamento degli stessi. Entrambi questi aspetti assumono una considerevole valenza specialmente in alcune aree del Nord Italia, come quella del bacino del Lambro-Seveso-Olona, caratterizzata da un'elevata pressione antropica, con un carico molto elevato in termini sia di popolazione residente, sia di attività industriale. In questo lavoro sono riassunti i risultati di alcuni lavori, recentemente svolti dagli autori, riguardanti la pianificazione del riutilizzo delle acque reflue.

Summary

Wastewater reuse counts several widespread applications worldwide. Wastewater reuse may yield a double benefit: resources recovery (water and nutrients) and reduction of pollutants load weighing upon the receiving water bodies, which can be, consequently, progressively reclaimed. Both these issues acquire stronger value if we consider some industrialized and heavily populated regions, which are prone to a deep and continuous anthropogenic pressure, as in the case of Lambro-Seveso-Olona catchment area. This work summarizes the results of recent researches about wastewater reuse planning, carried out by the authors.

1. Introduzione

Il riutilizzo delle acque di scarico depurate è un tema di grande attualità. Oggi infatti le acque reflue sono sempre più considerate come una risorsa da cui recuperare acqua, nutrienti, carbonio organico, sabbie, fibre, polimeri organici [1]. In Italia, grosso impulso fu dato dall'emanazione del D.M. 185/03. Gli autori della presente memoria, fin da allora, promossero giornate di studio [2-5], per fare il punto della situazione sullo stato dell'arte, le criticità e le prospettive nel nostro Paese.

Pur contandosi, oggi, numerosi esempi applicativi (es. [6-9]), a dimostrazione della fattibilità tecnico-economica (almeno in determinate situazioni), sono ancora molti gli aspetti controversi. Ciò, nei fatti, determina un ritardo nella emanazione di una direttiva comunitaria [10]. Gli interventi volti a incentivare il riuso delle acque di scarico urbane devono in ogni caso essere individuati nell'ambito di una pianificazione a livello di bacino idrografico (o di ambito territoriale ottimale). Ai sensi del D.M. 185/03, art. 5, le Regioni dovevano definire, nei Piani di Tutela delle Acque, “un primo elenco degli impianti di depurazione di acque reflue urbane

il cui scarico deve conformarsi ai limiti di cui all'articolo 4" e, in particolare, "gli impianti di depurazione, la tipologia delle reti di distribuzione da impiegare per il riutilizzo e le infrastrutture di connessione con le reti di distribuzione". Tuttavia, per quanto premesso, non vi è dubbio che la pianificazione rappresenti un problema molto complesso, che coinvolge aspetti di ordine ambientale, economico, tecnico-operativo, amministrativo-normativo, sociale.

Per quanto riguarda gli aspetti economici, il costo del riutilizzo comprende una serie di oneri che vanno dall'affinamento dell'acqua depurata alla gestione della rete di distribuzione. Chiaramente sono influenzati da molti fattori (tipi di trattamenti, requisiti di qualità per il riutilizzo, dimensione dell'impianto ecc.) ed è assai difficile indicare dei valori che abbiano validità generale. Il costo dell'acqua trattata (rispetto a quello dell'acqua prelevata dal sottosuolo o da fiumi) è segnalato tra i maggiori ostacoli al riutilizzo.

Relativamente agli aspetti ambientali, occorre garantire che il riuso avvenga in condizioni di assoluta sicurezza per quanto riguarda potenziali danni all'ambiente e, in ultima analisi, all'uomo. Un elemento operativo cruciale, in tal senso, è rappresentato dalle modalità di campionamento e controllo delle acque destinate a riuso. Occorre poi inquadrare, anche a livello normativo, la pratica molto diffusa del riutilizzo agricolo "indiretto" (scarico in corpi idrici da cui si preleva acqua per l'irrigazione), così come la possibilità di ricorso al riutilizzo delle acque di scarico nel caso di colture di tipo biologico. Sempre in relazione alla tematica ambientale, si vuole poi evidenziare che il riutilizzo degli scarichi può essere visto, non già nell'ottica di recuperare una risorsa, quanto piuttosto come un modo per evitare lo scarico di inquinanti nei corpi idrici superficiali, favorendo quindi il processo di risanamento di questi ultimi.

Un elemento che può costituire un freno al riutilizzo è rappresentato dalle cosiddette "barriere sociali" ovvero da quella diffidenza che il potenziale utilizzatore inevitabilmente manifesta nei confronti di un'acqua ricavata dagli scarichi fognari; anche per questo, l'adozione di chiari e affidabili metodi di controllo diventa determinante.

In questa memoria vengono riassunti i risultati di alcuni lavori, che gli autori hanno svolto recentemente sul tema della pianificazione del riutilizzo delle acque reflue. Il lettore, per approfondimenti e dettagli, può fare riferimento alle seguenti pubblicazioni: [7, 11-12].

2. La pianificazione del riutilizzo delle acque reflue a scala di bacino idrografico

L'esempio di pianificazione richiamato in questo paragrafo si riferisce al bacino Lambro-Seveso-Olona (Lombardia) e alla situazione delineata nel PTUA (Programma di Tutela e Uso delle Acque) del 2006. Gli autori ritengono che le considerazioni emerse allora siano tuttora valide (sia a livello metodologico, sia a livello tecnico-operativo) e possano essere trasferite ad altre realtà territoriali.

La Regione Lombardia prevedeva, tra gli interventi da attuare per il raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale entro il 2015, il riuso delle acque reflue depurate per oltre il 50% delle portate complessivamente scaricate dai depuratori nel bacino. Si poneva quindi la necessità di verificare la fattibilità e la disponibilità al riuso dei principali impianti dell'area Lambro-Seveso-Olona.

2.1 Gli impianti oggetto di studio

Gli impianti di depurazione appartenenti al bacino Lambro-Seveso-Olona e aventi potenzialità nominale maggiore di 10.000 AE, risultavano in numero di 35, con una potenzialità nominale complessiva pari a circa 6.800.000 AE. 23 di questi impianti avevano potenzialità maggiore di 50.000 AE, per una capacità complessiva pari al 95% della potenzialità totale di tutti i 35 impianti. In base a questo dato, si è deciso di focalizzare le valutazioni di fattibilità su questi ultimi impianti, in aggiunta a quelli di potenzialità inferiore a 50.000 AE, ma già indicati dal PTUA tra quelli per cui favorire il riutilizzo. Si è proceduto quindi ad un esame

del grado di funzionalità degli impianti effettuando l'elaborazione dei seguenti dati raccolti da ARPA e dei dati raccolti nel corso di una campagna di monitoraggio, specificamente messa in atto su 7 impianti. Dall'analisi dei dati è emerso che i parametri critici, per quanto attiene al DM 185/2003, risultavano i solidi sospesi, l'azoto totale, il fosforo totale, i tensioattivi ed *E. coli*, nonostante gli impianti fossero spesso dotati di trattamenti di filtrazione e disinfezione finale. Va segnalato che, nel frattempo, gli impianti sono stati adeguati ai limiti molto restrittivi per scarico in acque superficiali stabiliti dal Regolamento Regionale n° 003 del 24 marzo 2006.

2.2 Fattibilità tecnica del riutilizzo

Integrazioni impiantistiche richieste. Come detto sopra, gli impianti di depurazione si sono dovuti adeguare al Regolamento Regionale n.003 del 24 marzo 2006. Nel caso di riutilizzo diretto delle acque di scarico, l'adozione di un sistema di filtro-flocculazione garantisce il rispetto dei limiti per il riutilizzo relativamente ai parametri BOD, COD e SS (i limiti dettati dal D.M. 185/2003 su BOD e COD risultano addirittura meno restrittivi di quelli imposti dal regolamento regionale n.003). La disinfezione è necessaria e può garantire il limite imposto per il parametro *E.coli* di 10 UFC/100mL se opportunamente spinta, grazie anche alla presenza di un trattamento di filtrazione a monte. Bisogna però ricordare che esistono altri parametri, quali ad esempio i tensioattivi, che richiederebbero, per la loro rimozione, l'adozione di trattamenti aggiuntivi, come l'ossidazione chimica (peraltro integrabile con il trattamento di disinfezione), con complicazioni a livello impiantistico e gestionale. Infine va segnalato che un eventuale problema derivante da valori di SAR troppo elevati sarebbe tecnicamente difficile (impossibile) da risolvere con trattamenti a piè di impianto. Nel caso invece di riutilizzo indiretto (caso molto frequente per la presenza di una fitta rete irrigua), i limiti da rispettare rimarrebbero quelli per lo scarico in acque superficiali. La miscelazione degli effluenti depurati con acqua superficiale gioverebbe anche per quanto riguarda il contenuto salino dell'acqua rispetto all'utilizzo diretto di acque di scarico. In sostanza, il riutilizzo in questa forma potrebbe comportare come unica differenza rispetto allo scarico in acque superficiali una eventuale disinfezione spinta.

Aspetti idraulici. La disponibilità idrica complessiva per uso irriguo nell'area idrografica Lambro-Seveso-Olona è stata stimata in almeno 150 m³/s. La portata media annua complessiva effettiva delle acque reflue dei 23 impianti per i quali era all'esame la possibilità di favorire il riuso dei reflui in agricoltura è stata quantificata in circa 19 m³/s (di cui oltre il 60% proveniente dai 4 impianti più grandi), con una stima, al 2016, di circa 25 m³/s. Al fine di verificare la fattibilità del riutilizzo indiretto degli scarichi dei depuratori, è stata svolta, caso per caso, una indagine indirizzata a verificare la possibilità di deviare gli scarichi con interventi sostenibili sia dal punto di vista economico che strutturale.

2.3 Scenari di intervento

Sulla base delle considerazioni emerse dall'analisi effettuata, si è delineato uno scenario di intervento consistente essenzialmente nel favorire il riuso indiretto delle acque di scarico attraverso il loro convogliamento in canali irrigui. In particolare, per quanto riguarda la modalità di riutilizzo, un riuso diretto delle acque comporterebbe, dal punto di vista impiantistico, l'adozione di trattamenti spinti e molto costosi per la rimozione di inquinanti specifici (es. tensioattivi), senza dimenticare peraltro che ciò nonostante potrebbero verificarsi, a lungo termine, fenomeni connessi ad esempio alla presenza significativa di sodio nelle acque di scarico, molto dannosi per i suoli, non esistendo, di fatto, alternative "praticabili" a livello di impianti di trattamento per contenere il problema.

In definitiva, per 16 impianti ricadenti nell'area Lambro-Seveso-Olona la pratica del riuso agricolo degli effluenti è stata valutata fattibile.

Per quanto riguarda gli schemi impiantistici, non sono state individuate necessità di intervento particolari, essendo già previsto l'adeguamento ai nuovi limiti regionali per scarico in acque superficiali. Va solo segnalata la probabile necessità, in taluni casi (in relazione alle caratteristiche microbiologiche dei corpi ricettori), di garantire elevate efficienze di disinfezione, almeno durante la stagione irrigua.

Per quanto riguarda le opere idrauliche da realizzare, è stato effettuato un dimensionamento di massima delle condotte per il recapito degli scarichi ai possibili nuovi ricettori e, laddove necessario, di un impianto di pompaggio. La lunghezza dei canali adduttori necessari è risultata variabile da un minimo di poche decine di metri ad un massimo di 3 km, per uno sviluppo complessivo di condotte pari a circa 10,5 km.

2.4 Benefici attesi

I benefici attesi dalla pratica del riutilizzo agricolo indiretto o in ambito industriale delle acque di scarico possono essere essenzialmente valutati in termini di recupero della risorsa acqua, recupero dei nutrienti e, parallelamente, riduzione del carico sversato nei corpi ricettori. Una stima quantitativa di questi benefici è stata condotta sulla base delle portate scaricate dai depuratori (stima al 2016) e considerando di effettuare il riutilizzo agricolo per 6 mesi all'anno, e il riutilizzo industriale per l'intero anno. Il volume annuo di acqua recuperabile è stato valutato in 380 milioni di m³/anno, corrispondenti al 46% rispetto al volume annuo complessivamente trattato da tutti i 26 impianti considerati. Parallelamente si è calcolato uno scarico evitato di nutrienti nei corpi idrici superficiali pari a 3.851 tN/anno e 383 tP/anno, che pari al 46% del carico totale.

2.5 Aspetti economici

Per quanto riguarda gli aspetti economici, come più volte detto, per il riutilizzo indiretto dei reflui, sostanzialmente non sono stati previsti interventi diversi da quelli da mettere in atto per il rispetto dei limiti di qualità per scarico in acque superficiali. L'investimento per la depurazione (Mil. €), relativamente all'area di interesse, è stato così stimato: 600 (per l'area idrografica Lambro) + 8 (Olona Meridionale) + 622 (Olona-Lambro meridionale), per un totale di 1.230 Mil. €; di questi, però, 535 sono stati previsti per l'ATO Città di Milano. Per quanto concerne le opere richieste per consentire il riuso irriguo degli effluenti dei depuratori, il dimensionamento di massima delle condotte per il recapito degli scarichi ai possibili nuovi ricettori ha consentito di valutare i costi presunti di investimento in circa 10,6 Mil. €. Come si può vedere confrontando gli investimenti complessivi già previsti per l'attuazione delle previsioni del PTUA e gli interventi previsti per la diversione degli scarichi al fine di consentire il riutilizzo agricolo, questi ultimi risultano di entità trascurabile. Pertanto si è concluso che questi investimenti potessero rientrare nella pianificazione senza introdurre variazioni significative.

3. Valutazione della fattibilità tecnico-economica del riutilizzo per il singolo impianto

In questo paragrafo si richiamano gli elementi essenziali di uno studio avente come obiettivo l'elaborazione di uno strumento metodologico utile alla valutazione, da parte dei Soggetti preposti alla pianificazione/progettazione degli interventi, della fattibilità del riuso delle acque reflue.

La metodologia di valutazione consiste essenzialmente nell'attribuzione di un punteggio a diversi aspetti tecnici (es. prestazioni del depuratore, fabbisogno idrico dell'utilizzatore, ...) ed economici (es. costo del trattamento e trasporto dell'acqua depurata verso l'utilizzatore). La metodologia sviluppata è stata applicata e verificata su 10 casi di studio.

3.1 *Gli indici di valutazione*

Per la valutazione delle prestazioni dei diversi comparti di interesse (impianti di depurazione, sistemi idraulici per il sollevamento e il trasporto dell'acqua, comparto irriguo) viene utilizzato un metodo di elaborazione che prevede, partendo da alcuni dati che caratterizzano il sistema (indicatori), di calcolare opportuni indici che esprimano, in modo quantitativo, una valutazione di merito relativamente ad un singolo aspetto (es. efficienza di rimozione di un determinato inquinante). La valutazione finale sintetizza i valori numerici attribuiti ai singoli indici.

Gli indicatori sono parametri di dettaglio (ad esempio rendimenti di depurazione, concentrazioni, costi specifici, produzione di fanghi, ecc.) calcolati sulla base di dati gestionali. Gli indici derivano da un confronto degli indicatori con valori "attesi" o "desiderati", oppure con limiti normativi.

La valutazione finale (V) è un valore numerico riassuntivo di tutti gli aspetti tecnico-economici considerati e si determina calcolando una somma pesata di tutti gli indici riferiti ai singoli aspetti. Infine, sulla base dei valori ottenuti, si perviene ad un giudizio complessivo di sintesi sulla fattibilità del riuso, che tiene conto dei punteggi calcolati per i singoli comparti.

Per dettagli sulla procedura, le formule di calcolo e i valori numerici di riferimento si rimanda a [12].

Nel complesso, il metodo di valutazione proposto, applicato ai diversi casi, ha permesso di evidenziare in forma sintetica i punti di forza e le problematiche delle realtà studiate. La bontà del metodo è stata peraltro evidenziata dalla concordanza tra il risultato ottenuto e il riscontro effettivo della realtà; in altre parole, a una valutazione positiva ha trovato riscontro una applicazione reale già in atto, mentre per situazioni dove il riutilizzo non era praticato si è in effetti ottenuta una valutazione negativa (anche solo per uno dei comparti esaminati).

4. Piano di monitoraggio per il riutilizzo di acque reflue depurate

Come detto in premessa, il monitoraggio rappresenta elemento chiave per garantire che il riutilizzo avvenga nel pieno rispetto dell'ambiente e della salute dell'uomo. Per questo, sono state elaborate alcune indicazioni relative ad un possibile piano di monitoraggio da attuarsi per verificare gli effetti del riutilizzo delle acque reflue depurate. Per ragioni di sintesi, si riporta solamente il caso del riuso in agricoltura.

Innanzitutto bisogna prevedere la definizione di un "bianco", ovvero monitorare le matrici di interesse prima dell'inizio della pratica di riutilizzo. Inoltre, se possibile, bisogna mantenere una parcella di controllo anche una volta avviato il riutilizzo; questa parcella continuerà ad essere irrigata in modo tradizionale.

Le problematiche ambientali che possono essere associate all'utilizzo di acque di scarico in agricoltura riguardano principalmente i derivanti apporti di: metalli pesanti; composti organici nocivi; azoto; patogeni.

Il monitoraggio dovrà riguardare tutte le matrici interessate, come di seguito riportato.

Acqua di scarico. Bisogna innanzitutto valutare l'efficienza dell'impianto di depurazione, e la quantità e qualità dell'acqua destinata al riuso.

Per quanto riguarda la quantità, occorre rilevare giornalmente i volumi di acqua destinati a riutilizzo; per la qualità, invece, sono da rilevare, settimanalmente, tutti i parametri riportati nel DM 185/2003, con le medesime modalità di campionamento previste nella norma stessa. Dopo un primo periodo (di durata indicativa di un mese), si potrà diradare la frequenza dei controlli e ricercare solo alcuni parametri critici/indicatori (es.: salinità, SAR, parametri microbiologici, ...).

Si osservi che la quantificazione del carico di azoto rientra nel conteggio del carico massimo ammissibile sui terreni.

Altra acqua per l'irrigazione. Analisi quali-quantitative analoghe a quelle effettuate per l'acqua di scarico dovranno essere svolte su tutta l'acqua (di rete, di falda, da corpo idrico superficiale) comunque utilizzata durante il periodo irriguo. Anche in questo caso, dopo un monitoraggio "intensivo" iniziale, sarà possibile ridurre il numero delle analisi (parametri e frequenza).
Pesticidi. È indispensabile conoscere i quantitativi e le caratteristiche qualitative dei pesticidi a vario titolo impiegati per discriminare il loro ruolo rispetto alla contaminazione di terreno e colture.

Ammendanti e fertilizzanti. Così come per i pesticidi, è necessario conoscere le caratteristiche quali-quantitative di ammendanti e fertilizzanti di sintesi e/o "naturali" (reflui zootecnici e fanghi di depurazione).

Falda acquifera. È opportuno effettuare un monitoraggio stagionale (1volta/stagione) della falda acquifera per verificare eventuali contaminazioni. La scelta dei parametri sarà fatta in funzione dei risultati del monitoraggio delle acque e di tutti i materiali usati in agricoltura.

Corpi idrici superficiali circostanti. Analogamente a quanto visto per la falda, potrà essere condotto un monitoraggio stagionale (1volta/stagione).

Suolo. Il monitoraggio del suolo deve essere eseguito con una frequenza annuale ed ha un triplice obiettivo: caratterizzare la matrice in relazione alla sua interazione con gli inquinanti; verificare l'eventuale accumulo di inquinanti e nutrienti; verificare l'attività della biomassa microbica e la presenza di ossigeno, attraverso misure di respirazione.

Colture. Innanzitutto, si deve effettuare un controllo visivo continuo, per evidenziare eventuali malattie delle piante. Alla raccolta, si procederà con la verifica della produttività (t/ha) e con l'analisi chimica per determinare la presenza di inquinanti, da confrontare con i valori limite di legge. È, inoltre, importante verificare il grado di contaminazione microbiologica.

5. Conclusioni

Il riutilizzo delle acque reflue è una pratica da incentivare per i notevoli benefici potenziali ad essa associati. Ciò richiede di operare in un quadro normativo chiaro ed efficace. Gli interventi tecnici da attuare devono essere individuati mediante una attenta pianificazione a livello di bacino idrografico. I molti aspetti da considerare (ambientali, economici, tecnico-operativi, sociali, amministrativi) rendono la pianificazione un'attività molto complessa. Gli esempi applicativi descritti in questa breve nota dimostrano come, adottando criteri di valutazione multidisciplinare, si possa pervenire alla verifica della sostenibilità (sotto tutti i punti di vista) degli interventi.

Bibliografia

[1] Gruppo di lavoro "Gestione degli impianti di depurazione" (2018). "Recupero di materia e di energia negli impianti di depurazione". A cura di Bertanza G., Foladori P., Guglielmi L., Maggioli Editore, Collana Ambiente & Territorio, ISBN 8891625809.

[2] Gruppo di lavoro "Gestione degli impianti di depurazione" (2003). "La gestione degli impianti di depurazione: il riutilizzo delle acque reflue risparmio idrico e riduzione dell'impatto sull'ambiente (DM del 12/06/03 n. 185)". 23ª Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Cremona, 20 novembre.

[3] Gruppo di lavoro "Gestione degli impianti di depurazione" (2004). "La gestione degli impianti di depurazione: il riutilizzo delle acque reflue aspetti impiantistici e gestionali". 26ª Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Verona, 16 aprile.

[4] Gruppo di lavoro "Gestione degli impianti di depurazione" (2006). "Il risparmio idrico in azienda: aspetti impiantistici e gestionali". 32ª Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Torino, 14 luglio.

[5] Gruppo di lavoro "Gestione degli impianti di depurazione" (2007). "Il riutilizzo delle acque reflue urbane e industriali". 34ª Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Cremona, 29-30 ottobre.

- [6] **APAT** (2005). “*Guida per l’adeguamento, miglioramento e razionalizzazione del servizio di depurazione delle acque di scarico urbane*”. A cura di Collivignarelli C., Bertanza G., Abbà A., Acquaotta V., Alberi M., Settembre.
- [7] **ISPRA** (2009). “*L’ottimizzazione del servizio di depurazione delle acque di scarico urbane: massimizzazione dei recuperi di risorsa (acque e fanghi) e riduzione dei consumi energetici*”. A cura di Collivignarelli C., Bertanza G., Collivignarelli M.C., Zanaboni S., Abbà A., Rapporto ISPRA, vol. 93, ISBN 978-88-448-0394-0.
- [8] **ISPRA** (2012). “*Modello di indagine per la valutazione della fattibilità del riuso delle acque reflue depurate*”. A cura di Collivignarelli C., Bertanza G., Papa M., Prandini F., Papiri S., Abbà A., Corradini R., Rapporto ISPRA, vol. 80, ISBN 978-88-448-0547-0
- [9] **Gruppo di lavoro “Gestione degli impianti di depurazione”** (2007). “*Riutilizzo delle acque reflue con destinazione d’uso industriale*”. A cura di Avezzù F., Cavallari S., Anselmi M., Volume Collana Ambiente, Ed. Cipa, Milano, ottobre.
- [10] **European Commission** (2018). “*Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on minimum requirements for water reuse*”. COM(2018) 337 final, Brussels, Maggio.
- [11] **IREr (Istituto Regionale di Ricerca della Lombardia)** (2007). “*Sostenibilità ed evoluzione tecnologica nel sistema di depurazione lombardo: il riutilizzo delle acque reflue e dei fanghi di depurazione* “. Volume 1: Ricerca delle migliori soluzioni e verifica della fattibilità di accordo tra gestori per il riutilizzo delle acque reflue nell’area idrografica Lambro Seveso Olona. Codice IREr: 2006B039.
- [12] **Papa M., Bertanza G., Abbà A.** (2016). “*Reuse of wastewater: a feasible option, or not? A decision support system can solve the doubt*”. Desalination and Water Treatment, 57(19), 8670-8682.

Gestione Risorsa Idrica e Innovazione Tecnologica: un uso sostenibile

*Olimpia Martucci, olimpia.martucciuniroma3.it, Gabriella Arcese, Chiara Montauti
Università degli Studi Roma Tre, Dipartimento di Economia Aziendale, Roma*

Riassunto

Oggi è più che mai chiaro come il modello agricolo europeo sia un modello multifunzionale: l'agricoltura è fonte, infatti, di sviluppo economico, sociale e ambientale: il suo ruolo va ben oltre la mera produzione alimentare, essa deve contribuire al mantenimento delle popolazioni e del tessuto economico delle zone rurali, alla loro economia, all'assetto del territorio e del patrimonio paesaggistico. In questa ottica la risorsa "acqua" non è un bene ammenabile infinito: spechi, inquinamento, siccità, e in generale il peggioramento in quantità e qualità dei corpi idrici, si coniugano in campo agricolo con una competizione più accentuata con le utilizzazioni civili e industriali.

Summary

Today is all the more clear how the European model of agriculture is multifunctional: agriculture is a source of economic, social and environmental development: its role goes far beyond food production, it must contribute to the maintenance of populations and the economic fabric of rural areas, their economy, the spatial planning and rural areas, their economy, the spatial planning and landscape heritage. In this context the resource, the "water" resource is not an infinite good: specks, pollutants, drought, and in general the worsening in quantity and quality of water bodies, are combined in the agricultural field with a more marked competition with civil uses and industrial.

1. Introduzione

L'acqua è una risorsa rinnovabile, ma cambiamenti climatici e demografici, sovra-sfruttamento delle risorse e inquinamento determinano un impoverimento delle disponibilità idriche in termini sia quantitativi che qualitativi, mettendone a rischio la sostenibilità sul medio e nel lungo periodo. Indicatori introdotti recentemente quali 'acqua virtuale' e 'impronta idrica' danno un'idea degli ingenti volumi d'acqua dolce necessari per la produzione di beni/servizi richiesti dal nostro stile di vita. Ma l'acqua non è solo un mezzo di produzione, è parte fondamentale del nostro paesaggio, della biodiversità, delle nostre foreste, ed è fortemente interconnessa con l'energia.

La crescente domanda d'acqua, nel settore irriguo come in quello civile potrebbe intensificare i problemi di carenza idrica e di soddisfacimento dei fabbisogni irrigui nelle regioni caratterizzate da elevata siccità (quali quelle italiane del bacino Mediterraneo), mentre, per aree tradizionalmente non affette da carenza idrica (quali quelle italiane del centro-nord, che hanno visto accentuarsi fenomeni siccitosi sconosciuti in passato) si potrebbe porre il problema di una revisione delle politiche di gestione finora adottate (Ipcc, 2007).

Una valutazione accurata delle richieste di risorsa idrica per irrigazione (così come per altri usi) è quindi un requisito fondamentale per una gestione più razionale dell'acqua (Maton et al., 2005), al fine di contribuire allo sviluppo di adeguate politiche e strategie di gestione, volte

ad incrementare ulteriormente l'efficienza dell'irrigazione mediante un'attenta programmazione degli interventi irrigui e la determinazione dei volumi su scala nazionale.

2. Relazione

Il fabbisogno idrico delle colture rappresenta, secondo l'International Commission on Irrigation and Drainage (Icid), il "totale di acqua necessaria per evapotraspirazione, dalla semina al raccolto per una determinata coltura in uno specifico regime climatico, quando l'acqua del suolo è adeguatamente mantenuta da piogge e/o dall'irrigazione in modo da non limitare la crescita delle piante e la piena produzione delle colture". Fra gli obiettivi dell'Agenda Onu per il 2030 c'è la sicurezza e sostenibilità idrica per tutte le aree del pianeta. Le proiezioni, però, dicono che il fabbisogno della popolazione mondiale potrebbe superare di oltre il 40% le risorse di acqua dolce entro quella data.

L'emergenza idrica è già una realtà. Organismi internazionali e fondazioni private si stanno mobilitando per una trasformazione dei modelli di gestione dell'acqua verso un sistema più equo, sostenibile e resiliente. La FAO, nel 2014, ha stimato che la carenza d'acqua affligge già tutti i continenti, all'incirca metà delle grandi città del mondo e più del 40% della popolazione globale. Entro il 2025, 1,8 miliardi di persone vivranno in paesi e aree soggette a carenza assoluta di risorse idriche, mentre i due terzi della popolazione mondiale potrebbero dover affrontare condizioni di stress idrico. Sebbene la stima del consumo totale di acqua sia variabile a seconda delle fonti, tutte però concordano sull'aumento dei prelievi di acqua potabile, che secondo alcune stime si sarebbero addirittura triplicati negli ultimi 50 anni.

Inoltre, i dati forniti dalla missione satellitare Gravity Recovery and Climate Experiment della Nasa mostrano come metà delle 37 falde acquifere più grandi del mondo - in zone che vanno dall'India alla Cina, dagli USA all'Australia - stanno sperimentando rapidi tassi di impoverimento o esaurimento. Inoltre, quasi tutte le maggiori falde in zone aride o semi-aride coincidono con le aree agricole principali di quelle regioni, il che pone seri rischi per la sicurezza alimentare globale. Tuttavia, nonostante la loro importanza critica, le risorse idriche sotterranee sono scarsamente monitorate e mal gestite in quasi tutto il mondo.

L'esigenza di un uso più consapevole e razionale delle risorse idriche ha orientato le linee di indirizzo della Commissione europea, prima attraverso la Direttiva Acqua 2000/60/CE, e poi nella definizione della Pac verso il 2020 (Commissione Europea, 2011), con l'obiettivo di coniugare la competitività del sistema agricolo con una più spinta tutela delle risorse ambientali. Le recenti comunicazioni sulla carenza delle risorse idriche e sulla siccità (Commissione Europea, 2007), nonché il documento "Blueprint" per la salvaguardia delle risorse idriche europee (Commissione Europea, 2012) hanno portato ad un ampliamento dei criteri di condizionalità degli aiuti per incentivare il risparmio d'acqua in agricoltura.

Nel nuovo regolamento CE 1305/2013 relativo al sostegno allo sviluppo rurale (Commissione Europea, 2013), numerosi articoli fanno riferimento alla risorsa idrica, tra questi l'art. 15, relativo, tra l'altro, alla promozione dell'avviamento di "servizi di consulenza, di sostituzione e assistenza alla gestione delle aziende agricole in materia di protezione delle acque". Rientrano in tale contesto i servizi di consulenza ed assistenza all'irrigazione in grado di fornire conoscenze più dettagliate sulle richieste idriche delle colture in vari stadi di sviluppo e in determinate condizioni agro-climatiche a livello aziendale.

2.1 Gestione Risorse Idriche: monitoraggio e controllo

La gestione delle risorse idriche va inserita in un contesto più ampio, dove accanto alle esigenze di funzionamento si guarda anche a problematiche di carattere ambientale in un'ottica di "sostenibilità irrigua". Essa richiede sforzi scientifici e imprenditoriali notevoli per sperimentare e innovare prodotti, processi e servizi che incentivino un uso efficiente delle risorse,

una più attenta compatibilità tra disponibilità e domanda, una depurazione più efficace a beneficio dei sistemi acquatici, un coinvolgimento proattivo dei cittadini.

Gli obiettivi sono necessariamente molteplici e investono il settore del controllo e monitoraggio, sia a livello della rete di distribuzione che fognaria (consumi idrici, apporti inquinanti, perdite delle reti), l'uso efficiente della risorsa (riuso, recupero di energia, di materie prime e biocombustibili), l'analisi e minimizzazione degli impatti negativi determinati dalla ricorrenza di eventi climatici estremi o anche da emissioni odorigene che interessano aree limitrofe ad impianti di trattamento e bacini idrici degradati.

Nel settore del monitoraggio dei consumi idrici le tecnologie ICT determineranno un salto di qualità. Sensoristica innovativa sarà impiegata per monitorare i carichi inquinanti veicolati nella rete fognaria, allo scopo di ottimizzare strategie di attenuazione nella gestione delle operazioni di scolo e acquisire dati sul trasporto di sostanze inquinanti pericolose (già normative a livello europeo e nazionale) ed emergenti (farmaci, *personal care products*, ecc), queste ultime ampiamente mobilitate in ambito urbano.

Dispositivi innovativi verranno applicati per il controllo dello stato di efficienza delle fognature urbane e degli impianti di depurazione. Nel settore della depurazione saranno privilegiate tecnologie a basso impatto ambientale, in termini di superfici occupate, produzione di fanghi e emissioni odorigene, volte a massimizzare il recupero di energia, di nutrienti e biocombustibili. Il ricorso a processi anaerobici che, nel trattamento di reflui, non consumano energia ma la producono sarà fortemente incentivato, così come la verifica sperimentale di nuove tecnologie che si affacciano nel panorama scientifico basate sull'impiego di "*microbial fuel cells*".

Verranno sperimentati in aree campione apparati innovativi per la valorizzazione del potenziale termico dell'acqua che fluisce nella rete acquedottistica. I possibili impatti sulla cittadinanza, determinati dalle situazioni di rischio derivanti da eventi climatici estremi quali alluvioni e fenomeni di carenza idrica e siccità, saranno affrontati e minimizzati attraverso la predisposizione di metodologie/indicatori di allerta precoce e l'indicazione di strategie di contrasto e mitigazione.

Saranno sviluppate semplici applicazioni su i-phone e tablets per consentire la diffusione di informazioni utili ai cittadini utenti su qualità, quantità e costo dell'acqua erogata, ma anche la segnalazione da parte di questi ultimi di situazioni di rischio quali quelle riconducibili a scarichi abusivi su suolo e corsi d'acqua. Sarà realizzato un sistema di gestione delle informazioni organizzato in modo da prevedere soluzioni interoperabili ed essere interfacciato con banche dati ambientali già esistenti e utili nel settore della sicurezza del territorio e del *waste management*.

2.2 Ricarica artificiale: il progetto WARBO

La crescente consapevolezza ambientale e le sfide legate allo stress idrico hanno spinto molti a cercare soluzioni valide, efficienti dal punto di vista energetico e a basso costo per far fronte al crescente problema della sicurezza idrica. È in questo scenario che si inserisce il progetto WARBO, con l'obiettivo di rispondere alle necessità di salvaguardare, proteggere e valorizzare le risorse idriche e gli ecosistemi terrestri, attraverso:

- la regolazione della ricarica artificiale delle falde acquifere (RA)
- l'analisi di diverse metodologie di applicazione (MAR "Metodologie di Ricarica Artificiale").

Il progetto si è proposto di definire quelle che sono le metodologie della Ricarica Artificiale, le problematiche ad essa connesse, gli obiettivi principali della sua applicazione, nonché alcuni esempi concreti di applicazione.

Sono, inoltre, state presentate le procedure che precedono la ricarica con particolare attenzione all'individuazione degli acquiferi sotterranei mediante l'utilizzo di dati sismici a riflessione

e geoelettrici, nonché i processi di depurazione delle acque reflue destinate alla Ricarica Artificiale. Un altro obiettivo è stato quello di individuare le misure di recupero e depurazione delle cosiddette “acque grigie”. WARBO considera la RA l’unica metodologia realmente efficace nel breve e lungo termine per contrastare la carenza idrica e la siccità.

Essa consente infatti di abbassare lo squilibrio fra richiesta d’acqua e risorse disponibili per uso domestico, per l’agricoltura e per tutte quelle attività industriali e artigianali, che necessitano di acqua dolce, arginando dinamiche di uso competitivo.

La RA è, inoltre, considerata la migliore metodologia di contrasto allo squilibrio del ciclo dell’acqua, in armonia con l’assetto del territorio; ed è anche utilizzata per la realizzazione di barriere idrauliche di contrasto del cuneo salino in aree costiere per evitare il rischio di salinizzazione degli acquiferi con conseguente distruzione dei raccolti agricoli.

2.3 WARBO: le fasi del progetto

Il progetto ha applicato in tre aree test (l’area del Delta del Po, in provincia di Ferrara, l’Alta Pianura Friulana, in provincia di Udine, e un’area delle risorgive del Friuli-Venezia Giulia, in provincia di Pordenone) dove sono state applicate varie metodiche di ricarica artificiale diverse metodologie di ricarica artificiale per favorire l’immagazzinamento nel sottosuolo di parte delle piogge che scorrono nei corsi d’acqua principali verso il mare.

Il progetto ha utilizzato innovazioni metodologiche e tecnologiche nel campo del telerilevamento, della geofisica applicata, dell’idrogeologia, della geochimica e dell’economia ambientale (applicate mediante un approccio multidisciplinare integrato).

Sono stati effettuati monitoraggi e analisi per valutare e dimostrare i vantaggi/ svantaggi delle varie metodologie, identificare gli indicatori di qualità necessari per una loro corretta applicazione e verificare le ricadute qualitative e quantitative a breve, medio e lungo tempo della Ricarica Artificiale.

Le attività del progetto hanno riguardato:

- Banca dati e implementazione del GIS - Definizione delle caratteristiche dei siti per l’applicazione del metodo di RA degli acquiferi con particolare attenzione alla metodologia di monitoraggio e definizione degli indicatori di riferimento.
- Supporto tecnico-scientifico e procedurale (da parte dell’ARPA) alla fattibilità delle varie fasi di progetto; e valutazioni nell’ambito degli schemi logici DPSIR (*Driving Forces, Pressures, State, Impact, Responses*) dei dati geologici, chimici, biologici ed ambientali.
- Applicazione delle metodologie integrate per la determinazione dell’efficienza della ricarica artificiale nella pianura alluvionale friulana e nella bassa pianura padana.
- Sviluppo di modelli matematici per la gestione della ricarica.
- Ricarica artificiale di acquiferi alluvionali complessi a differente grado di salinizzazione e/o inquinamento: applicazione ad una test area nel territorio Copparese.
- Metodologie integrate geofisiche, idrogeologiche, geochimiche e biologiche ai fini della gestione della ricarica artificiale di sistemi multiacquiferi complessi (direttiva 2000/60/CE, D.Lgs. 152/06).
- TGRA (Rilevamento termometrico integrato per la ricarica artificiale): sistema innovativo per il monitoraggio in continuo dell’efficienza dell’infiltrazione e qualità delle acque.
- Applicazione di tecnologie innovative per l’esecuzione e gestione dei pozzi di ricarica.
- Attività di supporto idrogeologico, al fine di migliorare le conoscenze sull’idrogeologia locale.
- Analisi ambientale e socio-economico della ricarica artificiale.
- Attività di diffusione di notizie, competenze e conoscenze per creare una solida cultura tecnico-scientifica capace di comprendere le motivazioni che considerano la Ricarica Artificiale quale possibile soluzione per la tutela e la salvaguardia della risorsa Acqua.

2.4 WARBO: risultati raggiunti

I risultati raggiunti da WARBO consentono di fornire a Enti (Regione, Provincia, Comune, consorzi di bonifica, ecc.), tecnici e ricercatori del settore gli strumenti per valutare il rischio di degrado delle risorse idriche e le proposte di ricarica artificiale essenziali per un corretto bilancio del costo economico ed ambientale legato alla disponibilità idrica.

Il progetto ha valutato il ruolo che la ricarica può avere per contrastare l'inquinamento diffuso da nitrati (nella pianura friulana) e da salinizzazione (in Pianura Padana). Inoltre, è stato verificato che la ricarica si integra nei piani di gestione delle piene, definendo strategie di fitodepurazione da impiantare nei canali di derivazione delle acque a garanzia della qualità. WARBO ha analizzato come collegare gli invasi di cava con la rete fluviale e di conseguenza di rafforzamento del corridoio ecologico dell'asse fluviale.

Infine, il progetto ha introdotto metodologie innovative per la caratterizzazione dei siti in modo da favorire la conoscenza essenziale per corretti piani gestionali.

Si evidenzia che l'analisi delle varie metodologie di ricarica artificiale rivelano che l'applicabilità del tipo di MAR è caratterizzato da una forte variabilità geografica, e che a livello di bacini, la risposta può essere diversa in base a fattori orografici, geologici e biologici, per cui a livello locale tale risposta deve essere valutata nel contesto della sua applicazione.

Ai fini di una corretta comprensione dei risultati conseguiti, è stata essenziale l'azione di monitoraggio per tutte le varie fasi della MAR, questo per valutare eventuali effetti diretti nella zona vadosa e successivamente nell'acquifero.

Un fattore innovativo e punto di forza di questo progetto è stata la sua interdisciplinarietà e multidisciplinarietà delle metodologie scientifiche applicate; non solo, prima della presentazione sono state collaudate una serie di metodologie sperimentali (geofisiche, geochimiche, interferometriche) che hanno portato ottimi risultati. Questi metodi applicati per la prima volta in uno studio per MAR, hanno consentito di ottenere molti dati necessari per la valutazione dei parametri fondamentali che consentono di formulare un bilancio idrico (porosità, fatturazione, tessitura, ecc.) e di ottenere modelli più attendibili e veritieri, basati su dati sperimentali reali, aggiornati e non teorici.

Questo strumento metodologico potrà essere applicato come supporto agli aggiornamenti legislativi, finalizzati al raggiungimento degli obiettivi di piani di valorizzazione e tutela previsti dalle direttive relative alle risorse idriche.

3. Conclusioni

L'applicazione di nuove tecnologie, come i sistemi intelligenti di supervisione e controllo, consentono ormai una gestione più innovativa e sistemica delle risorse idriche. In tal senso, vengono sviluppate specifiche competenze sul ciclo integrato delle acque e avviato specifici progetti che vengono condotti presso Centri per Ricerche di Eccellenza, e che oggi sono diventati un punto di riferimento per l'industria nazionale di questo settore grazie al supporto tecnico-scientifico che è in grado di offrire per interventi di innovazione.

L'informatica e l'automazione sono tra le innovazioni tecnologiche che concorrono maggiormente ad ottimizzare la gestione e la distribuzione del nostro sistema idrico, sia per la prevenzione e per il controllo di eventuali perdite di acqua che per il monitoraggio della sua qualità attraverso mirate misurazioni nei punti di consegna e nelle interconnessioni tra reti. Speciali sensori ad alta tecnologia sono in grado di controllare le migliaia di chilometri di reti idriche in modo puntuale.

Bibliografia

[1] Allen R. G., Pereira L. S., Raes D., Smith M., (1998), Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Water Requirements. *Fao Irrigation and Drainage Paper No. 56*, Rome, Italy, 300 pp. Isbn 92-5-104219-5

- [2] **Commissione Europea** (2000), Pricing Policies for Enhancing the Sustainability of Water Resources. *Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, and the Economic and Social Committee*. Com (2000), Brussels
- [3] **Commissione Europea** (2000), Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327. Office for Official Publications of the European Union, Luxemburg
- [4] **Calatrava J., Garrido A.** (2010), Agricultural water pricing: EU and Mexico, Oecd
- [5] **Ipcc**, (2007), Climate Change 2007: The Physical Science Basis – Summary for Policymakers. *Contribution of Wqi to the 4th Assessment Report of the Ipcc*. Geneva
- [6] **Icid-Ciud** (2000), Multilingual Technical Dictionary on Irrigation and Drainage. - CD Version September 2000, *International Commission on Irrigation and Drainage*, New Dehli
- [7] **Martín de Santa Olalla F., Calera A., Domínguez A.** (2003) “Monitoring irrigation water use by combining Irrigation Advisory service, and remotely sensed data with a geographic information system”, in *Agricultural Water Management* n. 61, 111-124
- [8] **Maton L., Leenhardt D., Goulard M., Bergez J.-E.** (2005), Assessing the irrigation strategies over a wide geographical area from structural data about farming systems. *Agricultural systems* 86, Volume 86, Issue 3, December 2005. Pages 293-311
- [9] **Schultz G.A., Engman E.T.** (eds.) (2000), Remote Sensing in Hydrology and Water Management. *Springer-Verlag Inc.*, New York, Usa, 473 pp

Potenzialità applicative di substrati innovativi in impianti di fitodepurazione

*Mirco Milani mirco.milani@unict.it, Giuseppe Luigi Cirelli, Cinzia Caggia, Cinzia Randazzo, Ruggero Rapisarda, Daniela Vanella, Delia Ventura
Dipartimento di Agricoltura, Alimentazione e Ambiente, Università degli Studi di Catania, Catania*

Riassunto

*L'impiego di substrati innovativi potrebbe rappresentare una soluzione in grado di incrementare le rese depurative degli impianti di fitodepurazione al fine di produrre effluenti compatibili con i restrittivi limiti del parametro *Escherichia coli* imposti dalla normativa italiana per il riuso delle acque reflue (D.M. 185/03). Le potenzialità applicative di tale soluzione sono oggetto di un'indagine sperimentale condotta, presso l'Università degli Studi di Catania, su un impianto di fitodepurazione a scala di laboratorio costituito da 8 colonne filtranti colmate con diversi materiali (sabbia vulcanica 0-6 mm; organoargille; scaglie di PET riciclato; biochar). Le attività sperimentali hanno evidenziato rimozioni medie dell'*E.coli* comprese tra circa 3 e 9 \log_{10} UFC 100 mL⁻¹, dimostrando che i substrati testati, in particolare il biochar, possono rappresentare una valida alternativa ai più comuni substrati impiegati in fitodepurazione soprattutto nel caso di piccoli impianti e con reflui ad elevata concentrazione di *E. coli*.*

Summary

*The use of innovative substrates in constructed wetlands could represent a solution capable to increase the removal efficiencies and to produce effluents compatible with the *Escherichia coli* restrictive limits imposed by Italian legislation for the wastewater reuse (Ministerial Decree 185/03). The potential applications of this solution are the subject of an experimental activity conducted at the University of Catania on a laboratory-scale plant. The experimental plant consists of 8 filter columns filled with different materials: 0-6 mm volcanic sand, organoclays, PET flakes, biochar. Experimental activities have shown the *E.coli* average removal ranging from about 3 to 9 \log_{10} UFC 100 mL⁻¹. The tested medium, in particular the biochar, can represent a valid alternative to the most common substrates used in constructed wetland, especially in the case of small plants and with high *E. coli* concentration in wastewater.*

1. Introduzione

La fitodepurazione è una tecnica di depurazione naturale che riproduce, in ambiente controllato, gli stessi processi fisici, chimici e biologici di autodepurazione del sistema suolo-piante-microorganismi, tipici degli habitat acquatici e delle zone umide naturali. I bassi costi di esercizio e manutenzione, associati alla semplicità gestionale ed alle buone efficienze di rimozione, anche in presenza di elevata variabilità quantitativa e qualitativa delle acque reflue trattate, hanno favorito la diffusa applicazione di tali sistemi per il trattamento di diverse tipologie di reflui.

Tuttavia, il loro impiego finalizzato al successivo riuso irriguo delle acque reflue trattate ha evidenziato che, solo raramente, vengono rispettati gli standard microbiologici richiesti dalle

legislazioni più restrittive, come quella italiana (D.M. 185/2003), per il riuso delle acque reflue [1] [2]. Considerando che, nei sistemi a flusso sub-superficiale, i medium di riempimento risultano ricoprire un ruolo chiave per numerosi processi fisici, chimici e biologici di rimozione degli inquinanti presenti nei reflui trattati, l'impiego di substrati alternativi potrebbe rappresentare una soluzione in grado di incrementarne le rese depurative.

Nei sistemi di fitodepurazione vengono generalmente impiegati, per la loro economicità e la facile reperibilità, ghiaia, sabbia e terreno naturale [3]. Negli ultimi anni sono state condotte diverse attività di ricerca su impianti di fitodepurazione nei quali sono stati impiegati substrati alternativi (zeolite, bauxite, sottoprodotti industriali, ecc.) [3]. Tuttavia, la maggior parte di tali ricerche ha indagato, principalmente, le capacità di rimozione di diversi parametri chimico-fisici, in particolare azoto e fosforo, trascurando l'aspetto microbiologico.

Emerge quindi la necessità di approfondire le conoscenze sulle efficienze di rimozione dei parametri microbiologici in impianti di fitodepurazione con medium di riempimento innovativi caratterizzati, possibilmente, da un costo contenuto al fine di una loro facile applicazione anche con limitate risorse economiche.

A tale scopo è in corso, presso il Di3A dell'Università degli Studi di Catania, un'attività di ricerca finalizzata a verificare le potenzialità applicative, in impianti di fitodepurazione, di medium di riempimento alternativi in grado di incrementare le efficienze di rimozione del carico organico e della carica patogena.

2. Relazione

2.1 Descrizione dell'impianto sperimentale

Le attività sperimentali sono state condotte su un impianto di fitodepurazione a scala di laboratorio costituito da 8 colonne filtranti realizzate per mezzo di tubi in PVC del diametro di 200 mm. Le colonne sono state colmate per un'altezza di circa 90 cm con materiali aventi una granulometria crescente dall'alto verso il basso. Lo strato intermedio di ciascuna coppia di colonne è costituito da materiali di diversa natura. In particolare, il medium di riempimento delle colonne risulta essere costituito, dal basso verso l'alto, da:

- **VF 1A e 1B:** pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm), sabbia lavica 0-6 mm (altezza 50 cm), sabbia lavica 0-3 mm (altezza 40 cm);

- **VF 2A e 2B:** pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm), sabbia lavica 0-6 mm (altezza 30 cm), organo-argille (altezza 30 cm), sabbia lavica 0-3 mm (altezza 30 cm);

- **VF 3A e 3B:** pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm), sabbia lavica 0-6 mm (altezza 30 cm), scaglie di PET riciclato (altezza 30 cm), sabbia lavica 0-3 mm (altezza 30 cm);

- **VF 4A e 4B:** pietrisco lavico 12-15 mm (altezza 10 cm), sabbia lavica 0-6 mm (altezza 30 cm), biochar (altezza 30 cm), sabbia lavica 0-3 mm (altezza 30 cm).

Le colonne vengono alimentate in discontinuo (6 cicli/giorno con un ciclo ogni 4 ore) con refluo artificiale accumulato all'interno di un serbatoio in PE. La distribuzione del refluo su ciascuna superficie filtrante avviene per mezzo di due gocciolatori autocompensanti (portata nominale di 2 L/h). Il volume complessivo dei reflui distribuiti viene rilevato per mezzo di un contatore volumetrico. Le acque reflue trattate vengono scaricate per mezzo di un rubinetto installato nella porzione basale della colonna filtrante.

2.2 Metodologia

2.2.1 Efficienze di rimozione

Il refluo sintetico è stato preparato utilizzando acqua potabile addizionata con glucosio ed inoculata con una coltura di *Escherichia coli* fino ad una concentrazione di circa 10^7 UFC/100 mL.

Le attività sperimentali hanno previsto un'integrazione dei carichi idraulici (HLR) e dei carichi organici giornalieri (COD SLR). In particolare, sono state eseguite prove con carichi idraulici di 30, 90, 160 e 240 mm d⁻¹ e con carichi organici superficiali pari a 10,7, 17,4 e 28,8 g COD m⁻² d⁻¹.

Sono state prelevate le acque reflue immesse nelle colonne e quelle in uscita da ciascuna di esse. Su tali campioni sono stati rilevati, applicando i metodi standard per le analisi delle acque (APHA, 2006), le concentrazioni di *Escherichia coli* e di COD.

Per il parametro *Escherichia coli* è stata valutata la riduzione su scala logaritmica mentre le efficienze di rimozione del COD sono state determinate secondo le seguente formula:

$$\text{Efficienza di rimozione (\% R)} = (C_{in} - C_{out}) / C_{in} \times 100$$

dove C_{in} e C_{out} sono, rispettivamente, le concentrazioni del COD (mg L⁻¹) rilevate in ingresso ed in uscita.

2.2.2 Tomografia di resistività elettrica

La tecnica di tomografia di resistività elettrica (*electrical resistivity tomography*, ERT) [5] [6] è stata applicata al fine di caratterizzare la risposta resistiva dei quattro medium in studio.

Il monitoraggio ERT è stato eseguito utilizzando una configurazione elettrodica costituita da 9 elettrodi per ciascun medium (Figura 1a), disposti secondo una geometria tridimensionale, con 3 elettrodi disposti sulla superficie del substrato e 6 posti esternamente alle pareti dei cilindri confinanti i substrati, in modo da delimitare il volume cilindrico dei medium.

Le misure ERT sono state acquisite utilizzando un georesistivometro Syscal Pro-Switch-72 (IRIS Instruments) a 10 canali. Le misure ERT dirette e reciproche sono state acquisite invertendo gli elettrodi di corrente con quelli di potenziale, per determinare la stima dell'errore di misura [7]. La sequenza di acquisizione (dipolo-dipolo) è stata ottimizzata per ottenere il massimo vantaggio dei 10 canali fisici disponibili per lo strumento. La sequenza di acquisizione era costituita da 576 quadripoli (includendo misure dirette e reciproche). La durata dell'acquisizione è stata di circa 8 minuti.

Le inversioni tridimensionali (errore 10%) di resistività elettrica (Wm, o del suo inverso in termini di conducibilità elettrica) sono state eseguite con il codice R3t [8] su una mesh tetraedrica tridimensionale non strutturata (Figura 1b) appositamente generata attraverso il software Gmsh [9].

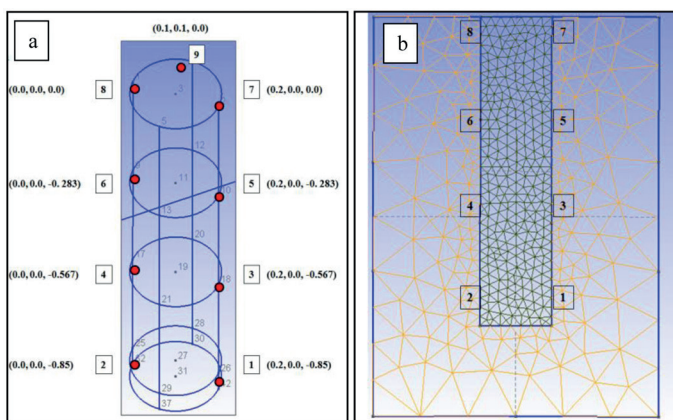


Fig. 1 – Configurazione elettrodica utilizzata per le misure ERT (a); sezione 2-D della mesh tridimensionale tetraedrica utilizzata per le inversioni di resistività elettrica (b).

2.3 Primi risultati

2.3.1 Efficienze di rimozione

Le colonne filtranti hanno evidenziato elevate capacità di rimozione delle concentrazioni di *Escherichia coli* dalle acque reflue trattate con abbattimenti comprese tra 3 e 9 \log_{10} UFC 100 mL^{-1} ed i valori più elevati rilevati con una portata di reflui trattati pari a circa 30 mm d^{-1} .

Le colonne VF-4A/B, con il biochar quale medium di riempimento intermedio, hanno evidenziato le migliori performances depurative facendo rilevare, fino ad una portata trattata di 160 mm d^{-1} , concentrazione di *E.coli* nell'effluente costantemente inferiore ad 1 UFC 100 mL^{-1} (Fig. 4).

L'aumento delle portate trattate fino a 240 mm d^{-1} ha determinato un significativo incremento delle concentrazioni di *E.coli* negli effluenti delle colonne filtranti con valori medi compresi tra 3,88 (VF con biochar) a 6,40 (VF con organoargille) \log_{10} UFC 100 mL^{-1} .

Le colonne VF-4A/B, con un HLR fino a 160 mm d^{-1} , sono state in grado di raggiungere i limiti restrittivi: (1) imposti dalla legislazione italiana per il riutilizzo delle acque reflue (DM 185/03: limite *E.coli* <50 CFU 100 mL^{-1} per l'80% dei campioni); (2) suggerito da una recente proposta della Commissione europea (COM/2018/337) sui requisiti minimi per il riutilizzo delle acque reflue per l'irrigazione di tutte le colture alimentari (classe A: limite di *E.coli* ≤ 10 UFC 100 mL^{-1} e riduzione del $\log_{10} \geq 5$). Inoltre, il numero di *E.coli* negli effluenti delle colonne VF-4A/B sono risultati costantemente inferiore al limite (10^4 UFC 100 mL^{-1}) proposto dalla Commissione europea per il riutilizzo delle acque reflue per l'irrigazione di colture industriali, energetiche e seminate (classe D).

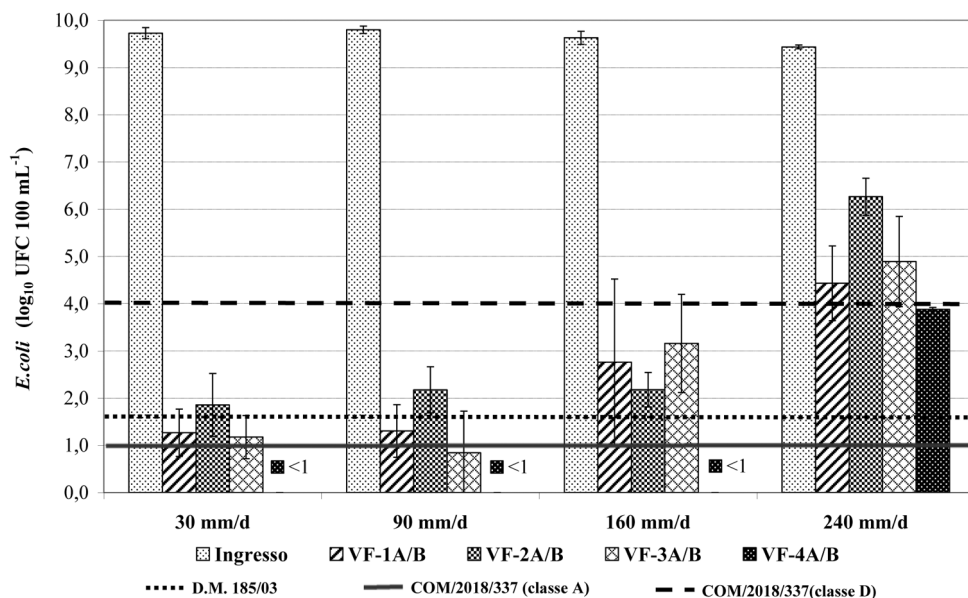


Fig. 2 – Concentrazioni di *E.coli* (\pm DS) rilevate nei reflui in ingresso ed in uscita da ciascuna colonna filtrante (VF) con i diversi carichi idraulici applicati

Le percentuali medie di rimozione del COD sono risultate comprese tra circa l'89,9% (VF3A/B) ed il 98,9% (VF4A/B) evidenziando valori elevati anche alle SLR più alte (Tab. 1). Anche per tale parametro le colonne con biochar hanno evidenziato le più elevate efficienze

di rimozione. Le ottime performances di tale substrato potrebbero essere determinate dalla sua elevata porosità associata ad un'elevata sviluppo superficiale che favoriscono lo sviluppo della flora microbica, principale artefice dei processi depurativi, ed incrementano i fenomeni di filtrazione [10].

COD SLR (g m ⁻² d ⁻¹)	COD SRR (g m ⁻² d ⁻¹)			
	VF 1A/B	VF 2A/B	VF 3A/B	VF 4A/B
10,7	9,8 (91,6%)	9,9 (92,4%)	9,6 (89,9%)	10,4 (97,5%)
17,4	17,1 (97,9%)	17,2 (98,5%)	17,1 (97,9%)	17,2 (98,6%)
28,8	26,9 (93,3%)	26,7 (92,8%)	27,5 (95,6%)	28,5 (98,9%)

Tab. 1 - Tassi di rimozione medi superficiali della sostanza organica (COD SRR) e relative efficienze di rimozione (in parentesi) rilevati nelle diverse colonne filtranti in funzione di diversi carichi organici superficiali (COD SLR)

2.3.2 Tomografia di resistività elettrica

La Figura 3 mostra le immagini di resistività elettrica in termini assoluti (Wm) con riferimento ai 4 medium in studio (a - d) e relative repliche (VF A e B). In generale da un punto di vista qualitativo, il comportamento resistivo tra i diversi medium si presenta molto eterogeneo.

Risposte resistive simili si riscontrano tra le repliche dei medium (VF A e B). Si notino marcate differenze resistive in corrispondenza delle discontinuità all'interno degli stessi medium legati ai limiti tra i diversi substrati costituenti (sabbia vulcanica a diversa granulometria, organoargille, PET e biochar).

Le anomalie resistive si accentuano in corrispondenza di nette variazioni composizionali e tessiturali, come ad esempio nel medium 4 (Figura 3d), che evidenzia accentuati contrasti resistivi. Nello specifico si nota una zona più conduttiva (biochar, con valori di resistività elettrica < 30 Wm) delimitata da zone più resistive (al tetto sabbia vulcanica, 0÷3 mm, al letto, 0÷6 mm; con valori di resistività elettrica mediamente > 100 Wm). Comportamento inverso si registra nel medium 2 (Figura 3b), con una zona più resistiva (organo-argille, con valori di resistività elettrica > 200 Wm) delimitata da zone meno resistive (al tetto sabbia vulcanica, 0÷3 mm, al letto, 0÷6 mm; con valori di resistività elettrica mediamente > 100 Wm). Variazioni resistive graduali si osservano nel medium 1 (Figura 3a) a causa della gradazione verticale, particelle sabbiose vulcaniche più grossolane alla base e più fini al tetto. Comportamento elettrico anomalo, seppur coincidente in VF A e B, si evidenzia nel medium 3 (Figura 3c), in corrispondenza con il limite del PET caratterizzato da valori di resistività elettrica molto inferiori rispetto al tetto sabbioso vulcanico.

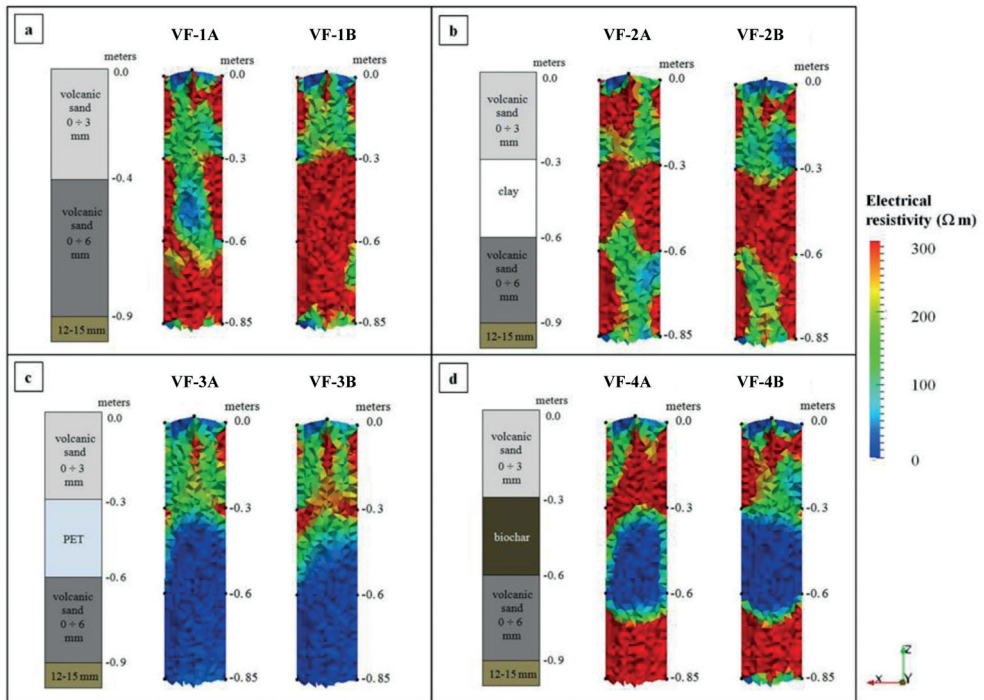


Fig. 3 – Immagini tridimensionali di resistività elettrica relativa (Nm) dei 4 medium in studio. VF 1A ed 1B (a), VF 2A e 2B (b), VF 3A ed 3B (a) e VF 4A e 4B (b).

3. Conclusioni

I primi risultati delle attività sperimentali condotte sull'impianto di fitodepurazione a scala di laboratorio hanno evidenziato le eccellenti prestazioni delle colonne filtranti con il biochar. Tuttavia, anche gli altri substrati testati (sabbia vulcanica, organoargille e scaglie di PET riciclato) sono stati in grado di ridurre efficacemente le concentrazioni di COD ed *E.coli* nelle acque reflue trattate.

I risultati dello studio dimostrano l'abilità della tecnica di monitoraggio geofisico ERT nel delineare le discontinuità all'interno dei substrati, contribuendo, in tal senso, a monitorare i processi di assortimento e/o impacchettamento dei materiali e a caratterizzare, in termini di proprietà resistive, i differenti medium. Ciononostante l'approccio considerato potrebbe essere migliorato infittendo la risoluzione elettrodica al fine di offrire una visione più dettagliata dell'eterogeneità dei fenomeni che caratterizzano i substrati in studio.

Le attività d'indagine prevedono una seconda fase nella quale, al fine di simulare le condizioni presenti in un impianto di fitodepurazione a flusso sub-superficiale verticale, l'impianto sperimentale verrà trasferito in un'area all'aperto e, sulla superficie di ciascuna colonna filtrante, verrà eseguito il trapianto di rizomi di macrofite (*Phragmites australis*).

Bibliografia

- [1] Lavrnić S., Mancini M.L., 2016. Can constructed wetlands treat wastewater for reuse in agriculture? Review of guidelines and examples in South Europe. *Water Science and Technology* 73 (11), 2616-2626.
- [2] Licciardello F., Milani M., Consoli S., Pappalardo N., Barbagallo S., Cirelli G., 2018. Wastewater tertiary treatment options to match reuse standards in agriculture. *Agricultural Water Management* 210, 232-242.

- [3] **Yang Y., Zhao Y., Liu R., Morgan D., 2018.** Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource Technology* 261, 441-452.
- [4] **APHA, 2006.** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York.
- [5] **Binley A.M., Kemna A., 2005.** DC resistivity and induced polarization methods. In: Rubin, Y., Hubbard, S.S. (Eds.), *Hydrogeophysics*, Water Sci. Technol. Library, Ser. 50. Springer, New York, 129–156.
- [6] **Binley, A., 2015.** Tools and techniques: DC electrical methods. In: Schubert, G. (Ed.), *Treatise on Geophysics*, 2nd edition vol. 11. Elsevier, 233–259.
- [7] **Binley, A., Ramirez, A., Daily, W., 1995.** Regularised image reconstruction of noisy electrical resistance tomography data, edited by: Beck, M. S., Hoyle, B. S., Morris, M. A., Waterfall, R. C., Williams, R. A., in: *Process tomography*, Proceedings of the 4th Workshop of the European Concerted Action on Process Tomography, Bergen, 6–8 April 1995, 401–410.
- [8] **Binley, A., 2013.** <http://www.es.lancs.ac.uk/people/amb/Freeware/R3t/R3t.htm>, R3t software version 1.8 March 2013.
- [9] **Geuzaine C., Remacle J.F., 2009.** Gmsh: A 3-D finite element mesh generator with built-in pre-and post-processing facilities. *Int. J. Numer. Meth. Eng.* 79 (11), 1309–1331.
- [10] **Zhou L., Liang C., Jia L., Feng L., Wang R., Wu H, 2018.** An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed wetland for low C/N wastewater treatment: Impact of influent strengths. *Bioresource Technology* 247, 844-850.

I risultati nel settore vinicolo siciliano e il risparmio di acqua conseguito tramite SOStain, confrontato con altre certificazioni ambientali

Roberta Munforte¹, amatara@unict.it, robertamunforte@gmail.com, Aurora Caggegi¹,
Francesco Messina¹, Ivo Basile², Vanessa Dioguardi²

¹Università degli studi di Catania Dipartimento di Economia e Impresa, Corso Italia 55, 95129 Catania, Italy

²Conte Tasca d'Almerita Soc. Agr. a R.L., Via dei Fiori 13, 90129 Palermo, Italy

Riassunto

“SOStain” è il primo protocollo di sostenibilità nel settore vitivinicolo, consente di conoscere esattamente il tipo di impatto che l'azienda ha sul territorio circostante e come limitarlo, basandosi sul principio del Life Cycle Assessment. Il programma nasce in Sicilia e propone le cantine Tasca d'Almerita, azienda vitivinicola con sede a Palermo leader nel mercato siciliano, come azienda pilota del progetto. SOStain non basa la propria analisi solo sulla sostenibilità del vino, ma analizza l'intero approccio al lavoro che risiede dietro la produzione stessa, con lo scopo di mantenere alti gli standard del prodotto nel totale rispetto della biodiversità e del paesaggio. Altro punto fondamentale alla base del progetto è l'implementazione di un programma che punta al perseguimento di un'economia circolare, ovvero un sistema economico pianificato per riutilizzare i materiali in successivi cicli produttivi, ad esempio la vinaccia, riducendo al massimo gli sprechi. Nel particolare Tasca D'Almerita, grazie alla certificazione SoStain si è impegnata a rendere meno impattanti i tre aspetti del processo di vinificazione che normalmente determinano più inquinamento. Obiettivo di questo paper è quello di dimostrare tramite un benchmark l'efficacia di un sistema integrato, quale SOStain, messo a confronto con altri protocolli di certificazione ambientale che invece si concentrano su di un solo aspetto della sostenibilità ambientale nel ciclo di vita di un prodotto/servizio, dimostrando la sua maggiore efficacia.

Summary

'SOStain' is the first sustainability protocol based on the Life Cycle Assessment (LCA) in the wine sector. The protocol makes it possible to understand the impact that the company has on its surroundings and how to keep this impact as low as reasonably practicable. The program has been designed and implemented for the first time in Sicily at 'CantineTasca d'Almerita', a leading market wine producer, where the pilot test was also carried out. The proposed protocol considers not only the sustainability of wine but it also take into account the entire production cycle, as well as being aimed at preserving the local biodiversity and the landscape. Another key point of the project is the pursuing of a circular economy. In this framework all materials are selected in order to maximize the reuse in the process cycle that comes downward and minimize waste production. In particular, thanks to the SOStain certification, Tasca d'Almerita has committed to making wine production cycle less impacting by working on the three of the most polluting phas-

es of the process. Furthermore, the installation of a biodepuration plant has allowed the reusing of all the wastewater coming from the cellars. In this paper we will show, through a benchmark with other environmental certification protocols focused only on one aspect of the life cycle of a product/service, the increase in efficiency produced by an integrated system such as SOSStain.

1. Introduzione

Il comparto del vino rappresenta una componente di primo piano per il settore agroalimentare nazionale. I dati inerenti la produzione vitivinicola ne evidenziano con chiarezza l'importanza e il valore strategico all'interno dell'economia agricola italiana e del Made in Italy alimentare. Una delle regioni che storicamente ricopre un ruolo da leader nel settore su scala internazionale è indubbiamente la Sicilia: l'isola, per condizioni climatiche, temperatura mite, terre collinose, e sole acceso, ricorda i territori della California e dell'Australia. Queste qualità risultano ideali e rendono la Sicilia l'isola del vino, decretandola come la regione italiana con il più elevato patrimonio vitivinicolo di tutta la nazione: secondo quanto riportato dai dati ISTAT, la produzione siciliana per l'anno 2017 risulta essere pari a 4,725 milioni di ettolitri di vino prodotti, una produzione che pone la regione al terzo posto su scala nazionale, preceduta soltanto da Puglia e Veneto, che vantano produzioni annue rispettivamente pari a 9,070 e 8,473 milioni di ettolitri.

In effetti, la Sicilia testimonia con i suoi vini la secolare vocazione viti-vinicola che affonda le proprie radici già in età Greca, allorché si diede origine a quel binomio, Sicilia e Vini, ormai noto in tutto il mondo. Il settore vitivinicolo, sebbene fondamentale per l'economia della penisola, risulta essere uno dei maggiormente impattanti su scala nazionale: l'eccessivo utilizzo di risorse idriche, l'inquinamento delle stesse al termine della filiera che porta all'ottenimento del prodotto finale, l'impiego di fitofarmaci sulle uve, sono solo alcuni degli elementi che portano le aziende del settore a rivedere gli impatti del proprio operato.

Tasca d'Almerita, oltre che per la qualità e la varietà dei propri prodotti, è conosciuta in tutto il territorio nazionale per l'attenzione alla sostenibilità: tale tematica risulta essere ormai avvertita come un obiettivo comune da parte di clienti e produttori, e sono diverse le certificazioni che le imprese si impegnano ad ottenere mediante il raggiungimento di risultati imposti dall'ente che rilascia la certificazione. Tra queste possiamo citare programmi di sostenibilità internazionali, quali California Sustainable Winegrowing Program e Freshcare Environmental Winery, che successivamente saranno anlizate. Ogni certificazione mira a 'premiare' le imprese capaci di ridurre il più possibile gli impatti del proprio operato sul territorio, garantendo un'attività sostenibile mediante il rispetto di requisiti specifici che possono variare in funzione della certificazione richiesta.

Nel 2009, in Sicilia, nasce SOSStain, il primo programma di sostenibilità per la vitivinicoltura siciliana, sviluppato come un percorso volto ad arricchire e valorizzare tutto ciò che vive intorno al sistema produttivo, come la terra, il paesaggio, la flora e la fauna, chi lavora e infine chi consuma il vino, con l'obiettivo di perseguire uno sviluppo rispettoso dell'ambiente, socialmente equo ed economicamente efficace. Il programma SOSStain pone le proprie fondamenta sul metodo LCA (Life Cycle Assessment), il quale valuta un insieme di interazioni che un prodotto o un servizio ha con l'ambiente e l'impatto ambientale (positivo o negativo) che scaturisce da tali interazioni, lungo l'intero ciclo di vita del prodotto. Affinché l'azienda richiedente possa ottenere la certificazione SOSStain, viene espressamente richiesto il rispetto di 10 requisiti minimi, i quali garantiscono rigore scientifico, oggettività, accuratezza, coerenza, trasparenza al programma di sostenibilità. Il rispetto dei requisiti minimi sarà verificato e validato ogni due anni da un organismo indipendente di certificazione e il marchio SOSStain dà conto della performance dell'azienda in tema di sostenibilità. Finalità del paper sarà quindi quella di confrontare il programma SOSStain, applicato all'azienda di settore Tasca d'Almerita,

con i programmi precedentemente citati, al fine di mostrare l'importanza della completezza della certificazione e il vantaggio derivante dall'adozione di un sistema ambientale integrato come, appunto, SOSStain.

2. Relazione: Programmi di sostenibilità nel settore vinicolo

	WaterFoot Print	CarbonFoot Print	EIQ	Inebriamento del suolo	Basso quantitativo di solfiti	Materiali ecocompatibili	Risparmio energetico	Bottiglie leggere	Rispetto della Biodiversità	Impiego di risorse locali	Redazione Bilancio ambientale
Sostain	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si
California Sustainable Winegrowing Program	Si	Si	No	Si	No	Si	Si	No	Si	No	No
Freshcare Environmental Winery	Si	Si	No	No	No	No	Si	No	Si	No	No

Tab. 1 – Benchmark tra programmi di gestione ambientale

Lo strumento di analisi utilizzato in questo paper è il benchmark il quale si configura come uno schema che ha la funzione di parametro attraverso il quale giudicare le qualità di un processo o prodotto rispetto alle migliori proposte concorrenti. Nello specifico si intende verificare l'efficacia del programma SoStain rispetto ad altre certificazioni di settore, nazionali ed internazionali, quali: California Sustainable Winegrowing Program e Freshcare Environmental Winery.

2.1 I criteri di valutazione di SOSStain

Come indici di valutazione sono stati presi in considerazione i dieci requisiti di SoStain, i quali fanno riferimento all'intera filiera di produzione, e non solo, in quanto la ricerca della sostenibilità non si ferma solo alla cantina o alla vigna ma deve tenere conto anche degli impatti economico-sociali. Di seguito verranno esplicitati i dieci requisiti fondamentali per l'ottenimento della certificazione:

- REQUISITO 1: V.I.V.A. la sostenibilità

- Le aziende aderenti a SOSStain adottano il Disciplinare di certificazione a livello di organizzazione VIVA, il programma di sostenibilità del Ministero dell'Ambiente, che prescrive il calcolo di 4 indicatori:

- Indicatore Aria (CarbonFootprint) che esprime il totale delle emissioni di gas a effetto serra generate dalle attività aziendali dividendole in: emissioni dirette derivanti e controllabili dall'azienda, indirette dovute al consumo energetico aziendale ed emissioni generate da fonti non di proprietà o non controllate dall'azienda.

- Indicatore Acqua (Water Footprint) esprime il volume di acqua dolce consumata per la produzione di una bottiglia di vino da 0.75 l.

- Indicatore Vigneto valuta le pratiche di gestione agronomica, dall'uso di agrofarmaci, concimi, gestione della sostanza organica, fenomeni di erosione e le altre attività che possono influenzare la biodiversità.

- Indicatore Territorio valuta le conseguenze delle attività aziendali sul territorio inteso sia come ambiente e paesaggio da salvaguardare sia come comunità umana sulla quale vengono verificate le conseguenze sociali ed economiche.

- REQUISITO 2: Valutazione EIQ: Non è ammesso il diserbo chimico e si richiede che le aziende effettuino solo trattamenti che abbiano un impatto sull'ambiente, sull'agricoltore e

sul consumatore uguale o inferiore a quello del biologico. La valutazione è effettuata utilizzando un indicatore riconosciuto a livello internazionale (EIQ, Environmental Impact Quotient).

- REQUISITO 3: Inebriamento del suolo: l'obbligo di inerbimento, spontaneo o artificiale, in tutti i filari del vigneto durante l'intero periodo invernale, in modo da contrastare l'erosione del suolo.

- REQUISITO 4: L'energia che serve: il programma SOSStain si pone l'obiettivo di promuovere l'efficienza energetica dei processi di vinificazione, che prevede l'impiego al massimo di 0,6 kWh/l di vino.

- REQUISITO 5: Bottiglie più leggere anche per l'aria: il peso medio delle bottiglie utilizzate nel corso dell'anno non deve superare 485,8 g/bottiglie da 0,75 l.

- REQUISITO 6: Uve, persone e competenze il più possibile locali: è richiesto che il 100% delle uve, almeno l'80% dei dipendenti e almeno il 50% dei servizi impiegati siano risorse locali.

- REQUISITO 7: Misura e protezione della biodiversità: il protocollo OAB (Observatoire agricole de la Biodiversité) deve essere adottato per rilevare la biodiversità all'interno dei vigneti.

- REQUISITO 8: Materiali ecocompatibili nel vigneto: per la realizzazione dei nuovi vigneti SOSStain possono essere impiegati solo materiali riciclabili o biodegradabili.

- REQUISITO 9: Non solo un bollino: chiarezza e trasparenza sono al centro della vision di SOSStain per cui annualmente deve essere redatto e pubblicato un bilancio contenente i risultati raggiunti tramite il programma.

- REQUISITO 10: Vini sicuri: deve essere impiegata la minor quantità possibile di solfiti (vini rossi: 100 mg/l; vini bianchi e rosati: 150 mg/l; rossi dolci: 170 mg/l; bianchi dolci 220 mg/l; spumanti 155 mg/l)

Un'analisi così capillare è giustificata dall'importante peso che il settore vitivinicolo ha sull'Italia, sono infatti 690 mila gli ettari dedicati a questo tipo di coltivazione, il cui 75 % solo per uve da vino. Fino al 2017 le aziende partecipanti al progetto SOSStain, oltre all'azienda presa in oggetto, sono: Azienda Agricola Barone di Villagrande, Azienda Agricola COS, Azienda Agricola Terre di Noto, Peter Vinding-Diers Montecarrubo, Planeta, Tenuta Santo Spirito di Vincenzo Gazzotti.

2.2 Risultati benchmark

L'analisi del Benchmark ha reso noto che SOSStain affronta a 360° i temi legati alla sostenibilità ambientale, economica e sociale più delle altre certificazioni. Benché tutte si occupino di limitare il proprio impatto sul territorio e l'ambiente circostante non sviscerano tutti gli aspetti legati all'intera filiera di produzione. La redazione del benchmark ha portato alla luce le mancanze degli altri sistemi di gestione, che pur rivelandosi integrati non rispondono a tutte le esigenze dell'ambiente e del territorio. Freshcare Environmental Winery si limita al controllo dell'impatto derivante dall'attività della cantina non tenendo conto dell'importanza del rendere ecocompatibile e sostenibile anche tutta quella parte della filiera di produzione a monte e a valle, che parte dalla vigna e finisce con la distribuzione e che quindi non è direttamente collegata alla cantina. California Winegrowing Program, mostra anch'essa dei limiti rispetto a SOSStain in quanto non tiene pienamente conto della sostenibilità sociale e soprattutto l'assenza dell'obbligo di pubblicazione del bilancio ambientale non permette di avere una visione totalmente chiara dell'avanzamento dei progressi dell'azienda.

	Conte Tasca d'Almerita	Azienda Agricola COS	Azienda Agricola Terre di Noto
Energia prodotta da fotovoltaico	252298,4 kWh	28910 kWh	137473 kWh nel biennio 2016/17
Peso medio delle bottiglie per 0,75 l di vino.	485,8 g/bottiglia	650 g/bottiglia	514 g/bottiglia
Qtà di solforosa presente nei vini	vini rossi 91,33 mg/l vini bianchi 114,5 mg/l vini dolci 204 mg/l	vini rossi 37 mg/l vini bianchi 29 mg/l vini dolci 21 mg/l	vini rossi 95 mg/l vini bianchi 120 mg/l vini dolci 200 mg/l

Tab. 2 – Confronto fra tre aziende partecipanti al progetto SOSTain

3. Caso studio: Conte Tasca d'Almerita Soc.Agr. a R.L.

L'azienda Conte Tasca d'Almerita, una delle più longeve dell'isola, nasce nel lontano 1830 con la Tenuta Regaleali che rappresenta ancora oggi il cuore della produzione. L'azienda palermitana ha sempre dimostrato il proprio attaccamento alle tradizioni, pilastro fondamentale della vision aziendale, ma sin da subito si è distinta per la sua capacità di guardare verso il futuro con l'intenzione di mantenere una linea proattiva e dinamica. È quindi ovvio che il progetto SOSTain, che l'ha scelta come azienda pilota del programma, in un tale contesto sia cresciuto fino ad ottenere ottimi risultati. L'azienda Conte Tasca d'Almerita è infatti una delle prime, insieme all'azienda Planeta, ad ottenere nel 2016 la certificazione da parte di un ente terzo indipendente, Certquality, che attesta il rispetto dei requisiti SOSTain e VIVA.

Già prima di questa certificazione l'azienda guidata attentamente dalla famiglia Tasca d'Almerita, ad oggi giunta all'ottava generazione, aveva direzionato il proprio sviluppo verso un progetto di crescita non solo economico e strettamente legato agli interessi privati ma fortemente indirizzato a valorizzare le varietà autoctone e i territori a maggiore vocazione vitivinicola. Intenzione perfettamente racchiusa nelle parole degli stessi proprietari "la sfida più grande è quella di preservare questi luoghi per lasciare ai nostri figli un ambiente migliore, con un'attenzione costante alla salvaguardia di ogni singolo ecosistema."

In quest'ottica si sono aggiunte nel tempo altre tenute, quali: Capofaro a Salina nell'arcipelago delle Eolie, Tascante sull'Etna, Whitaker a Mozia in provincia di Trapani e Sallier de La Tour nella DOC Monreale, ciascuna delle quali conserva la propria storia al fine di raccontare attraverso dei prodotti di qualità, icona di uno specifico territorio, le varie facce della Sicilia.

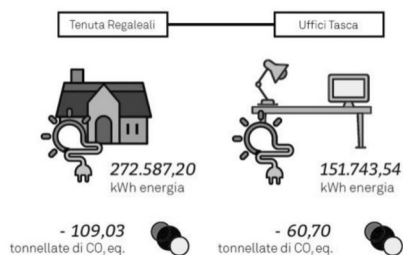


Fig. 1 – Numero bottiglie alleggerite nel 2016 e 2017 e corrispondente risparmio di tonnellate di CO₂ eq.

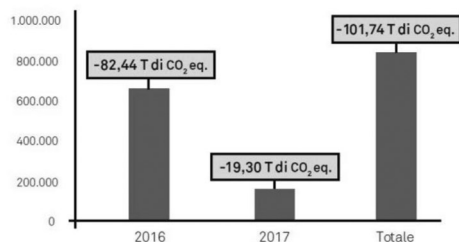


Fig. 2 – Risparmio energetico raggiunto tramite l'impianto fotovoltaico

Gli ettari posseduti dall'azienda sono circa 600 tutti gestiti "senza fretta", ovvero seguendo i ritmi naturali della terra e delle piante, oltre ai vigneti nelle tenute sono presenti alberi d'uli-

vo, mandorli, grano, orti, frutteti vari e zone adibite al pascolo. SOStain riveste un ruolo non poco importante, infatti il mercato globale chiede oggi più che mai che il consumatore possa fare la propria scelta d'acquisto nella più totale consapevolezza di cosa si sta acquistando, come questo prodotto viene realizzato è in sunto quali sono gli impatti che questa scelta ha sul mondo. Fine ultimo della certificazione SOStain è assicurare al mercato che l'azienda che lo ottiene stia sicuramente lavorando per offrire oggi un prodotto di alta qualità e domani un ambiente sano che possa garantire alle generazioni successive almeno le stesse possibilità che le generazioni attuali hanno.

Nel rispetto del quinto requisito SOStain dal 2011 al 2017 Tasca d'Almerita ha risparmiato 101,74 tonnellate di CO₂ grazie alla riduzione del peso delle bottiglie (complessivamente è stato ridotto il peso di 997.051 bottiglie fino al 2017), infatti si stima che circa il 50% delle emissioni di gas serra relative alla produzione di una bottiglia di vino sono dovute dal vetro di cui è fatta. L'azienda ha inoltre prodotto 2.692.258,52 kWh di energia da fotovoltaico risparmiando 1076,903408 T CO₂eq. Fattore di fondamentale importanza è la gestione delle acque, SOStain inserisce a tal proposito la salvaguardia della risorsa idrica nel primo dei suoi requisiti. Ascrivibile al comparto mondiale agricolo è il consumo di circa il 70% dell'uso complessivo di acqua. In coscienza di tali dati Tasca d'Almerita ha deciso di investire su sistemi rivolti al risparmio idrico andando a redigere un bilancio annuale compatibile con i sistemi irrigui collettivi territoriali. Nello specifico viene rivolta un'attenzione particolare alla valutazione della qualità dell'acqua e soprattutto alla gestione dei reflui. Esempio di tale gestione è la Tenuta Regaleali dove i reflui, sia della cantina che dell'agriturismo, confluiscono in un impianto di biodepurazione. Tutte le acque provenienti da tale impianto insieme alle acque piovane e di sgrondo vengono dirottate nel torrente Regaleali, a seguire confluiscono in un bacino di raccolta che garantisce la decantazione dei sedimenti. Una volta che le acque hanno subito questo processo vanno ad alimentare un grande lago utilizzato poi per l'irrigazione dei vigneti, garantendo così per quanto possibile un ciclo di vita continuo della risorsa idrica. Un sistema simile è presente anche nella Tenuta Sallier de La Tour in cui le acque utilizzate in cantina dopo essere state opportunamente trattate confluiscono in uno dei tre laghi della Tenuta. Altro strumento fondamentale per la salvaguardia della risorsa idrica è il sistema di irrigazione localizzata: viene portata l'acqua al vigneto solo se e dove è necessario, garantendo quindi la massima efficienza della pratica irrigua. Altrettanto importante è il controllo e la manutenzione degli impianti per evitare gli sprechi, la risorsa acqua è costantemente monitorata attraverso la registrazione dei volumi idrici apportati. Infine riportiamo i dati raccolti nel report SOStain in Tasca d'Almerita relativi al utilizzo dei diversi tipi di acque: La maggior parte del volume di risorsa idrica consumata nelle Tenute Tasca d'Almerita è verde, ossia naturalmente fornita dall'ambiente, l'acqua blu e grigia sono invece evidentemente inferiori. (Tab. 3)

Acqua grigia	Acqua blu	Acqua verde
10,9 %	1,6 %	87,5 %

Tab. 3 – Quote percentuali sul consumo totale della risorsa idrica in Tasca d'Almerita

Emissioni dirette	Emissioni indirette da consumo energetico	Altre emissioni indirette
6,4 % 350 t CO ₂ eq.	6,2 % 340 t C ₂ eq.	87,4 % 4800 t CO ₂ eq.

Tab. 4 – Totale delle emissioni espresse in tonnellate di CO₂ eq

4. Conclusioni

In conclusione dopo aver analizzato i requisiti e gli strumenti utilizzati dal programma SOStain, e dopo aver confrontato tale certificazione con quelle maggiormente utilizzate su scala internazionale, è possibile affermare che questa si presenta come la più completa. Si evince

infatti dal benchmark che SOStain, a differenza degli altri sistemi integrati, curi la sostenibilità in tutte le sue accezioni ponendo sullo stesso livello di importanza gli aspetti ambientali, sociali ed economici. Forte è l'etica su cui SOStain, dicitura che sta appunto per Save Our Souls, si basa; un'etica improntata a voler migliorare il mondo che ci circonda attraverso un approccio al lavoro che si preoccupi non solo del vino ma dell'intera attività aziendale tenendo conto di tutte le esternalità del processo produttivo. È quindi auspicabile che SOStain, proprio grazie alla sua completezza d'analisi, possa essere implementato in altre aziende anche fuori della Sicilia. I progetti futuri parlano infatti di voler adeguare la vision di SOStain alle altre regioni italiane e non solo, un adeguamento reso necessario dalle diverse problematiche che i territori vitivinicoli presentano e dalla forte discrezionalità dei requisiti SOStain. In riferimento ai benefici ottenuti da Tasca d'Almerita da un punto di vista prettamente economico, il vantaggio maggiormente riscontrabile risiede nell'utilizzo, da parte dell'azienda, di energia proveniente dal loro impianto fotovoltaico, il quale consente di perseguire un risparmio energetico misurabile, oltre che favorire l'utilizzo di risorse inesauribili. Ci testimonia l'esistenza di un rapporto di stretta interdipendenza tra rispetto ambientale e risparmio economico.

Bibliografia

[1] <https://www.sostain.it>;

[2] <https://www.tascadalmerita.it>;

[3] Schimmenti E., Migliore G., Di Franco C.P., Borsellino V., *Is there sustainable entrepreneurship in the wine industry? Exploring Sicilian wineries participating in the SOStain program*;

[4] Sillani S., Miccoli A., Nassivera F., *Different preferences for wine communication*;

[5] McEwan C., Bek D., *The political economy of alternative trade: Social and environmental certification in the South African wine industry*;

[6] Szolnoki G., *A cross-national comparison of sustainability in the wine industry*;

[7] Merli R., Preziosi M., Acampora A., *Sustainability experiences in the wine sector: toward the development of an international indicators system*;

[8] Borsellino V., Migliore G., D'Acquisto M., Di Franco C.P., Ascianto A., Schimmenti E., *'Green' Wine through a Responsible and Efficient Production: a Case Study of a Sustainable Sicilian Wine Producer*;

[9] Sabbado Flores S., *What is sustainability in the wine world? A cross-country analysis of wine sustainability frameworks*;

[10] Conte Tasca d'Almerita Soc. Agr. a R.L., *Report SOStain 2017*;

[11] <https://www.freshcare.com.au>;

[12] <https://www.sustainablewinegrowing.org> ;

[13] Azienda agricola COS, *Report SOStain 2016*;

[14] Azienda agricola terre di Noto, *Report SOStain 2016*.

Rimozione dei nitrati mediante magnesio zerovalente

*Alessio Siciliano alessio.siciliano@unical.it, Giulia Maria Curcio
Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio ed Ingegneria Chimica,
Università della Calabria, Rende (CS)*

Riassunto

Il presente lavoro ha avuto come obiettivo lo sviluppo di un processo per la rimozione dell'azoto nitrico mediante magnesio zero valente (Mg^0) in polvere. Le prove sono state condotte in condizioni batch a temperatura ambiente ed utilizzando un quantitativo di Mg^0 pari a 2 g. Diverse indagini sono state eseguite al variare della concentrazione iniziale di nitrati e del pH della soluzione. In particolare, la concentrazione è stata fatta variare in un intervallo compreso fra 20 mg/L e 140 mg/L e, per ciascuno di tali quantitativi, sono stati testati valori di pH pari a 3, 5 e 7. Nei test condotti a pH 3, per ogni concentrazione iniziale di nitrati, sono stati raggiunti abbattimenti superiori al 90%. Il principale prodotto di reazione è risultato essere l'azoto gassoso, mentre, di minore entità sono risultate le quantità di azoto ammoniacale e nitroso. Innalzando il pH a 5 e 7, si è riscontrata una riduzione nei rendimenti di abbattimento dell'azoto nitrico e una minore produzione di azoto gassoso.

Summary

The present work was aimed to develop a process for nitrate removal by means of zero valent magnesium powder (Mg^0). The experiments were conducted in batch mode at room temperature and by using 2 g of Mg^0 . Several tests were conducted varying the initial nitrate concentration and the solution pH. In particular, initial nitrate concentration ranged between 20 mg/L and 140 mg/L and, for each of these concentrations, pH values of 3, 5 and 7 were tested. In the experiments conducted at pH 3, for each initial concentration, more than 90% nitrate removal was achieved. The main process product was nitrogen gas, while, lower amounts of ammonia and nitrite were detected. By increasing the process pH, a reduction in nitrate removal and a smaller production of nitrogen gas occurred.

1. Introduzione

I nitrati (NO_3^-), a causa della loro elevata solubilità, sono fra gli inquinanti più diffusi nei corpi idrici superficiali e nelle falde acquifere. Le principali fonti di contaminazione da nitrati sono: fertilizzanti e pesticidi azotati, reflui zootecnici, civili, industriali e di lavorazioni agroalimentari. L'accumulo di nitrati, unitamente ad un'eccessiva presenza di fosfati, genera l'eutrofizzazione dei corpi idrici. Tale fenomeno è definito come un eccesso di nutrienti, causa di una veloce proliferazione di alghe. L'effetto più gravoso è la mancanza di ossigeno disciolto nel corpo idrico e, quindi, la moria delle specie viventi presenti [1]. Inoltre, l'ingestione di acqua contenente un eccesso di nitrati è collegata all'insorgenza, nei neonati, della metemoglobinemia[2]. Le tecniche di rimozione dei nitrati convenzionalmente adottate sono suddivise in processi biologici, rappresentati dalla denitrificazione eterotrofa; processi chimici, come lo scambio ionico e processi chimico-fisici, quali le tecniche di filtrazione mediante membrana.

I convenzionali processi biologici, tuttavia, sono applicabili alle sole acque reflue; mentre tecniche quali scambio ionico, osmosi inversa ed elettrodialisi sono costose, non selettive e generano flussi concentrati di inquinanti a valle del trattamento [3]. Recentemente, la denitrificazione chimica mediante utilizzo di metalli zero valenti, come Fe^0 , Al^0 e Mg^0 , ha suscitato un notevole interesse. Il ferro (Fe^0) è il materiale più ampiamente sperimentato [4-7]; inoltre, esistono applicazioni riguardanti l'alluminio (Al^0) [8] e, più recentemente, il magnesio [9]. Quest'ultimo materiale, presenta un potenziale redox maggiore ed è soggetto ad una minore passivazione rispetto a ferro e alluminio. Inoltre, lo ione Mg^{2+} , rilasciato durante la reazione del Mg^0 in acqua, è un elemento ecocompatibile ed un potenziale agente coagulante [9]. In tale ottica, l'attività sperimentale condotta ha avuto l'obiettivo di valutare l'efficienza del Mg^0 nella rimozione dei nitrati al variare della concentrazione iniziale e del pH.

2. Relazione

2.1 Descrizione della sperimentazione

2.1.1 Materiali

La sperimentazione è stata condotta utilizzando magnesio zero valente in polvere, avente purezza del 98% e densità pari a 1,74 g/mL a 25 °C, prodotto dalla Sigma Aldrich. Il materiale è stato utilizzato senza essere sottoposto a pretrattamento. Le soluzioni standard di nitrati sono state preparate adoperando nitrato di potassio (KNO_3) in polvere. Per il controllo del pH della soluzione sono stati utilizzati acido cloridrico concentrato (HCl) e idrossido di sodio (NaOH) 1 M. Tutte le soluzioni sono state preparate con acqua distillata prodotta in laboratorio.

2.1.2 Metodi

La sperimentazione ha avuto come obiettivo la rimozione dei nitrati da soluzioni acquose mediante magnesio zero valente in polvere (Mg^0). Le prove sono state condotte impiegando un quantitativo di Mg^0 pari a 2 g e variando la concentrazione iniziale della soluzione di nitrati e del pH. In particolare, sono state testate soluzioni con concentrazioni pari a 20 mg/L, 40 mg/L, 60 mg/L, 80 mg/L, 100 mg/L e 140 mg/L. Per ognuna delle concentrazioni indagate, sono state condotte prove a pH costante pari a 3, 5 e 7. I test sono stati eseguiti in condizioni batch e temperatura ambiente. In ogni prova, 300 mL di soluzione di nitrati ed il magnesio zero valente, posti all'interno di becher della capacità pari a 400 mL, sono stati mantenuti in agitazione magnetica per una durata di 185 minuti. Ad intervalli temporali prefissati si è proceduto al prelievo di circa 10 mL di campione. Tali campioni, previa filtrazione su carta da filtro, sono stati sottoposti ad analisi per la determinazione delle concentrazioni di azoto nitrico (N-NO_3^-), azoto ammoniacale (N-NH_4^+), azoto nitroso (N-NO_2^-) e magnesio (Mg^{2+}).

2.1.3 Metodiche analitiche

Le concentrazioni di azoto nitrico, nitroso e ammoniacale sono state determinate mediante metodo spettrofotometrico, utilizzando uno spettrofotometro di marca ThermoScientific (Genesys 10 UV). L' N-NO_3^- è stato misurato mediante assorbimento di raggi UV, ad una lunghezza d'onda di 220 nm [10]. L' N-NH_4^+ è stato valutato attraverso determinazione spettrofotometrica all'indofenolo, alla lunghezza d'onda di 690 nm [10]. La concentrazione dell' N-NO_2^- è stata determinata sfruttando il metodo di Griess-Ilosvay, impostando una lunghezza d'onda di 543 nm [10]. La concentrazione dello ione Mg^{2+} in soluzione è stata misurata attraverso spettroscopia ad assorbimento atomico [10]. Lo spettrometro ad assorbimento atomico utilizzato è di marca GBG, modello 933 plus. Il pH della soluzione è stato misurato mediante pHmetro digitale portatile a tenuta stagna (Hanna Instruments, HI 9024).

2.2 Discussione dei risultati

2.2.1 Prove a pH 3

Le prove a pH 3 hanno mostrato un andamento decrescente dell'azoto nitrico e abbattimenti dei nitrati sempre superiori al 90% (Fig.1). In particolare, nella prova condotta con una concentrazione iniziale di 20 mg/L, il rendimento è risultato pari al 91% già dopo 5 minuti di trattamento, raggiungendo il 99% al termine della prova. Le successive prove hanno evidenziato una decrescita più graduale all'aumentare della concentrazione iniziale di nitrati. Ciò nonostante, nei test condotti con 40 mg/L e 60 mg/L di $N-NO_3^-$, la concentrazione si è ridotta fino a quasi ad annullarsi. Nelle prove condotte con quantitativi di nitrati maggiori, la concentrazione finale è risultata, comunque, inferiore a 5 mg/L. In tutte le prove, la concentrazione di azoto ammoniacale (Fig. 2) aumenta nelle fasi iniziali del processo tendendo ad un valore asintotico, funzione del quantitativo iniziale di $N-NO_3^-$. Al termine del trattamento, la maggiore concentrazione di $N-NH_4^+$, pari a 24,66 mg/L, si registra nella prova a 140 mg/L di $N-NO_3^-$. Al contrario, nella prova eseguita con 20 mg/L, l'azoto ammoniacale è risultato pari a soli 0,77 mg/L.

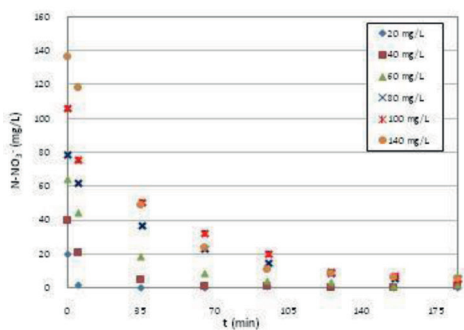


Fig. 1 – Andamento dell' $N-NO_3^-$ nelle prove condotte a pH 3

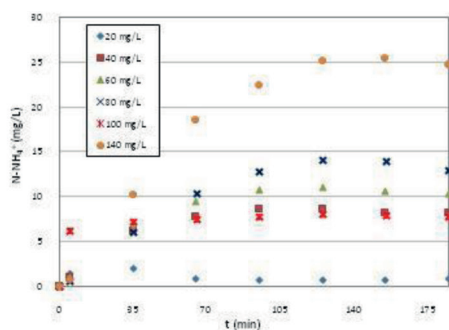


Fig. 2 – Andamento dell' $N-NH_4^+$ nelle prove condotte a pH 3

In tutte le prove, l'azoto nitroso cresce nei primi minuti del processo e, dopo aver raggiunto un punto di massimo, diminuisce progressivamente (Fig.3). La concentrazione finale è prossima a zero nei test condotti con concentrazioni iniziali di 20, 40 e 60 mg/L mentre, nelle restanti prove, risulta compresa fra 3 e 5 mg/L. Al termine di ogni prova, considerando un bilancio di massa delle forme di azoto, è stato constatato come il principale prodotto di reazione sia l'azoto gassoso. In particolare, i quantitativi di N_2 , all'aumentare della concentrazione iniziale di $N-NO_3^-$, sono risultati pari a 18,9 mg/L, 30,5 mg/L, 50,4 mg/L, 55,4 mg/L, 88,5 mg/L e 103,4 mg/L. L'andamento del magnesio in soluzione, riportato in Fig.4, mostra come la concentrazione cresca in tutte le prove fino a raggiungere valori anche superiori a 6 g/L.

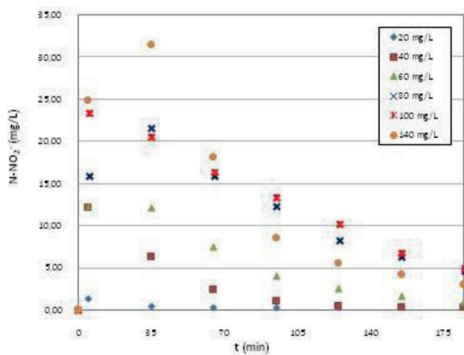


Fig. 3 – Andamento dell' $N-NO_2^-$ nelle prove condotte a pH 3

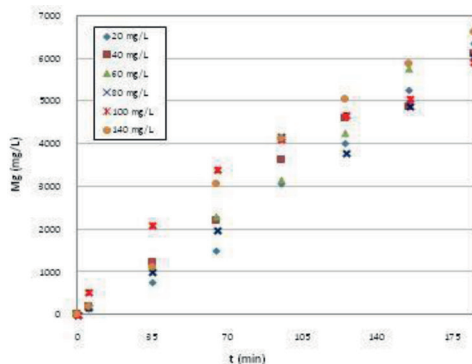


Fig. 4 – Andamento dell' Mg nelle prove condotte a pH 3

2.2.2 Prove a pH 5

In tutti i test a pH 5, rispetto alle precedenti prove, è stata registrata una riduzione più graduale della concentrazione di $N-NO_3^-$ e, conseguentemente, rendimenti di abbattimento inferiori (Fig.5). In particolare, le efficienze sono risultate decrescenti all'aumentare della concentrazione iniziale di nitrati. Tuttavia, valori superiori al 90% sono stati registrati nelle prove con quantitativi iniziali di nitrati di 20 mg/L e 40 mg/L; mentre, un rendimento di poco inferiore all'80% è stato raggiunto nella prova a maggiore concentrazione iniziale di $N-NO_3^-$.

L'andamento dell'azoto ammoniacale mostra, anche in tali prove (Fig.6), una concentrazione crescente nel tempo con valori, al termine del trattamento, maggiori rispetto a quelli registrati nelle prove a pH 3.

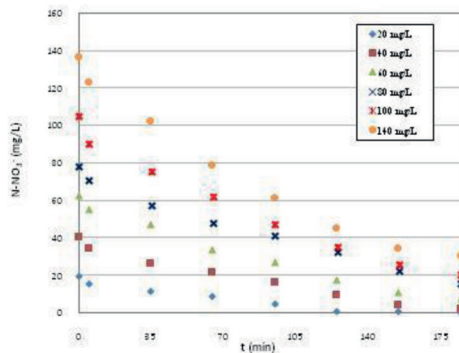


Fig. 5 – Andamento dell' $N-NO_3^-$ nelle prove condotte a pH 5

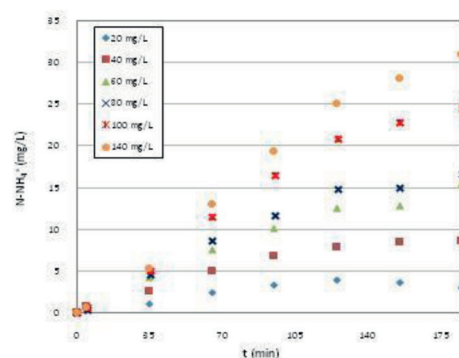


Fig. 6 – Andamento dell' $N-NH_4^+$ nelle prove condotte a pH 5

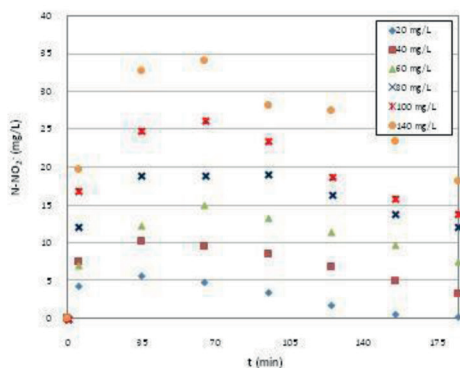


Fig. 7 – Andamento dell' $N-NO_2^-$ nelle prove condotte a pH 5

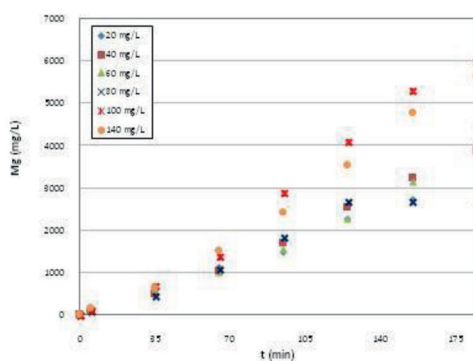


Fig. 8 – Andamento dell' Mg nelle prove condotte a pH 5

L'azoto nitroso, mostrato in Fig. 7, presenta ancora una concentrazione inizialmente crescente e poi decrescente, a seguito del raggiungimento di un valore di massimo. Tuttavia, nelle prove a pH 5, la decrescita della concentrazione di azoto nitroso è più lenta e le concentrazioni, che si registrano dopo 185 minuti, sono maggiori rispetto alle analoghe prove a pH 3. In particolare, soltanto nella prova con 20 mg/L iniziali, la concentrazione di azoto nitroso tende a zero al termine del trattamento.

Dal bilancio di massa delle forme di azoto, rispetto ai quantitativi riscontrati nelle prove a pH 3, emerge una minore conversione dell' $N-NO_3^-$ in azoto gassoso. In particolare, all'aumentare della concentrazione iniziale di nitrati, l' N_2 prodotto ammonta a circa 15,8 mg/L, 26,6 mg/L, 32,6 mg/L, 33,9 mg/L, 49,8 mg/L e 57,0 mg/L.

Il magnesio in soluzione presenta ancora un andamento crescente ma con concentrazioni, al termine del trattamento (Fig. 8), minori rispetto a quelle delle prove a pH 3.

2.2.3 Prove a pH 7

Nelle prove a pH 7, generalmente, si sono registrate ulteriori riduzioni delle performance del processo (Fig.9). In effetti, mentre nei test con concentrazioni pari a 20 mg/L e 40 mg/L sono state raggiunte rese prossime a quelle delle prove a pH 5, nelle prove a concentrazioni maggiori, i rendimenti si riducono in misura più accentuata, fino a scendere a valori di poco superiori al 55%. L'andamento dell' $N-NH_4^+$, mostrato in Fig. 10, evidenzia, per lo più, valori finali inferiori rispetto a quelli a pH 5. In particolare, nella prova con 140 mg/L di nitrati, la concentrazione finale di azoto ammoniacale è risultata pari a circa 24 mg/L; mentre, al termine della prova eseguita con una concentrazione iniziale di nitrati pari a 20 mg/L, il quantitativo di azoto ammoniacale è prossimo a 3,5 mg/L.

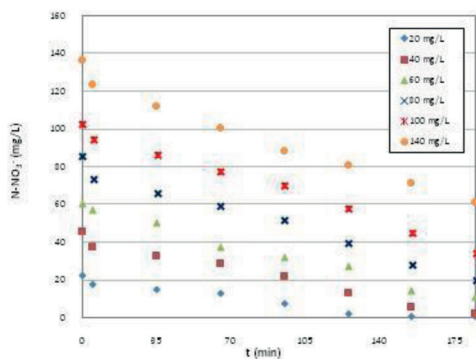


Fig. 9 – Andamento dell' $N-NO_3^-$ nelle prove condotte a pH 7

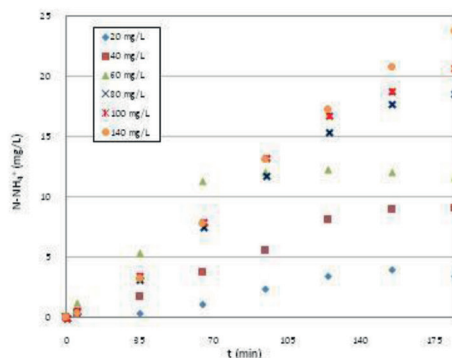


Fig. 10 – Andamento dell' $N-NH_4^+$ nelle prove condotte a pH 7

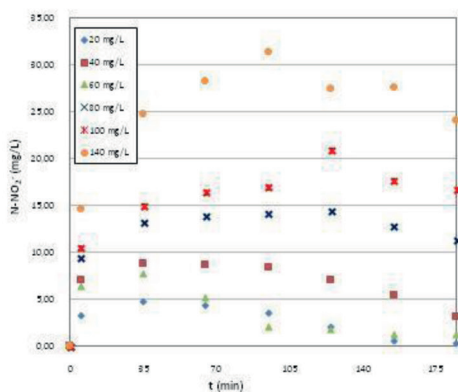


Fig. 11 – Andamento dell' $N-NO_2^-$ nelle prove condotte a pH 7

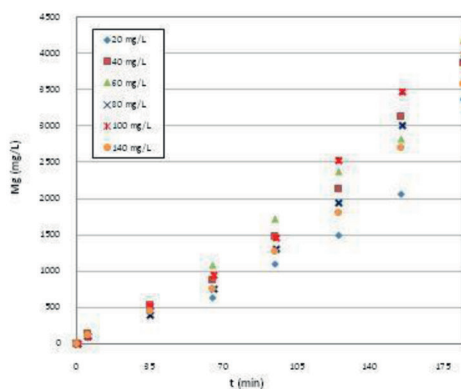


Fig. 12 – Andamento dell' Mg nelle prove condotte a pH 7

Anche l'andamento della concentrazione dell' $N-NO_2^-$ conferma una trasformazione delle forme di azoto meno accentuata (Fig.11). Infatti, nelle prove con concentrazioni iniziali di nitrati pari a 20, 40 e 60 mg/L, la concentrazione finale di azoto nitroso è compresa fra 0,3 mg/L e 3,2 mg/L; mentre, nelle successive prove, si riscontrano valori nettamente maggiori. Dal bilancio sulle specie azotate, è emersa una minore produzione di azoto gassoso rispetto alle prove a pH 3. Dal confronto con le prove a pH 5, invece, si notano quantitativi di N_2 simili per le prove con concentrazioni di nitrati pari a 20, 40, 60 e 80 mg/L; mentre, si verifica una riduzione della concentrazione di azoto gassoso per le prove a concentrazioni maggiori. L'andamento temporale del Mg^{2+} , mostrato in Fig. 12, rivela come la concentrazione al termine delle prove sia inferiore rispetto alle prove a pH 3 e 5. Ciò è imputabile alle condizioni di minore acidità che limitano la solubilizzazione del magnesio.

3. Conclusioni

Nel presente lavoro sono riportati i risultati di un'indagine sperimentale finalizzata alla messa a punto di un processo di rimozione dei nitrati mediante magnesio zero valente. Diverse prove in batch sono state condotte a temperatura ambiente al variare del pH e della concentrazione iniziale di $N-NO_3^-$.

I risultati sperimentali hanno evidenziato come il processo sia, innanzitutto, influenzato dai valori di pH. Infatti, le prove a pH 3 hanno mostrato una rapida riduzione della concentrazione di azoto nitrico e rendimenti sempre superiori al 90%. Inoltre, è stato constatato come il principale prodotto di reazione sia l'azoto molecolare. Le concentrazioni finali di azoto ammoniacale hanno assunto valori crescenti in relazione ai quantitativi di azoto nitrico della soluzione sottoposta a trattamento. Al contrario, l'azoto nitroso è risultato sempre inferiore a 5 mg/l.

Le prove a pH 5 e 7 hanno mostrato una decrescita più graduale della concentrazione di azoto nitrico e rendimenti di rimozione minori rispetto alle prove a pH 3. In particolare, nelle prove a pH 5, i rendimenti, al variare del contenuto iniziale di $N-NO_3^-$, si sono mantenuti compresi fra il 78% e 98%, circa. Mentre, nelle prove a pH 7, essi hanno assunto valori compresi fra il 56% e il 98%, circa. Anche a pH 5 e 7 il principale prodotto di reazione è risultato essere l'azoto gassoso, sebbene, rispetto alle prove a pH 3, i quantitativi di N_2 siano minori.

Bibliografia

- [1] **Beccari M., Passino R., Ramadori R., Vismara R.,** (1997). Rimozione di azoto e fosforo dai liquami. Basi microbiologiche e biochimiche della nitrificazione, denitrificazione e defosforazione – Trattamenti biologici e chimico-fisici delle acque – Criteri di dimensionamento, Milano, Hoepli.
- [2] **Bramuzzo M., Pasini M., Belluzzi A., Pocecco M.,** (2009). La sindrome del bambino azzurro, Medico e Bambino, 28:665-666 https://www.medicoebambino.com/?id=0910_665.pdf.
- [3] **Kapoor A., Viraraghavan T.,** (1997). Nitrate removal from drinking water-review, Journal of Environmental Engineering.
- [4] **Westerhoff P.,** (2003). Reduction of Nitrate, Bromate, and Chlorate by Zero Valent Iron (Fe^0), Journal of Environmental Engineering.
- [5] **Li C., Chen Y., Chen S.,** (2005). Fluidized zerovalent iron bed reactor for nitrate removal, Chemosphere.
- [6] **Chen S., Hsu H., Li C.,** (2004). A new method to produce nanoscale iron for nitrate removal, Journal of Nanoparticle Research.
- [7] **Choe S., Liljestrand H. M., Khim J.,** (2003). Nitrate reduction by zero-valent iron under different pH regimes, Applied Geochemistry.
- [8] **Luk G.K., Au-Yeung W.C.,** (2002). Experimental investigation on the chemical reduction of nitrate from groundwater, Advances in Environmental Research.
- [9] **Kumar M., Chakraborty S.,** (2005). Chemical denitrification of water by zero-valent magnesium powder, Journal of Hazardous Materials.
- [10] **APHA** (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edn. American Public Health Association and Water Environment Federation, Washington DC, USA.

MONITORING & CONTROL

QUALITÀ DELL'ARIA: SORGENTI E RUOLO NEL RAPPORTO AMBIENTE E SALUTE

La sessione presenta lo stato delle conoscenze delle diverse iniziative italiane, le possibili strategie da seguire per ridurre gli impatti della popolazione e il loro inserimento nei programmi della Comunità Europea.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo e Istituto Superiore di Sanità**

Presidenti di sessione:

- Gianluigi de Gennaro, *Università degli Studi di Bari*
- Gaetano Settimo, *Istituto Superiore di Sanità*

Esposizione agli inquinanti dell'aria indoor: stato dell'arte e criticità

*Silvia Brini, silvia.brini@isprambiente.it, Arianna Lepore, Giuliana Giardi
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma*

Riassunto

L'esposizione agli inquinanti indoor è un fattore di rischio non trascurabile poiché la maggior parte del tempo viene speso dalla popolazione in ambienti tipicamente indoor dove le concentrazioni sono a volte più elevate che in outdoor. La limitatezza del numero delle campagne di misura, caratterizzate spesso da strategie di campionamento non comparabili, la mancanza di informazioni sulla quantità di tempo spesa nei vari ambienti di vita e la mancanza di limiti normativi a tutela della salute umana rendono particolarmente complesso mettere in atto azioni efficaci. Anche gli studi più recenti confermano come per un inquinante indoor ai valori di concentrazione da sorgenti interne si sommano quelle da sorgente esterna. Una politica efficace per ridurre l'esposizione agli inquinanti dell'aria deve considerare in maniera integrata le sorgenti outdoor e le sorgenti indoor individuando anche per l'aria indoor idonei valori limite alle concentrazioni.

Summary

Exposure to indoor pollutants is a non-negligible risk factor since most of the time is spent by the population in confined environments where the concentrations are sometimes higher than in outdoor. The limited number of measurement campaigns, often characterized by non-comparable sampling strategies, the lack of information on the amount of time spent in various living environments and the lack of regulatory limits to protect human health make it particularly difficult to implement effective actions. Even the most recent studies confirm that for an indoor pollutant the concentrations values from internal sources are added to those from an external source. An effective policy to reduce exposure to air pollutants must consider outdoor sources and indoor sources in an integrated manner, also identifying limit values for indoor concentrations.

1. Introduzione

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) stima che nove persone su dieci nel mondo respirano un'aria altamente inquinata, causando 7 milioni di morti l'anno per l'esposizione a particolato fine. Ogni anno 3,8 milioni di decessi nel mondo risultano attribuibili all'esposizione in ambienti domestici a inquinanti emessi durante le attività quotidiane che comportano l'utilizzo di combustibili come legna, carbone e residui organici in apparecchi privi di qualsiasi sistema di abbattimento delle emissioni, come accade nei paesi a basso e medio reddito [1]. Per quanto riguarda l'Italia, l'Agenzia Europea per l'Ambiente ha stimato che, nel 2014, 50.550 morti premature possano essere attribuibili all'esposizione a lungo termine al PM_{2,5}, 17.290 all'NO₂ e 2.900 all'O₃ [2]. Tra gli inquinanti atmosferici il particolato è quello con il maggior impatto sulla salute umana. L'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) lo ha inserito tra i cancerogeni di gruppo 1, ossia tra gli agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo [3].

Per tutelare la salute dei cittadini sono stati posti valori limite alle concentrazioni dei principali inquinanti outdoor mentre per gli inquinanti indoor vi sono solo indicazioni dell'OMS per un numero limitato di sostanze [4]. Nei paesi occidentali la maggior parte delle persone trascorre percentuali di tempo superiori al 90% in ambienti confinati, dove a inquinanti di origine indoor si sommano quelli outdoor che penetrano dall'esterno e dove, per alcune specie, le concentrazioni indoor possono essere anche molto più alte che in outdoor.

I fattori di rischio indoor sono di grande rilevanza per la salute pubblica e si vanno a sommare ai fattori di rischio tipici dell'aria ambiente. L'Unione Europea ha posto tra i suoi obiettivi prioritari la tutela della salute dei cittadini dall'esposizione anche agli inquinanti dell'aria indoor¹. Negli ultimi anni in Italia ha avuto luogo un miglioramento nei livelli degli inquinanti outdoor ma è necessario nelle politiche di tutela della salute pubblica dare maggior impulso alle azioni per la riduzione dell'esposizione agli inquinanti indoor individuando anche valori limite per le sostanze che presentano le maggiori criticità.

2. Relazione

2.1 *La qualità dell'aria nelle principali città italiane*

Nelle maggiori città italiane si evidenzia negli ultimi 10 anni una significativa tendenza alla riduzione dell'inquinamento atmosferico, in particolare per i livelli di PM₁₀ ed NO₂ [5]. Tuttavia, continuano a verificarsi superamenti del valore limite giornaliero del PM₁₀ in molte aree urbane e, per quanto riguarda l'NO₂, del limite annuale nelle stazioni di monitoraggio collocate in prossimità di importanti arterie stradali.

Nel 2016, il valore limite giornaliero del PM₁₀ è stato superato in 33 aree urbane; gran parte di queste sono localizzate al Nord. Il maggior numero di superamenti giornalieri (85) si è avuto a Frosinone. Nel 2016 il valore limite annuale per l'NO₂ è stato superato in almeno una delle stazioni di monitoraggio in 21 aree urbane; si sono registrati più di 25 giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono in 38 aree urbane su 91 per le quali erano disponibili dati. Riguardo al PM_{2,5}, pur se le concentrazioni medie annue sono nella larga maggioranza dei casi inferiori al valore limite di legge, sussistono casi di superamento in particolare nel bacino padano; il superamento del valore limite annuale pari a 25 µg/m³ è stato rilevato in 7 aree urbane su 80 [5].

Il valore limite giornaliero del PM₁₀, nel primo semestre del 2017, è stato superato in 18 aree urbane mentre in 35 aree urbane è stato registrato un numero di giorni di superamento dei 50µg/m³ tra 10 e 35. Al 10 dicembre 2017, il valore limite giornaliero del PM₁₀ è stato oltrepassato in 34 aree urbane, gran parte di queste localizzate nel bacino padano. Torino è stata la città con il numero maggiore di superamenti giornalieri (103). Situazione ancora più critica per l'ozono: nella stagione estiva, sempre 2017, ben 84 aree urbane vanno oltre l'obiettivo a lungo termine [6].

2.2 *L'esposizione della popolazione urbana agli inquinanti atmosferici outdoor*

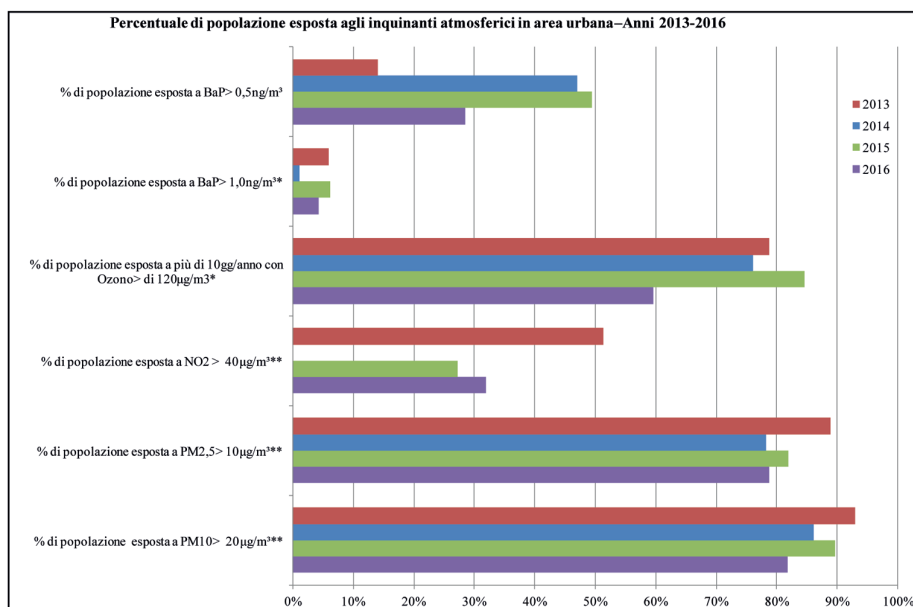
Negli ultimi decenni notevoli sono stati gli sforzi per ridurre le concentrazioni di inquinanti nell'aria delle città, in cui la maggior parte della popolazione usualmente vive e lavora. Tuttavia, la situazione attuale non sembra ancora raggiungere in molti casi valori considerati salubri nelle indicazioni e linee guida dell'OMS che risultano più stringenti dei limiti di legge per la maggior parte degli inquinanti considerati (figura 1). Nella figura 2 viene riportata, in Italia, nell'arco temporale 2013-2016, la percentuale di popolazione esposta, nei maggiori comuni/

¹ 7th Environment Action Programme to 2020 – “Living well, within the limits of our planet”

agglomerati italiani, rispetto ai valori considerati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità come protettivi per la salute umana ² [7].

Pollutant	Averaging period	Air Quality Directive		WHO guidelines	
		Objective	Comments	Objective	Comments
PM _{2,5}	One day			25 µg/m ³ (*)	99 th percentile (3 days/year)
PM _{2,5}	Calendar year	Limit value, 25 µg/m ³		10 µg/m ³	
PM ₁₀	One day	Limit value, 50 µg/m ³	Not to be exceeded on more than 35 days per year.	50 µg/m ³ (*)	99 th percentile (3 days/year)
PM ₁₀	Calendar year	Limit value, 40 µg/m ³ (*)		20 µg/m ³	
O ₃	Maximum daily 8-hour mean	Target value, 120 µg/m ³	Not to be exceeded on more than 25 days per year, averaged over three years	100 µg/m ³	
NO ₂	One hour	Limit value, 200 µg/m ³ (*)	Not to be exceeded more than 18 times a calendar year	200 µg/m ³ (*)	
NO ₂	Calendar year	Limit value, 40 µg/m ³		40 µg/m ³	

Fig. 1 – Valori limite per la qualità dell'aria secondo Direttiva europea e linee guida OMS (fonte: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/air-quality-standards-under-the-1/table-1-82906.eps/Table-1-82906.eps.75dpi.gif/download>)



LEGENDA:

* CONCENTRAZIONE maggiore del valore limite annuale per la protezione della salute umana (D. Lgs n.155 del 13 agosto 2010 e s.m.i.)

** concentrazione maggiore del valore consigliato dall'OMS per la protezione della salute umana

*** giorni con superamento della concentrazione di 120 µg/m³ (media massima giornaliera calcolata su 8 ore nell'arco di un anno civile), obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (D. Lgs n.155 del 13 agosto 2010 e s.m.i.)

Fig. 2 – Percentuale di popolazione mediamente esposta agli inquinanti atmosferici, per i maggiori comuni italiani – confronto anni 2013-2016 [7]

² I valori soglia medi annuali per OMS: PM₁₀ - 20 µg/m³, PM_{2,5} - 10 µg/m³, NO₂ - 40 µg/m³, per ozono e BaP si sono utilizzati i valori corrispondenti ai limiti di legge.

2.3 Tempi di permanenza in ambienti indoor

La nostra vita quotidiana è caratterizzata da frequenti spostamenti tra ambienti aperti e chiusi, con livelli di inquinanti molto diversi. In termini di tempo, l'insieme degli ambienti indoor risulta essere di gran lunga il contributo dominante rispetto all'esposizione complessiva. Diverse ricerche condotte negli ultimi 20 anni in Italia, infatti, dimostrano che la popolazione impiega la maggior parte del tempo in ambienti indoor. Come mostrato nella tabella 1, la maggior parte della giornata è trascorso dai cittadini all'interno dell'abitazione (57-72%). Anche i luoghi lavorativi o di studio costituiscono ambienti in cui i cittadini passano una percentuale considerevole della giornata (15-35%); per i trasferimenti si può arrivare a passare quote considerevoli di tempo (4-13%). Di conseguenza, il tempo trascorso all'aria aperta si riduce a una percentuale bassa (2-12%). Si osservi che i dati rilevati evidenziano esclusivamente realtà inerenti ad abitazioni, uffici, scuole e mezzi di trasporto, senza considerare altri ambienti di vita quali palestre, cinema, centri commerciali, ecc. Tuttavia danno una evidente indicazione del nostro stile di vita, ovvero della tendenza a permanere per la quasi totalità del tempo in ambienti chiusi. In aggiunta, è da considerare che l'evoluzione degli stili di vita e le implicazioni socio-culturali e ambientali del fenomeno di frequentazione dei social network sono alcuni dei fattori che contribuiscono a una sempre maggiore permanenza in ambienti chiusi [8].

Città	Abitazione	Ufficio	Trasferimenti	Altri ambienti indoor	Outdoor	Riferimento
Frosinone	72		4-7			Buonanno et al., 2014 [9]
Padova	80-88 (ambienti indoor non specificati)		8-13			Scapellato et al., 2009 [10]
Firenze	58 (inverno) 53 (primavera)		4			Fondelli et al., 2008 [11]
Milano	56	30	7 ^(a)	5	2	Bruinen De Bruin et al., 2004 [12]
	59	35	6 ^(b)	-	-	Carrer et al., 2000 [13]
Delta del Po	67	16 ^(c)	-	6	-	Simoni et al., 2002 [14]
	63	15 ^(c)	4	6	12	Simoni et al., 1998 [15]

LEGENDA:

^(a) I trasferimenti si riferiscono a spostamenti a piedi, auto/taxi, autobus/tram, moto, treno/metro.

^(b) I trasferimenti si riferiscono a spostamenti a piedi/bicicletta, moto, auto/taxi, autobus/tram e metro.

^(c) Percentuale di tempo giornaliero trascorso in ufficio e/o scuola.

Fonte: ISPRA 2010, aggiornata [16]

Tab. 1 – Percentuale giornaliera del tempo speso nei diversi ambienti indoor (%)

2.4 Principali inquinanti indoor, concentrazioni, ratio I/O

Dagli studi più recenti risulta che le concentrazioni più elevate di PM₁₀ indoor sono state rilevate a scuola (>120 µg/m³) e nel salone da parrucchiere per quanto riguarda i COV

(5003 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [17]. Nella tabella 2 vengono riportati gli intervalli di concentrazione rilevati negli studi più recenti in aria indoor per alcuni inquinanti in Italia. In assenza di una standardizzazione di metodi e misure, non è possibile effettuare un corretto confronto dei diversi studi e in particolare dei risultati emersi. Tale criticità si aggiunge alla complessità della problematica dell'inquinamento indoor, soprattutto in termini di tutela della salute pubblica. Tuttavia, gli intervalli di concentrazioni rilevate nei diversi studi confermano casi di inquinamento indoor in differenti microambienti e in diverse realtà urbane.

Inquinante	Intervallo di concentrazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
benzene	0,1 – 9,14
formaldeide	7 – 7,5
NO ₂	7,9 – 32,2
PM _{2,5}	2,7 – 50
PM ₁₀	6,4 – 186,5
IPA	0,3 – 8,4
B(a)P	0,1 – 1,1
tetracloroetilene	0,25 – 0,27

Tab. 2 – intervallo di concentrazione dei principali inquinanti indoor [17]

Agli inquinanti di origine indoor si sommano quelli outdoor: le nostre case non sempre rappresentano infatti una protezione rispetto all'inquinamento esterno. In numerosi studi è stato dimostrato come la qualità dell'aria outdoor influenza significativamente l'aria indoor [18]. In particolare nella tabella 3 sono riportati i risultati di uno studio condotto a Roma sulla variabilità stagionale del rapporto I/O del numero totale di particelle [19].

<i>Indoor/Outdoor particle number concentration ratio vs infiltration factor</i>							
Home 1	<i>I/O_{ratio}</i>	<i>F_{inf}</i>	<i>R²_{Finf}</i>	Home 2	<i>I/O_{ratio}</i>	<i>F_{inf}</i>	<i>R²_{Finf}</i>
Summer	0.97	0.95	0.98	Summer	1.01	0.99	0.97
Autumn	0.99	0.84	0.56	Autumn	1.00	0.70	0.62
Winter	0.68	0.60	0.97	Winter	0.82	0.63	0.37
Spring	1.08	0.92	0.45	Spring	1.00	0.90	0.63
Year	0.97	0.85	0.72	Year	0.97	0.80	0.65

Tab. 3 – variazione stagionale dei fattori di infiltrazione misurati in differenti abitazioni [19]

Anche l'esposizione nei mezzi di trasporto non deve essere sottovalutata. Numerose evidenze sperimentali riportano valori di concentrazione di PM₁₀ all'interno della metropolitana superiori ai 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e spesso di gran lunga superiori a quelli rilevati nella corrispondente aria esterna [20]. A Roma la concentrazione di PM₁₀ rilevata sulla banchina della metropolitana è risultata essere di un ordine di grandezza più alta di quella rilevata simultaneamente nell'aria outdoor [21].

3. Conclusioni

È ormai noto che per valutare l'esposizione agli inquinanti atmosferici è necessario tenere nella giusta considerazione anche l'esposizione all'aria indoor, in virtù del considerevole tempo che si trascorre all'interno di ambienti chiusi. L'esposizione personale è infatti considerabile

come una media ponderata nel tempo delle concentrazioni presenti nell'aria dei vari ambienti con cui ogni individuo entra in contatto nel corso della giornata.

La valutazione dell'esposizione rappresenta, quindi, un problema complesso per gli esperti di salute poiché gli individui si muovono attraverso molteplici microambienti urbani e modalità di trasporto, con grandi differenze tra le diverse città ma anche all'interno di una stessa città. I vari microambienti possono contribuire in modo significativo all'esposizione totale giornaliera attraverso l'esposizione a breve termine a concentrazioni elevate di inquinanti.

Una volta nota l'esposizione totale è poi necessario individuare tutte le azioni e i comportamenti necessari per minimizzare le concentrazioni di sostanze inquinanti nell'aria indoor e outdoor e per la calibrazione delle azioni è necessario avere chiari i termini di riferimento. Ciò quali sono i valori di concentrazione al di sopra dei quali è probabile che si manifestino effetti avversi sulla salute dell'uomo. Per gli inquinanti outdoor i valori limite previsti dalla normativa non sono ancora coerenti con le linee guida OMS. Per gli inquinanti indoor le linee guida OMS si riferiscono solo ad alcune sostanze e i limiti normativi non sono stati ancora fissati. Gli obiettivi imprescindibili per la messa in campo di una strategia integrata per la riduzione dei fattori di rischio legati all'esposizione all'inquinamento atmosferico nel suo complesso indirizzano il legislatore, e la comunità scientifica internazionale impegnata in tale ambito, a contemplare con una visione d'insieme tutti gli elementi che concorrono a determinare una buona qualità dell'aria indoor e outdoor.

Bibliografia

- [1] **World Health Organization**, "Air pollution – New release: 9 out of 10 people worldwide breathe polluted air" al link <http://www.who.int/airpollution/en/>, consultazione settembre 2018.
- [2] **Agenzia Europea per l'Ambiente**, "Air quality in Europe – 2017 report", EEA Report n° 13/2017.
- [3] **IARC**, "Outdoor air pollution", Volume 109, 2016.
- [4] **World Health Organization**, "WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants", 2010.
- [5] **Cattani G., Di Menno di Bucchianico A., Gaeta A., Leone G.**, "Qualità dell'aria" in XIII Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano – ISPRA, 2017.
- [6] **ISPRA**, *Comunicato Stampa XIII Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano - Edizione 2017*, 14 dicembre 2017, consultabile al link: http://www.isprambiente.gov.it/files2017/area-stampa/comunicati-stampa/Comunicato_stampa_RAU.pdf.
- [7] **Tuscano J.**, "Esposizione della popolazione urbana agli inquinanti atmosferici outdoor" in XIII Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano – ISPRA, 2017.
- [8] **Niu Z., Parmar V., Xu B., Coups E.J., Stapleton J.L.**, "Prevalence and correlates of intentional outdoor and indoor tanning among adolescents in the United States: Findings from the FLASHE survey", Preventive Medicine Reports 11 (2018) 187–190.
- [9] **Buonanno G., Stabile L., Morawska L.**, "Personal exposure to ultrafine particles: the influence of time-activity patterns", Sci Total Environ. 2014 Jan 15;468-469:903-7.
- [10] **Scapellato M.L., Canova C., de Simone A., Carrieri M., Maestrelli P., Simonato L., Bartolucci G.B.**, "Personal PM10 exposure in asthmatic adults in Padova, Italy: seasonal variability and factors affecting individual concentrations of particulate matter", Int J Hyg Environ Health. 2009 Nov;212(6):626-36.
- [11] **Fondelli MC, Bavazzano P, Grechi D, Gorini G, Miligi L, Marchese G, Cenni I, Scala D, Chellini E, Costantini AS**, Benzene exposure in a sample of population residing in a district of Florence, Italy, Sci Total Environ 392 (2008) 41-9.
- [12] **Bruinen De Bruin Y., Carrer P., Jantunen, M. Hänninen O., Scotto Di Marco G., Kephelopoulos S., Cavallo D., Maroni M.**, Personal carbon monoxide exposure levels: contribution of local sources to exposures and microenvironment concentrations in Milan, J Expo Anal Environ Epidemiol. 2004 Jul; 14 (4):312-22.
- [13] **Carrer P., Maroni M., Alcini D., Cavallo D., Fustinoni S., Lovato L., Visigalli F.**, Assessment through Environmental and Biological Measurements of Total Daily Exposure to Volatile Organic Compounds of

Office Workers in Milan, Italy, *Indoor Air* 2000; 10: 258–268.

[14] **Simoni M., Carrozzi L., Baldacci S., Scognamiglio A., Di Pede F., Sapigni T., Viegi G.**, *The Po River Delta (North Italy) indoor epidemiological study: effects of pollutant exposure on acute respiratory symptoms and respiratory function in adults*. *Archives of Environmental Health* March/April 2002: vol. 57 n.2.

[15] **Simoni M., Biavati P., Carrozzi L., Viegi G., Paoletti P., Matteucci G., Ziliani G.L., Ioannilli E., Sapigni T.**, *The Po River Delta (North Italy) indoor epidemiological study: home characteristics, indoor pollutants, and subjects' daily activity pattern*. *Indoor air* 1998; 8: 70-79.

[16] **Lepore A., Ubaldi V., Brini S.**, “*Inquinamento e indoor: aspetti generali casi studio in Italia*”, Rapporto 117/2010, ISPRA, 2010.

[17] **De Maio F., Lepore A., Brini S., Bultrini M.**, “*La qualità dell'aria in ambiente indoor nelle città italiane*” Poster presentato al convegno “La qualità dell'aria indoor”. Ecomondo, Rimini, 8 novembre 2017.

[18] **Zauli Sajani S., Marchesi S., Poluzzi V., Brini S., Lepore A., Sinisi L., Lonati G., Spinazzè A., Cattaneo A.**, “*L'esposizione in ambiente indoor agli inquinanti atmosferici*” in *Focus su Inquinamento atmosferico nelle aree urbane ed effetti sulla salute – XII Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano – ISPRA, 2016*.

[19] **Di Menno Di Bucchianico A., Cattani G., Iglessis M.**, “*Outdoor/indoor particle infiltration factor in residential buildings and its relation with urban air quality*”. *Environmental Engineering and Management Journal* November 2013, Vol.12, No. S11, Supplement, 221-224.

[20] **Brini S., Canepari S., Cattani G., De Maio F., Di Menno di Bucchianico A., Lepore A.**, “*A critical analysis of the literature on the characterization of air in the subway*.” Poster presentato alla 28° Annual Conference dell'International Society for Environmental Epidemiology, 1-4 September 2016, Rome.

[21] **Perrino C., Marcovecchio F., Tofful L., Canepari S.**, “*Particulate matter concentration and chemical composition in the metro system of Rome, Italy*”, *Environ Sci Pollut Res* 2015 Jun; 22(12):9204-14.

WebGIS di PULSE: Piattaforma collaborativa per un ambiente urbano sostenibile

*Francesca Sapio f.sapio@genegis.net, Andrea Pogliaghi, Nevio Prada
GeneGIS GI Srl, Milano*

Riassunto

PULSE sfrutterà diverse fonti di dati e l'analisi dei big data per trasformare la salute pubblica da un sistema reattivo focalizzato sulla sorveglianza ad un sistema predittivo e collaborativo a sostegno dell'equità della salute. Lavorando in cinque città globali, PULSE raccoglierà open data sulle città e dati provenienti da sistemi sanitari, sensori urbani e remoti, dispositivi personali e social media per consentire una gestione tempestiva e evidence-driven di eventi e processi di salute pubblica. Il progetto svilupperà modelli relativi ad asma e diabete di tipo2 tenendo conto dei fattori di rischio biologici, comportamentali, sociali e ambientali. PULSE sarà pioniera nello sviluppo di valutazioni dinamiche spazio-temporali di impatto sulla salute utilizzando dati geocalizzati basati sulla popolazione ed organizzati all'interno di una piattaforma WebGIS. PULSE svilupperà inoltre modelli di simulazione di potenziali scenari politici per accertare l'impatto delle politiche proposte.

Summary

PULSE will leverage diverse data sources and big data analytics to transform public health from a reactive to a predictive system, and from a system focused on surveillance to an inclusive and collaborative system supporting health equity. Working within five global cities, PULSE will harvest open city data, and data from health systems, urban and remote sensors, personal devices and social media to enable evidence-driven and timely management of public health events and processes. The clinical focus will be asthma and Type 2 Diabetes in adult populations. The project will develop risk stratification models taking account of biological, behavioural, social and environmental risk factors. PULSE will pioneer the development of dynamic spatio-temporal health impact assessments with a webGis for geolocated population-based data. PULSE will also develop simulation models of potential policy scenarios to ascertain the impact of proposed policies.

1. Introduzione

Il progetto PULSE (Participatory Urban Living For Sustainable Environments) finanziato dalla Commissione Europea nell'ambito del programma di ricerca e sviluppo *Horizon 2020* SC1 ha avuto inizio nel dicembre 2016 per una durata prevista di 36 mesi.

Il progetto ha l'obiettivo di sviluppare una piattaforma per l'analisi e la diffusione di informazioni sulla salute pubblica raccolte con meccanismi collaborativi e si occupa di diversi temi riguardanti la qualità dell'aria, lo stile di vita ed i comportamenti dei cittadini mirando a mettere in evidenza le correlazioni tra l'esposizione agli inquinanti e la salute dei cittadini stessi. Il progetto PULSE si inserisce in un contesto di rinnovamento del sistema sanitario pubblico con l'ambizioso scopo di farlo evolvere da sistema reattivo, incentrato sulla diagnosi e la cura,

a sistema basato sulla prevenzione, in sinergia con le abitudini e gli stili di vita dei cittadini. Per realizzare la trasformazione dei sistemi di sanità pubblica e stimolare lo sviluppo di una politica intersettoriale nelle città, PULSE sfrutterà grandi quantità di dati provenienti dai sistemi sanitari o raccolti direttamente dai cittadini (attraverso le tecnologie di rilevamento e i social media), in 5 *smart cities* sparse per il mondo (Barcellona, Parigi, Birmingham, New York e Singapore), living labs ideali per sperimentare le metodologie e gli strumenti. In PULSE si sta realizzando una piattaforma web che integra in un solo sistema l'analisi dei dati provenienti da sorgenti di informazioni caratterizzate da scale spazio temporali eterogenee (dati da satellite, smartphone usati come device mobili, sensori installati direttamente sul territorio, ecc.).

2. Relazione

Il progetto sarà focalizzato nell'utilizzo dei big data per indagare le correlazioni tra inquinamento atmosferico, aspetti sociali e comportamentali degli individui e l'insorgenza di patologie respiratorie e metaboliche, per poi culminare con l'istituzione di "osservatori di sanità pubblica" e linee guida di "*best practice*" nelle città campione, con i seguenti obiettivi:

- sviluppare tecnologie e modelli di stratificazione dei rischi in grado di prevedere, mitigare e gestire problemi di salute pubblica e promuovere il benessere nella comunità europea
- focalizzare l'analisi clinica sui rischi di insorgenza di malattie respiratorie (asma) e metaboliche (diabete di tipo2)
- sviluppare una prospettiva « Health in All Policies» (HiAP).

PULSE ha scelto di lavorare direttamente in ambito urbano, in grandi città, in risposta all'importanza attribuita alla Urban Agenda dell'Unione Europea (UE) e in riconoscimento del fatto che l'urbanizzazione è uno dei principali motori dei rischi per la salute pubblica: è nelle città che è possibile trovare soluzioni e la resilienza può essere aumentata.

Nelle città coinvolte verranno raccolti Big Data riguardanti la sanità pubblica provenienti da sorgenti diversificate: sensori urbani, dati telerilevati (RS), device di privati cittadini e dispositivi IoT (Internet of Things), dati ad accesso libero provenienti dai sistemi sanitari e tanti altri [1].

2.1 Focus di progetto nei diversi siti pilota

Il progetto PULSE è condotto in 5 siti pilota sparsi in tutto il mondo, nei quali le attività del progetto saranno sviluppate con tempistiche e tematiche simili, ma focalizzando l'attenzione su aspetti di volta in volta differenti.

Le città pilota saranno divise in due gruppi: a Barcellona e Birmingham l'oggetto principale di studio sarà la correlazione tra il diabete di tipo 2 e l'inattività fisica, mentre a New York, Parigi e Singapore lo studio sarà incentrato sulla correlazione tra la qualità dell'aria e l'asma. A Barcellona il tema principale sarà il Diabete secondario (T2D) e le sue connessioni con i diversi stili di vita e si utilizzeranno come sorgenti di dati le infrastrutture Smart già esistenti insieme ad APP sviluppate apposta per il progetto.

In Birmingham, il tema principale sarà T2D ed il suo rapporto con la mobilità, sottolineando come il trasporto attivo ed il camminare siano fortemente connessi con questa malattia il cui fattore di rischio aumenta in caso di mancanza di attività fisica.

Parigi si focalizzerà sulla qualità dell'aria e l'insorgere di fenomeni asmatici connessi.

Nei siti pilota di Singapore e New York, come a Parigi, l'attenzione si concentrerà sulla qualità dell'aria, sfruttando anche in questo caso le infrastrutture Smart disseminate per il territorio urbano.

2.2 Logica di progetto dei modelli di gestione del rischio

All'interno del progetto PULSE si stanno realizzando attività volte a definire ed implementare un insieme di strumenti eterogenei mirati all'acquisizione e gestione dei dati personali relativi al comportamento dei cittadini, alla salute pubblica ed al benessere delle persone.

PULSE fornirà una nuova serie di modelli multiscala di rischio e resilienza, contribuendo in tal modo a ridefinire l'approccio di sanità pubblica alle due malattie (asma e T2D) che costituiscono il focus clinico del progetto, dando un peso importante al "benessere" dei cittadini nelle scelte sulla salute pubblica.

Una ulteriore innovazione chiave prevista in PULSE è la ricalibrazione dei modelli rispetto a ciascuna popolazione specifica, un passo recentemente dimostrato di importanza cruciale per rendere accettabile l'accuratezza dei modelli relativi alla salute pubblica.

La disponibilità di dati provenienti da diverse città situate in paesi diversi, infatti, consentirà di valutare le prestazioni dei modelli su diverse popolazioni e di comprendere l'importanza della ricalibratura / messa a punto sulla popolazione specifica: ciò consentirà una maggiore precisione nella previsione e una maggiore accuratezza in merito agli interventi.

2.3 Tecnologie/strumenti e Data Analytics

L'architettura logica prevista per il sistema in progetto (vedi Fig. 1) prevede in particolare:

- la progettazione e realizzazione di apposite App mobile per la raccolta dei dati individuali dei cittadini (relativi ai comportamenti legati alla salute ed al benessere personale e di App basate su logiche di gioco per indurre cambiamenti migliorativi negli stili di vita dei cittadini);
- la progettazione e realizzazione di infrastrutture dedicate all'acquisizione degli open data disponibili nelle varie *smart cities* (ad es. immagini satellitari, mappe amministrative, etc.);
- la progettazione e realizzazione di una infrastruttura dedicata alla gestione dei dati raccolti ed i relativi strumenti di analisi (big data analytics e sistemi esperti DSS per la gestione dei diversi modelli di governo e mitigazione del rischio);
- la progettazione e realizzazione di una infrastruttura dedicata alla rappresentazione dei dati personali acquisiti (dati sanitari, dati comportamentali, dati sul benessere), tramite un'interfaccia semplice ed agevole che gestisca anche la componente "territoriale" dei dati

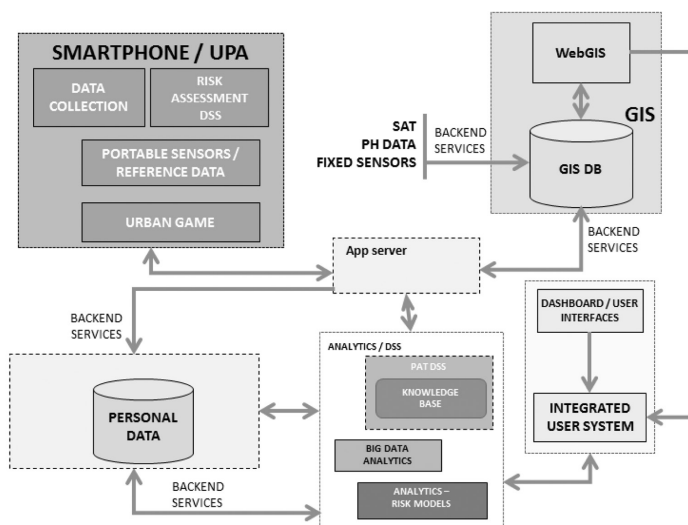


Fig. 1 – Architettura logica prevista in PULSE con integrazione di App/sensori, sistema DSS di analisi, big data analytics e piattaforma WebGIS

Un'importante componente nell'architettura prevista per la rappresentazione dei dati personali acquisiti è costituita da un WebGIS innovativo, che include anche mappe di salute pubblica.

Nel WebGIS vengono integrati i dati provenienti dalle reti di raccolta fisse sul territorio con i dati provenienti dalle fonti mobile che costituiscono la principale fonte di informazione "collaborativa" fornita dai cittadini. I dati raccolti verranno georeferenziati e trasformati in mappe, visualizzabili tramite il WebGIS, al fine di permettere una migliore comprensione dei vari fenomeni, mostrando modelli e tendenze legate a fattori territoriali che altrimenti rimarrebbero nascoste.

2.4 Il WebGIS di PULSE

Il gruppo di lavoro impegnato nel progetto PULSE è arrivato a sviluppare i prototipi delle varie tecnologie, sia per la parte modelli previsionali che per la parte del WebGIS.

I dati pubblicati nel WebGIS di PULSE sono gestiti secondo la configurazione riportata in Fig. 2 utilizzando tecnologie basate su software Open Source (Java e Tomcat per il back end, JS e OpenLayers per il front end, server cartografico Geoserver, DBMS PostgreSQL/PostGIS, etc.), al fine di permettere la massima flessibilità ed adattabilità alle esigenze.

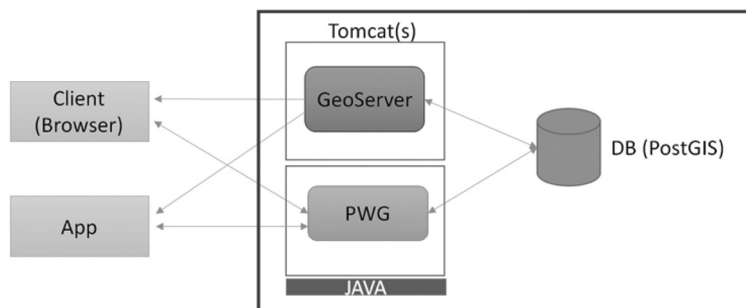


Fig. 2 – Architettura WebGIS: rapporti con APP mobile e applicazioni web sul browser dell'utente

Il prototipo attualmente sviluppato permette di applicare ai dati le funzionalità tipiche dei WebGIS, quali la possibilità di visualizzare i dati presenti a sistema, effettuare ricerche di dati, effettuare misurazioni cartografiche, modificare le opzioni di visualizzazione dei dati, scegliere il sistema cartografico di riferimento, scegliere la mappe di sfondo, etc. (vedi Fig. 3).



Fig. 3 – Visualizzazione dei dati relativi ad una stazione di misura della qualità dell'aria

Oltre alle funzionalità più standard sono già state implementate anche funzionalità più innovative, quali ad esempio la possibilità di visualizzare i dati da un punto di vista temporale, ovvero analizzare la variazione di un determinato parametro o fenomeno in funzione del tempo (tramite la funzionalità di navigazione nei dati temporali per accedere a lunghe serie di dati, vedi Fig. 4).

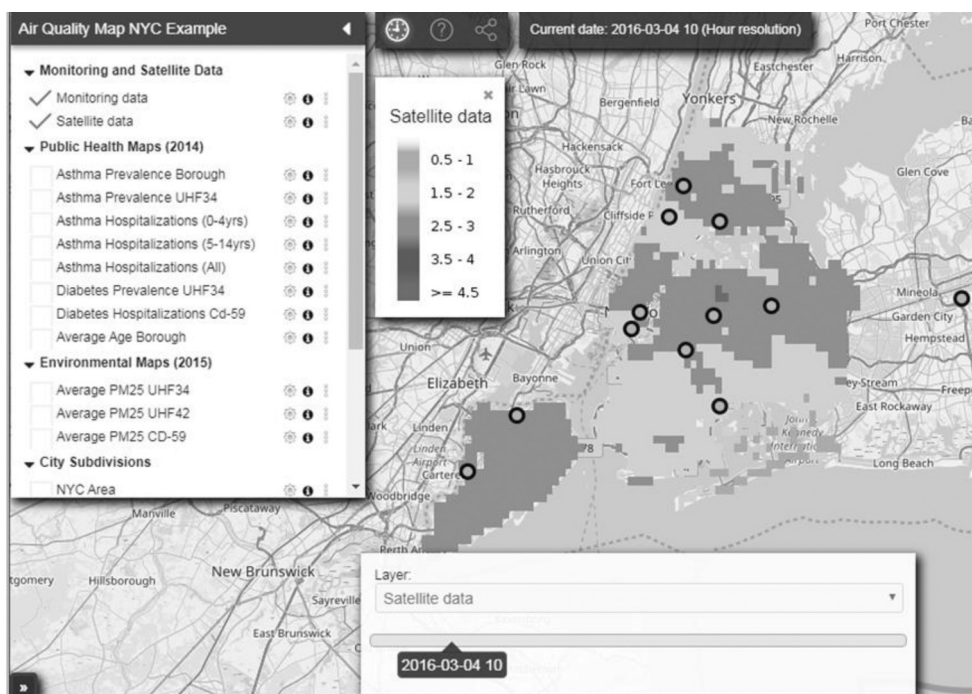


Fig. 4 – Visualizzazione dei dati satellitari di qualità dell'aria rilevati per New York, integrata da dati puntuali di salute pubblica, con attivo lo Strumento per la navigazione nella serie temporale

Un'altra funzionalità innovativa è costituita dalla possibilità di visualizzare due finestre affiancate per comparare differenti tipologie di dati: ad es. in Fig. 5 numero di pazienti ricoverati per problemi asmatici (a sinistra) a confronto con dati satellitari di qualità dell'aria (a destra).

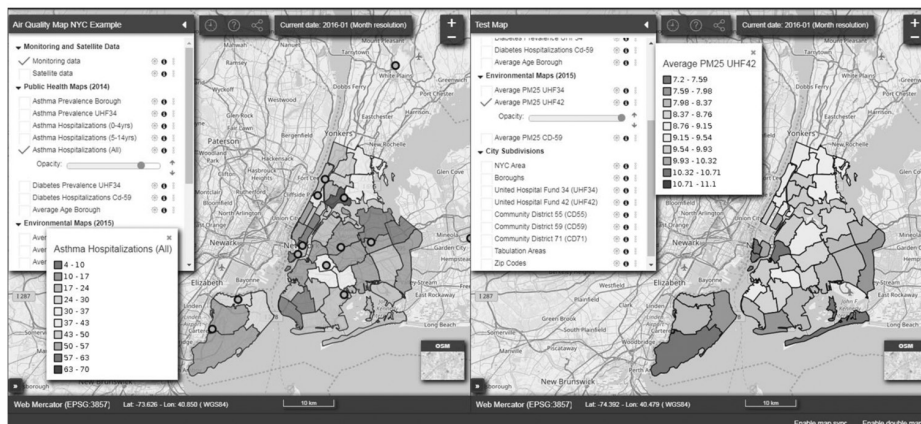


Fig. 5 – Visualizzazione dei dati tramite funzionalità avanzate/innovative: navigazione multi-map (due mappe affiancate, anche non sincronizzate sullo stesso intervallo temporale)

Il WebGIS permette all'utente la possibilità di navigare nel tempo e nello spazio in maniera sincrona o asincrona nelle due finestre affiancate, fornendo in tal modo la possibilità di indagare intuitivamente eventuali relazioni di causa-effetto caratterizzate da un ritardo di tempo. I dati saranno analizzati anche mediante tecniche di statistica spaziale [2], permettendo così di rivelare l'esistenza di una correlazione spaziale tra, ad esempio, le mappe di qualità dell'aria e la frequenza di manifestazione delle malattie respiratorie. La correlazione spaziale può evidenziare anche relazione diretta causa ed effetto tra i vari parametri analizzati. Nelle successive fasi di progetto, l'analisi dei dati raccolti su tutte le aree di studio permetterà di evidenziare le correlazioni tra tutte le componenti ambientali e sociali analizzate.

4. Conclusioni

Il progetto è ancora in corso di sviluppo, fino a tutto il 2019 compreso. Relativamente alla parte del WebGIS di PULSE si prevede di arricchire gradualmente i contenuti e le funzionalità del prototipo già realizzato.

In particolare tra le principali attività previste si possono evidenziare:

- il caricamento dei dati relativi a tutti i siti di test (al momento sono disponibili i soli dati già relativi alle serie storiche disponibili per l'area urbana di New York);
- miglioramenti nell'interfaccia utente, per aumentare la fruibilità delle funzionalità disponibili (in particolare per la visualizzazione della navigazione temporale);
- ulteriori funzionalità di ausilio alle attività di analisi spaziale;
- completa definizione delle modalità di rappresentazione (grafici e/o mappe) dei dati resi fruibili al comune cittadino tramite le App appositamente progettate;
- completa definizione delle funzionalità da rendere accessibili agli utenti ed ai cittadini, in funzione del profilo di abilitazione alla piattaforma.

Bibliografia

- [1] L.M.A. Bettencourt, "The Uses of Big Data in Cities," BIG DATA, pp. 12–22, March 2014.
 [2] Waller LA. Applied Spatial Statistics for Public Health Data. Gotway CA, editor. Great Britain: John Wiley & Sons; 2004.

BIOREMEDIATION AND SITE REQUALIFICATION

LE BONIFICHE NEL QUADRO DELLA “CIRCULAR ECONOMY”

Dalla prima normativa di circa 20 anni fa, in Italia è maturata una approfondita esperienza in tema di siti contaminati e molte aree contaminate sono state risanate e restituite all'uso, soprattutto in siti di interesse regionale. Tuttavia, gli interventi sono risultati spesso lenti e costosi, e sempre più è cresciuta la richiesta di una gestione sostenibile delle “bonifiche”, dove le esigenze di risanamento ambientale e di sicurezza igienico-sanitaria siano coniugate con costi accettabili, effettivo ripristino delle matrici ambientali e recupero economico delle aree bonificate. In questo senso, la bonifica dei siti contaminati diventa un tassello importante di uno sviluppo basato sui principi della “*Circular Economy*”, consentendo di recuperare servizi dagli ecosistemi; primo fra tutti il recupero di porzioni di territorio a nuovi usi produttivi (industriali, ma anche commerciali e residenziali), diminuendo al contempo il consumo di suolo vergine. È evidente come ciò richieda una convergenza tra tutti gli elementi che concorrono a definire la strategia di bonifica (normativi, procedurali, tecnologici e economici). I temi discussi riguardano la sostenibilità delle bonifiche di siti contaminati in coniugazione con la loro riqualificazione economica e vengono esaminati tutti gli aspetti che facilitano detta riqualificazione.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico Ecomondo, Unione Petrolifera, Federchimica, Syndial**

Presidenti di sessione:

- Loredana Musmeci, *esperto ambientale/già direttore dip.to Ambiente e Salute - Istituto Superiore di Sanità*
- Donatella Giacometti, *Unione Petrolifera*

Screening innovativo di diossine e furani in sedimenti di siti contaminati: analisi di fingerprint

*Francesco Cardellicchio f.cardellicchio@gmail.com, Francesco Palmisano
Dipartimento di Chimica, Università di Bari, Via Orabona 4, 70125 Bari*

Riassunto

Le dibenzo-p-diossine e i dibenzofurani policlorurati (PCDD/F) sono Inquinanti Organici Persistenti (POPs) le cui concentrazioni nell'ambiente sono di solito molto basse (a livello di ppb o ppt). I metodi internazionali di determinazione richiedono tempi lunghi, strumentazione complessa e sono poco adatti all'analisi di un numero elevato di campioni, necessari per indagini ambientali estese. Nel presente lavoro viene illustrato un metodo innovativo di estrazione "multi-residuo" [QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe) accoppiato alla gascromatografia GC-MS tandem per la determinazione di PCDD/F in sedimenti marini contaminati. La metodologia è stata poi applicata con successo alla determinazione di PCDD/F in campioni di sedimenti marini di un'area costiera contaminata. L'analisi della distribuzione dei congeneri clorurati (Fingerprint) ha permesso di identificare, dal confronto con dati di letteratura, le possibili fonti di contaminazione.

Summary

Dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans polychlorinated (PCDD/F) are Persistent Organic Pollutants (POPs) whose concentrations in the environment are usually very low (at ppb or ppt levels). International determination methods requires long times, complex instrumentation and are not suitable for the analysis of a large number of samples, necessary for extensive environmental investigations. In the present paper, a new method of "multi-residue" extraction (QuEChERS: Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe) coupled to tandem GC-MS for the determination of PCDD/F in contaminated marine sediments is shown. The methodology has been applied to the determination of PCDD/F in marine sediments sampled from contaminated coastal area. Distribution analysis of the various chlorinated congeners (Fingerprint) allows to identify possible sources of contamination, from the comparison with literature data.

1. Introduzione

Le dibenzo-p-diossine e i dibenzofurani policlorurati (PCDD/F) sono contaminanti ambientali regolati dalla Convenzione di Stoccolma sugli inquinanti organici persistenti. Essendo idrofobici e lipofili, questi composti si accumulano nell'ambiente marino principalmente nei sedimenti e nei tessuti lipidici del biota. A causa della persistenza, alta tossicità, potenziale di bioaccumulo e capacità di trasporto a lungo raggio, il monitoraggio spazio-temporale di questi composti è importante per valutare il rischio sia per gli organismi che per la salute umana. Le concentrazioni ambientali normalmente riscontrate nelle varie matrici sono spesso molto basse (dell'ordine di ppb o ppt); per questo, le procedure analitiche sono molto complesse, anche a causa della coestrazione di una grande varietà di composti interferenti. Uno dei me-

todi riconosciuti a livello internazionale è quello proposto dalla United States Environmental Protection Agency (US EPA 1613 B) [1]. Questo metodo prevede una procedura analitica basata sull'estrazione in Soxhlet di PCDD/F, clean-up degli estratti mediante cromatografia su colonna e analisi in gascromatografia-spettrometria di massa ad alta risoluzione. Il metodo richiede tempo e strumentazione costosa quindi non si adatta all'analisi di un numero elevato di campioni, spesso necessari per indagini ambientali estese. La tendenza negli ultimi anni è stata quella di sviluppare metodi di analisi più rapidi, ma pur sempre affidabili, meno costosi ed ecocompatibili per ridurre l'uso di solventi tossici, minimizzare il consumo di energia e la gestione dei rifiuti analitici. In questa ottica, la metodologia QUEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, and Safe) si è rivelata tecnica rapida e "green" per l'estrazione "multi-residuo" di varie classi di inquinanti. Il metodo QuEChERS, originariamente sviluppato per l'estrazione di pesticidi in matrici alimentari nel 2003 da Anastassiades et al. [2], ha esteso le sue applicazioni ad altre matrici ambientali e inquinanti come i pesticidi [3]. In breve il metodo QuEChERS, metodo ufficiale europeo e dell'Association of Analytical Communities (AOAC) per l'analisi dei pesticidi, prevede tre semplici passaggi: 1) uno step di estrazione solido-liquido con acetonitrile; 2) una fase di clean-up in fase solida dispersa (SPE) con diverse combinazioni di adsorbenti per la rimozione di composti interferenti; 3) analisi mediante gascromatografia-spettrometria di massa. Lo scopo del presente lavoro è stato dunque quello di sviluppare un metodo QuEChERS, accoppiato alla gascromatografia spettrometria di massa tandem a triplo quadrupolo, per la determinazione di diossine e furani in sedimenti marini. Sebbene la spettrometria di massa ad alta risoluzione sia il metodo analitico di elezione per l'analisi di diossine e furani, pur tuttavia la spettrometria di massa a bassa risoluzione a triplo quadrupolo può fornire analisi sufficientemente sensibili, in particolare per screening e monitoraggio ambientali.

2. Relazione

La messa a punto del metodo analitico ha riguardato la determinazione di 17 congeneri di diossine e furani, tra i più importanti dal punto di vista ambientale e tossicologico perché strutturalmente simili alla 2,3,7,8-TCDD. Il lavoro è stato articolato in due fasi: nella prima è stato messo a punto e ottimizzato il metodo QuEChERS per la estrazione di PCDD/F da sedimenti marini, modificando sia nella parte di estrazione che in quella di purificazione, il metodo ufficiale U.S. EPA 1613 [1]. Nella seconda fase il metodo è stato applicato all'analisi di sedimenti marini, prelevati in un sito contaminato di interesse nazionale, come il Mar Piccolo di Taranto (Legge 426/1998).

2.1 Matrici analizzate

Sedimenti marini superficiali (0-15 cm) da sottoporre ad analisi sono stati prelevati in 6 stazioni del I Seno del Mar Piccolo di Taranto, rappresentative di aree soggette a impatto antropico (Fig. 1). Il prelievo dei campioni è stato effettuato con l'ausilio di una benna Van Veen. Subito dopo il prelievo, i campioni sono stati congelati, liofilizzati e successivamente omogeneizzati mediante un mulino centrifugo a sfere di agata. Le matrici così ottenute sono state sottoposte poi al procedimento analitico.

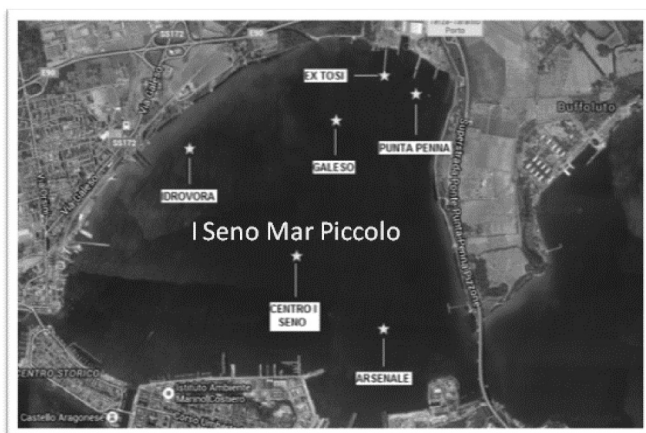


Fig. 1 – Stazioni di campionamento nel I Seno del Mar Piccolo

2.2. Estrazione QuEChERS

L'estrazione dei 17 congeneri di PCDD/F da campioni di sedimento (0,5 - 5 g p.s.) è stata effettuata con acetonitrile (20 ml) in un bagno a ultrasuoni. La sonicazione del campione, durante la fase di estrazione, risulta necessaria per rompere eventuali legami tra gli analiti di interesse e la matrice, aumentando così i recuperi di estrazione. Dopo aggiunta di 15 ml di acqua Milli Q, 6,5 g di magnesio solfato e 1,5 g di sodio acetato alla fase organica, il campione è stato centrifugato a 4000 rpm per 10 min. La fase organica, addizionata con acqua Milli Q, è stata quindi estratta con n-esano. L'estratto esanico è stato sottoposto a purificazione mediante cromatografia su colonna impaccata con carbone attivo/silice per la eliminazione di composti polari coestratti. Le interferenze sono state eliminate eluendo la colonna con una miscela di diclorometano/esano. Infine, le diossine e i furani sono stati eluiti con toluene. L'estratto toluenico è stato evaporato a secchezza, ripreso con nonano e analizzato mediante GC-MS con triplo quadrupolo, utilizzando il metodo MRM (Multiple Reaction Monitoring).

2.3 Analisi GC-MS/MS

Dopo la procedura di estrazione/purificazione, l'analisi degli estratti è stata effettuata mediante gascromatografia accoppiata a spettrometria di massa a triplo quadrupolo. I cromatogrammi sono stati acquisiti in modalità MRM (Multiple Reaction Monitoring), monitorando due specifiche transizioni per ogni ione precursore. Gli ioni monitorati (Qualificatore e Quantificatore) corrispondono agli isotopologi contenenti i differenti isotopi del cloro (^{37}Cl e ^{35}Cl). Come ione Quantificatore è stato utilizzato il più abbondante. Lavorando in bassa risoluzione (impossibilità di determinare la massa accurata), il monitoraggio delle due transizioni si è reso necessario per definire, in maniera non ambigua, il congenere analizzato. Per la definizione non ambigua del congenere, infatti, deve essere rispettato il rapporto isotopico.

2.4 Recuperi, limiti di rivelabilità e di quantificazione

Le prestazioni del metodo QuEChERS sono state valutate calcolando i recuperi, la riproducibilità del metodo e i detection limits per i vari congeneri. I test di recupero sono stati eseguiti analizzando in triplicato un sedimento prelevato in un'area marina non contaminata, a cui sono stati addizionati standard marcati di diossine e furani. Nelle condizioni sperimentali ottimizzate, i recuperi calcolati sono risultati confrontabili con quelli raccomandati dal metodo EPA 1613 B (Tab. 1). Come si può notare però, il congenere octaclorurato delle diossine

mostra un recupero significativamente basso. La ripetibilità del metodo è risultata del 20% o meno. I limiti di rivelabilità e di quantificazione (LOD e LOQ), calcolati per i vari congeneri dall'analisi di regressione lineare, pendenza delle rette di calibrazione e deviazione standard dell'intercetta, sono risultati nell'ordine di pg/g p.s., sufficienti a rilevare livelli di concentrazione normalmente riscontrati in matrici campionate in aree contaminate (Tab. 2).

PCDD/F	Media ± SD	Metodo EPA 1613
		EPA 1613
¹³ C ₁₂ -2378-TCDD	59.3 ± 6.8	24-169
¹³ C ₁₂ -12378-PCDD	66.0 ± 10.6	25-164
¹³ C ₁₂ -123478-HxCDD	65.9 ± 9.0	24-185
¹³ C ₁₂ -123678-HxCDD	70.7 ± 7.6	21-178
¹³ C ₁₂ -1234678-HpCDD	43.7 ± 9.3	25-181
¹³ C ₁₂ -OCDD	27,3 ± 3,8	26-152
¹³ C ₁₂ -2378-TCDF	66.0 ± 8.5	26-123
¹³ C ₁₂ -12378-PCDF	63.7 ± 10.8	29-147
¹³ C ₁₂ -23478-PCDF	70.1 ± 9.8	32-141
¹³ C ₁₂ -123478-HxCDF	69.0 ± 12.5	28-130
¹³ C ₁₂ -123678-HxCDF	72.0 ± 8,5	28-136
¹³ C ₁₂ -123789-HxCDF	63.3 ± 4.7	28-143
¹³ C ₁₂ -234678-HxCDF	64.7 ± 8.1	23-140
¹³ C ₁₂ -1234678-HpCDF	43.0 ± 13.2	23-138
¹³ C ₁₂ -1234789-HpCDF	45.3 ± 10.0	17-157

Tab. 1 – Valori medi dei recuperi (%) per diversi congeneri di PCDD/F calcolati su 3 prove. L'ultima colonna riporta i limiti di accettabilità dei recuperi del metodo EPA 1613 B.

Congenero	LOD	LOQ
2,3,7,8-TCDF	5.9 pg/mL	19.7 pg/mL
2,3,7,8-TCDD	14.9 pg/mL	49.7 pg/mL
1,2,3,7,8-PCDF	21.5 pg/mL	71.7 pg/mL
2,3,4,7,8-PCDF	32.8 pg/mL	109.3 pg/mL
1,2,3,7,8-PCDD	38.4 pg/mL	128.1 pg/mL
1,2,3,4,7,8-HxCDF	27.8 pg/mL	92.6 pg/mL
1,2,3,6,7,8-HxCDF	21.5 pg/mL	71.5 pg/mL
2,3,4,6,7,8-HxCDF	18.1 pg/mL	60.3 pg/mL
1,2,3,4,7,8-HxCDD	51.3 pg/mL	170.8 pg/mL

Segue

Congenero	LOD	LOQ
1,2,3,6,7,8-HxCDD	28.6 pg/mL	95.5 pg/mL
1,2,3,7,8,9-HxCDD	21.3 pg/mL	70.9 pg/mL
1,2,3,7,8,9-HxCDF	31.9 pg/mL	106.3 pg/mL
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	7.6 pg/mL	25.4 pg/mL
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	38.1 pg/mL	127.0 pg/mL
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	9.71 pg/mL	32.4 pg/mL
OCDD	32.8 pg/mL	109.3 pg/mL
OCDF	42.4 pg/mL	141.3 pg/mL

Tab. 2 – Limiti di rivelabilità (LOD) e di quantificazione (LOQ) per i congeneri di diossine e furani

2.5 Analisi di campioni reali

Il metodo messo a punto è stato applicato con successo alla determinazione di dibenzo-p-diossine e dibenzofurani policlorurati in campioni di sedimenti campionati in diverse stazioni del Mar Piccolo di Taranto (Fig. 1). In Tabella 3 sono illustrati i risultati ottenuti. La concentrazione totale dei PCDD/F è compresa in un intervallo che ha come valore minimo 310 pg/g p.s., e come valore massimo 3006 pg/g p.s. (centro I Seno). Le distribuzioni dei congeneri sono caratterizzate da una netta predominanza della diossina octa-clorurata (OCDD), la cui percentuale rispetto al totale oscilla tra 60-80%. La valutazione della distribuzione dei vari congeneri (Fingerprint) permette di ipotizzare che l'origine della contaminazione nei campioni esaminati deriva principalmente dai processi di combustione. Il Fingerprint (impronta digitale) è il contributo percentuale dei singoli composti (congeneri) rispetto alla concentrazione totale in un campione [4]. Una sorgente è normalmente caratterizzata da una specifica composizione dei congeneri. Di conseguenza se campioni, provenienti da siti diversi, hanno un Fingerprint identico è possibile ritenere che la contaminazione evidenziata sia riconducibile a una stessa tipologia di evento contaminante. Nel caso in cui i campioni analizzati sono suoli o sedimenti, è necessario considerare che non si può stabilire una relazione univoca tra Fingerprint del campione e il Fingerprint di emissione. Infatti, in conseguenza del diverso grado di volatilizzazione e degradazione dei composti, i profili possono subire una modificazione nel tempo che tende a "mascherare" la natura della sorgente della contaminazione originaria. In aggiunta, occorre ricordare che i Fingerprint riscontrabili nei sedimenti sono influenzati anche dall'affinità dei sedimenti stessi per le varie classi di composti e questo può modificare la distribuzione dei congeneri originari.

Quando però una specifica sorgente contribuisce alla contaminazione complessiva in maniera preponderante, allora anche il Fingerprint risultante ne sarà profondamente influenzato [5]. L'Unione Europea già dal 1998 ha avviato diversi progetti con lo scopo di generare dei database contenenti tutti i dati derivanti da misurazioni di diossine in vari settori industriali, come impianti siderurgici, acciaierie, impianti di produzione di metalli non ferrosi, cementifici, inceneritori, ecc [Minimization of Dioxins in Thermal Industrial Processes: Mechanisms, Monitoring and Abatement (MINIDIP)] [6]. Considerando l'assunzione che impianti aventi la stessa tipologia abbiano Fingerprint simili, è possibile ricavare utili informazioni sulle fonti di contaminazione usando, per il confronto, profili pubblicati dall'EPA nel Novembre del 2006 [7]. Alla luce di questo, considerando il profilo di PCDD/F nei campioni analizzati, dominato dall'abbondanza del congenero OCDD, è possibile affermare che importanti fonti impattanti sono i processi combustivi (Fig. 2).

PCDD/F	Arsenale (pg/g)	Idrovora (pg/g)	Centro I Seno (pg/g)	Ponte Punta Penna (pg/g)	Galeso (pg/g)	Ex cantieri Tosi (pg/g)
2378-TCDD	0,21±0.01	0,121±0.008	0,21±0.01	0,21±0.01	0,19±0.01	0,119±0.008
12378-PCDD	1,58±0.16	0,90±0.09	1,47±0.15	1,58±0.16	1,28±0.13	0,74±0.07
123478-HxCDD	2,5±0.2	1,3±0.1	2,5±0.2	2,2±0.2	1,7±0.2	0,83±0.08
123678-HxCDD	5,3±0.5	2,6±0.3	5,99±0.62	4,9±0.5	3,9±0.4	2,9±0.3
123789-HxCDD	3,9±0.4	2,12±0.20	4,1±0.4	3,76±0.36	3,11±0.29	1,76±0.17
1234678-HpCDD	102,3±10.6	32,7±3.4	126,2±13.0	85,6±8.8	68,0±7.0	87,6±9.0
OCDD	1365±120	189,5±16.8	2419±214	988±87	593±52	1369±121
2378-TCDF	20,9±3.3	7,6±1.2	10,5±1.7	30,98±4.94	20,2±3.2	17,3±2.7
12378-PCDF	14,0±1.4	4,5±0.5	8,8±0.9	15,2±1.6	10,8±1.1	6,2±0.6
23478-PCDF	30,9±3.1	8,8±0.9	15,8±1.6	37,2±3.7	28,9±2.9	14,7±1.5
123478-HxCDF	35,6±4.4	8,3±1.0	21,5±2.6	54,8±6.7	65,7±8.1	15,2±1.9
123678-HxCDF	13,08±0.99	4,77±0.36	10,21±0.77	13,00±0.98	10,8±0.8	5,55±0.42
234678-HxCDF	21,6±2.0	7,3±0.7	17,6±1.6	25,4±2.3	22,5±2.1	8,8±0.8
123789-HxCDF	4,45±0.34	1,86±0.14	3,14±0.24	3,93±0.30	2,87±0.22	2,06±0.16
1234678-HpCDF	73,4±9.9	19,1±2.6	76,3±10.3	73,0±9.9	73,7±9.9	27,2±3.7
1234789-HpCDF	6,9±0.6	2,5±0.2	6,7±0.6	5,4±0.4	4,2±0.3	3,1±0.3
OCDF	164,2±11.6	16,3±1.1	275,5±19.9	112,8±7.9	70,2±4.9	92,6±6.5
∑ PCDD/F	1866±122	310±17	3006±216	1458±82	981±55	1656±122
TEQ-PCDD/F (pgTEQ/g)	31,3±3.9	9,6±1.3	21,6±3.2	37,0±5.2	31,0±3.5	16,3±3.2

Tab. 3 – Concentrazioni, espresse in pg/g p.s., di PCDD/F determinate nei campioni di sedimenti analizzati.

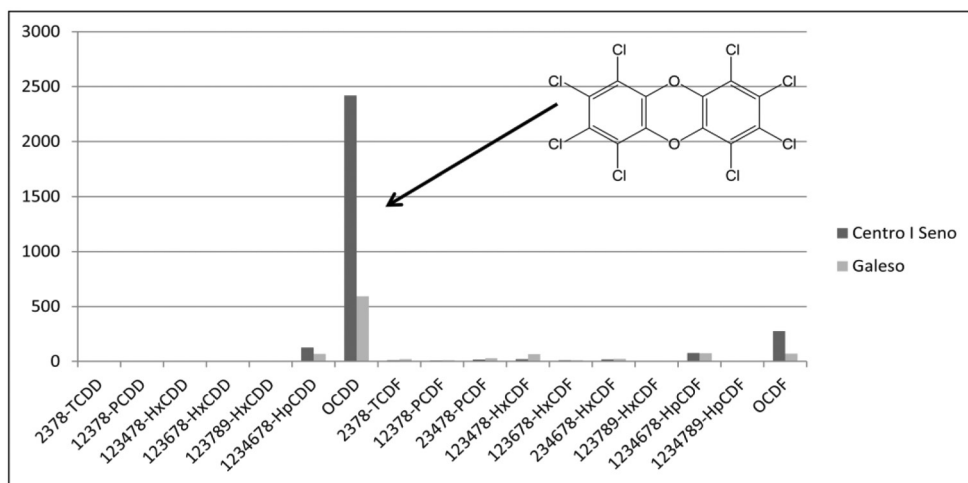


Fig. 2 – Profili dei congeneri di PCDD/F nei sedimenti analizzati.

3. Conclusioni

Partendo dalla revisione del metodo ufficiale EPA 1613 rev. B per l'analisi di composti organo clorurati (quali PCDD e PCDF) in matrici ambientali, il presente lavoro ha inteso verificare la possibilità di determinazione simultanea di diossine, furani in sedimenti marini con una nuova tecnica di estrazione più semplice e veloce. Allo scopo è stata ottimizzata una tecnica di estrazione innovativa QuEChERS, già sperimentata per l'analisi di matrici alimentari. I

risultati ottenuti dimostrano non solo la riduzione dei tempi di analisi ma, in generale, l'affidabilità e sensibilità del metodo. Sono stati ottenuti parametri soddisfacenti di convalida inclusi linearità, LOQ, RSD, a dimostrazione della fattibilità del metodo. I risultati dimostrano, inoltre, come la gascromatografia accoppiata alla spettrometria di massa tandem con triplo quadrupolo possa sostituire la spettrometria di massa ad alta risoluzione, garantendo non solo procedure di screening, ma anche affidabilità nella determinazione quantitativa. L'analisi della distribuzione dei congeneri PCDD/F nei vari campioni fornisce utili indicazioni sulla identificazione delle fonti di contaminazione. Per quanto riguarda i profili di PCDD e PCDF, la prevalenza della diossina octa-clorurata (OCDD) ha permesso di identificare nei processi combustivi (incenerimento di rifiuti, gas di scarico di motori o processi emissivi industriali) le fonti di contaminazione più probabili. Si prevede che questa metodologia semplice e sensibile fornisca un nuovo strumento per il monitoraggio di composti clorurati tossici in matrici ambientali.

Bibliografia

- [1] **US EPA** (1994) Tetra-through octachlorinated dioxins and furans by isotope dilution HRGC/HRMS. US. Environmental Protection Agency, Office of Water Engineering and Analysis Division, Washington DC, US EPA method 1613 Rev. B, p.86.
- [2] **Anastassiades M., Lehotay S. J., Tajnbaher D., Schenck F. J., J.** (2003) Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid-phase extraction” for the determination of pesticide residues in produce. *J. AOAC Int.*, 86 (2), 412-31.
- [3] **Anastassiades M., Scherbaum E., Ta delen B., Štajnbaber D.** (2007) Recent developments in QuE-ChERS methodology for pesticide multiresidue analysis. H. Ohkawa, H. Miyagama, P.W. Lee (Eds.), *Pesticide chemistry: Crop protection, public health, environmental safety*, Wiley-VCH, Weinheim, 439-458.
- [4] **ARPAV** (Agenzia Regionale per la Protezione e Prevenzione del Veneto) (2014) Diossine, furani e PCB diossina-simili in Provincia di Treviso: Una prima valutazione conoscitiva sui livelli in aria ambiente di alcuni microinquinanti organici persistenti, 59 p.
- [5] **ISPRA** (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) (2012) Diossine, furani e polichlorobifenili: Indagine ambientale nella Regione Campania, *Quaderni-Laboratorio* 1, 496 p.
- [6] **A. Buekens, E. Cornelis, H. Huang, T. Dewettinck** (2000) Fingerprints of dioxin from thermal industrial processes, *Chemosphere* 40:1021-1024.
- [7] **EPA/600/P-03/002F** (2006) An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States for the Years 1987, 1995, and 2000.

Pump&Treat versus bioremediation: a comparative test for Sulfates treatment in groundwater

*Francesco Caridei, Marco Pagano, Roger Midence,
info@ecosurvey.it, Ecosurvey®, Bologna
Andrea Usai – Università degli Studi di Cagliari
Tiziana Pumo, Francesco Menniti – Università degli Studi di Bologna*

Riassunto

Le opzioni di green-remediation consentono soluzioni ambientali sostenibili, la riduzione dei tempi di bonifica e non trascurabili vantaggi economici. Nel caso in esame, ha consentito di accelerare la riqualificazione di un'area industriale dismessa, uno delle maggiori raffinerie di zucchero di Italia che operava il ciclo di trasformazione della barbabietola da zucchero in zucchero raffinato ed altri prodotti secondari.

La caratterizzazione del sottosuolo e l'Analisi del Rischio Sanitario ed ambientale hanno evidenziato livelli di rischio inaccettabili per i terreni superficiali ed acque sotterranee per il parametro solfati.

Le attività di riqualificazione del sito hanno incluso la messa in sicurezza permanente dei terreni superficiali mediante un intervento di stabilizzazione a calce e un intervento per le acque sotterranee mediante un sistema di Pump & Treat implementato con biorisanamento.

Summary

The green-remediation options allow sustainable-environmental solutions, the reduction of remediation times and not negligible economic benefits. In the present study case, it has made it possible to accelerate the redevelopment of a disused industrial area, one of the largest sugar refineries in Italy, that operated the cycle of processing sugar beet into refined sugar and other secondary products.

The characterization of the subsoil and the analysis of health and environmental risk have shown unacceptable levels of risk for surface soils and groundwater for the Sulfates parameter.

The redevelopment of the site included the permanent securing of surface soils through a stabilization intervention with lime and an intervention for groundwater through a system of Pump & Treat implemented with bioremediation.

1. Introduction

The sugar refinery area was dismantled about ten years ago, together with 13 sugar refineries in Italy above the total of 19, due to the "Council Regulation (EC) No 320/2006 of 20 February 2006 establishing a temporary scheme for the restructuring of the sugar industry in the Community and amending Regulation (EC) No 1290/2005 on the financing of the common agricultural policy".

The site occupies a surface area of approx. 400.000 m² (see figure 1) located in an industrial/commercial/services zone located few meters from the nearest residential area and surround-

ed by plots of agricultural land. A minor river is located about 150 m from the plant and a small channel on the border.

The underground lithology of the first 15 meters of this site can be summarized as follows:

- 0,0 - 1,5 m bgs¹: surface material consisting of gravel and sand;
- 1,5 – 4,0 m bgs: clayey silt and silty clay;
- 4,0 – 9,0 m bgs: sand and silty sand and/or gravel in sandy matrix;
- 9,0 – 15,0 m bgs: prevailing clay with low permeability.

The following Figure indicates the topographic map of the site containing the location of the former sugar refinery area and the remediation wells.

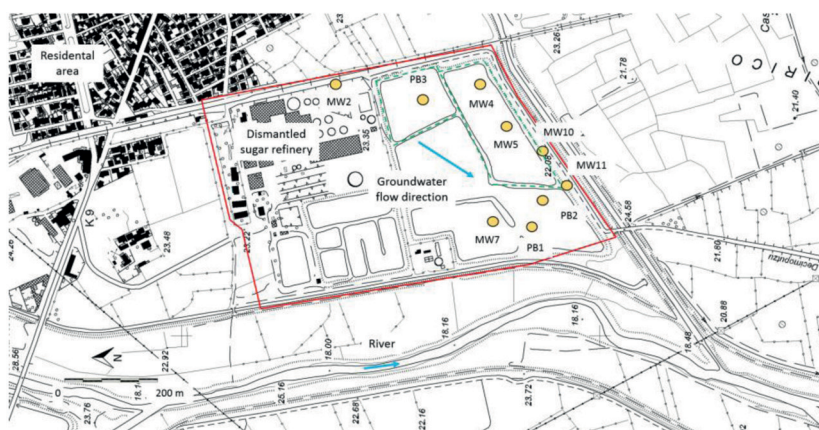


Fig. 1 – Topographic map with the location of the former sugar refinery area.

The aquifer is located at a depth from 2 to 9 m below ground surface and the groundwater level is between 2 and 3 m. The average permeability (K) is about $1,83E^{-4}$ m/s, the hydraulic gradient under static conditions is about 0,005 with flow direction from PB3 to PB1-PB2 (see Figure 1).

The main critical area identified at the sugar refinery involves a part of the former wastewater treatment plant WWTP basins (green lines in Figure 1), used to treat and re-cycle the industrial-process water. The following substances were used: hypochlorite, sulphuric acid, caustic soda, flocculants (metal based and organic polyelectrolyte), hydrochloric acid, sulphur dioxide and other surfactants.

A performed soil and groundwater survey and risk analysis [2] highlighted unacceptable environmental risks to sub-soils and groundwater for the parameter Sulfates found in the WWTP basins.

2. Activities

Site redevelopment included the permanent safety commissioning by soils lime stabilization of basins area and a Pump & Treat (P&T) plant to cleanup groundwater.

From 2013 to 2017, the P&T system reached a reduction on the Sulfates concentration from 7.800 mg/l to 5.700 mg/l. In addition, other non-target anomalies were removed as follow: 39 kg of Aluminium, 14 kg of Arsenic, 33 kg of Manganese, 34 kg of Nitrites and 1.3 kg of Copper.

¹ Bgs: below ground surface

After 4 years of P&T the Sulfates concentrations remained significantly high more than 20 times above the legislative limit of 250 mg/l.

Considering that the source of contamination was removed and the former basis areas stabilized, an average estimated Sulfates extraction rate of 500 mg/l was obtained in the first 4 years with the P&T system. After a cost-effective analysis, this extraction rate was considered not reasonable, due the excessive to necessary to reach the law limit of 250 mg/l of Sulfates.

The speed up of the remediation proposed for Sulfates (SO_4^{2-}) in groundwater is the target of the following pilot test based on the bioremediation technique. The bioremediation was reached stimulating the autochthonous Sulphur Reducing Bacteria (SRB) already present at site. Bacteria are capable to degrade the dissolved Sulfates (SO_4^{2-}) into hydrogen sulphide (H_2S) at gaseous state. The oxidized compounds are susceptible to reduction under anaerobic conditions by biotic (biological) processes [3]. Enhanced anaerobic bioremediation is intended to exploit primarily biotic anaerobic processes to degrade oxidized compounds in groundwater using H_2 as electron donor [4]. An organic enhancer can be added to provide the H_2 and Carbon source to the native bacteria community. The sequential reduction performed by bacteria in the environment is schematized in Figure 2.

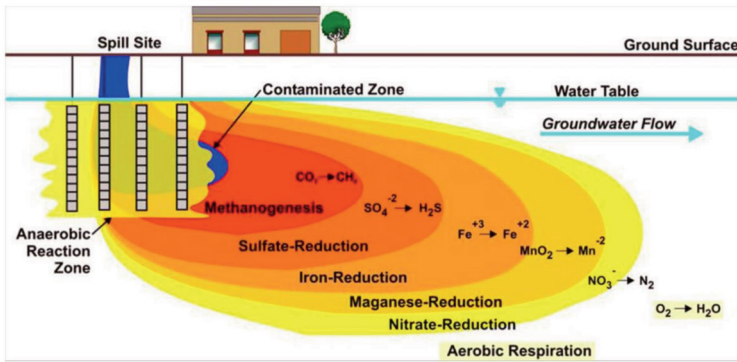


Fig. 2 – Reducing zones established down-gradient of substrate injection

Moreover, in the typical conditions of aquifers (neutral or alkaline pH,) sulphide (S_2^-) reacts with the metals present (Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} e As^{2+}) to form insoluble sulphides (E.g. FeS_2) [5].

This approach to accelerate the remediation results was tested on site by a pilot test:

- shutdown the existing groundwater extraction activities;
- a single direct injection of approx. a ton of organic enhancer consisting of glycerol (from 45% to 60%) and mixed triglycerides and soybean oil (from 3% to 10%);
- groundwater monitoring before pilot test and after 30, 60, 90 and 120 days from the initial single injection;
- groundwater analysis for chemical-physical parameters (OD, conductivity, pH and Eh), geochemical parameters (aluminium, arsenic, cadmium, total organic carbon (TOC), total chromium, nickel, mercury, lead, copper, iron, selenium, fluorides, sulphides and Sulfates), microbiological parameters (reducing sulphite clostridium spores).
- soil gas tests to reveal the H_2S concentrations in field and laboratory.

3. Results

The main monitoring results of the bioremediation pilot test are summarized in the following paragraphs and are focused on PB3 pilot test area with the maximum concentration of Sul-fates.

3.1 Redox potential (E_h)

The trend of redox potential in groundwater observed during the pilot test activities, from June to December 2017, shows a significant decrease (see Figure 3) derived from the transi-tion from original oxidation conditions before the pilot test [approx. 200 mV] to reducing conditions provoked by the pilot test [approx. -400 mV].

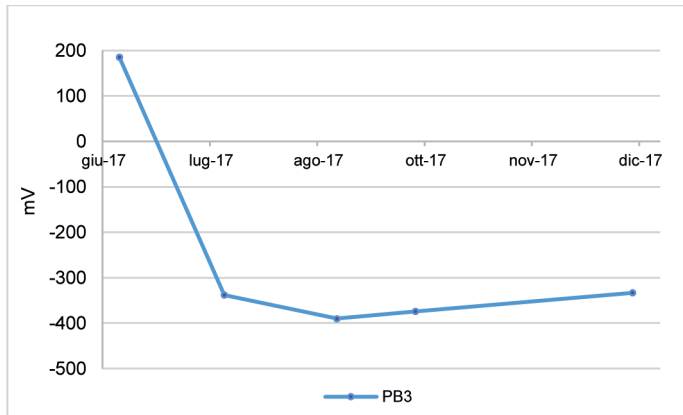


Fig. 3 – Trend of Redox Potential in the pilot test area (PB3)

3.2 Total Organic Carbon (TOC)

The trend of the TOC concentration in groundwater observed during the pilot test activities, from June to December 2017, shows the increase of concentration from the initial value of 24 mg/l in June 2017 to 1.753 mg/l in August 2017 and the subsequent decrease until 417 mg/l at the end of pilot test, in December 2017. The increase of the TOC is due to the injection of the organic enhancer and indicate the carbon source bio-available in pilot test area.

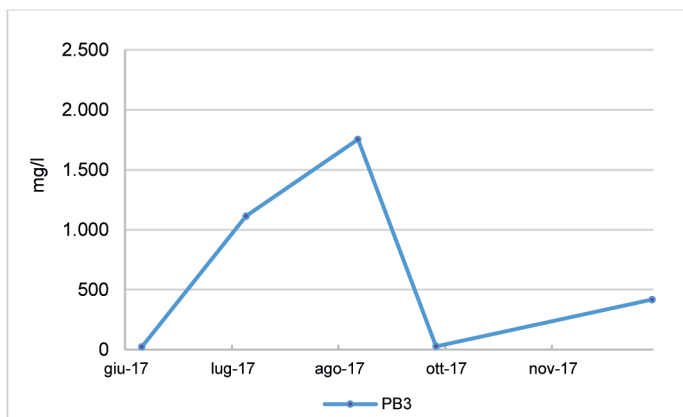


Fig. 4 – Trend of Total Organic Carbon in the pilot test area (PB3)

3.3 Reducing sulphite clostridium spores [SRB]

The trend of SRB concentrations in groundwater observed during the pilot test activities, from June to December 2017, shows an increase of 4.000% from the initial value of 21 UCF/100ml and the final concentration of 860 UCF/100ml. The increase of SRB to be produced due the stimulation of the autochthonous spores.

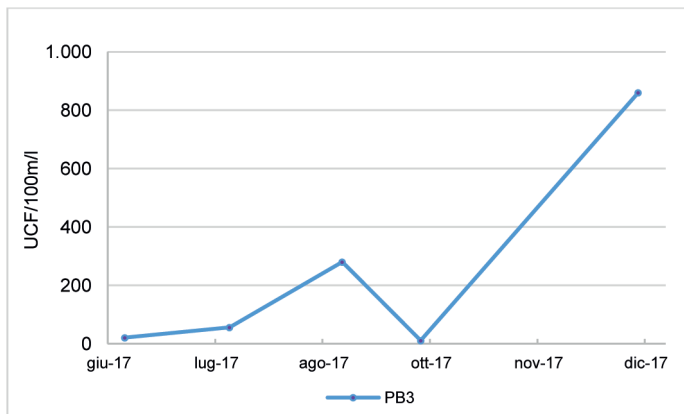


Fig. 5 – Trend of SRB in the pilot test area (PB3)

3.4 Sulfates

The trend of the Sulfates concentration in groundwater, from 7.800 mg/l to 5.800 mg/l was observed during the first 4 years of P&T activities. Under pilot test conditions, from June to December 2017, it shows the reduction of about 96% in the concentration of the dissolved Sulfates from the initial value of 5.700 mg/l to 232 mg/l, **below the threshold limit**. The decrease of the Sulfates is due to microbial degradation in pilot test area.

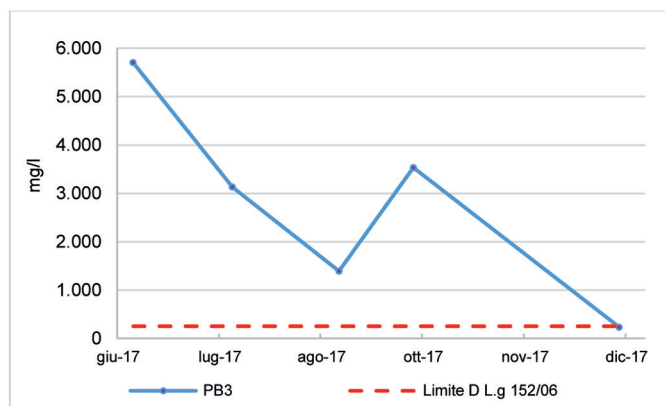


Fig. 6 – Trend of Sulfates concentration in the pilot test area (PB3)

4. Conclusions

In 4 years of P&T, from 2013 to 2017, the Sulfates concentration in groundwater decreased from 7.800 mg/l to 5.700 mg/l. During the six months of biorem pilot test activities the Sulfates concentration decreased from 5.700 mg/l to 232 mg/l (figure 6).

The remediation efficiency in the reduction of Sulfates concentration values measured in groundwater is shown in Figure 7 from an average of 525 mg/l/y (or 43,75 mg/l by month) (concentration from 7.800 to 5.700 mg/l) with P&T to and average of 10.935 mg/l/y (or 911,3 mg/l by month) (concentration from 5.700 to 525 mg/l) with bioremediation.

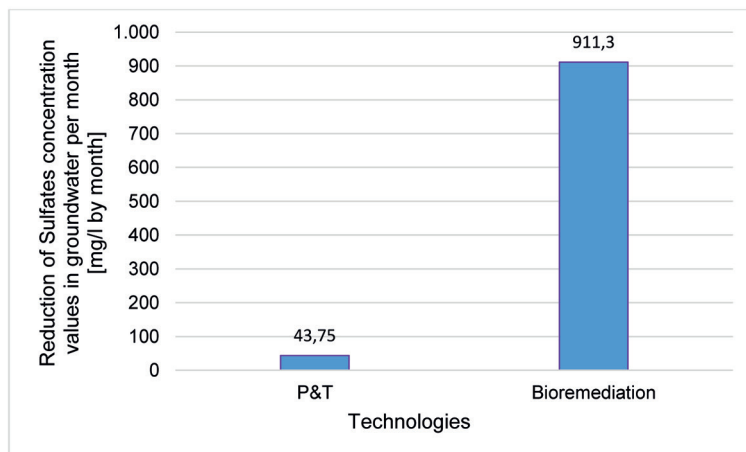


Fig. 7 – Comparison of the Sulfates reduction of concentrations in groundwater per month (P&T vs Biorem)

P&T comparison vs Bioremediation looks impressive and should direct the cleanup strategies for the full scale Biorem activities also in relation to the following issues:

- H₂S: emissions could be significant into the injection wells, near groundwater level, but during this pilot test, H₂S was not detected in the manhole well or in the surrounding area of the injection point.
- Metals mobilization: at the initial state it is expected for example for Fe, As, Al and Cu depending of the local chemistry, moreover the metal mobilization is expected to be stabilized.
- Rebound: it is possible to consider rebound phenomena that can interfere in the continuous degradation of the Sulfates.
- Volume of treated water: estimate of groundwater treated with Biorem and comparison with P&T.

Moreover, the following main benefits were obtained in the pilot test area:

- approx. 20.000 m³ of groundwater preserved by the 6 months turn off of P&T;
- approx. 30.000 kW/h of energy saving by the 6 months turn off of P&T;
- no maintenance activities on P&T equipment;
- increase the efficiency in the reduction of contaminants concentration in groundwater.

References

- [1] D.Lgs. n° 152 del 03.04.06. Testo unico in materia ambientale.
- [2] Criteri metodologici l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati. APAT 2008.
- [3] **Parsons**. 2004. Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. AFCEE, NFEC, ESTCP 457 pp, August 2004.
- [4] **Aulenta, M. Beccari, M. Majone, M.Petrangeli Papini, V. Tandoi**, Competition for H₂ between sulfate reduction and dechlorination in butyrate-fed anaerobic cultures, Process Biochemistry, 43(2) 161-168, 2008.
- [5] **Francis H. Chapelle e Derek R. Lovley** (1992). Competitive Exclusion of Sulfate Reduction by Fe(III)-Reducing Bacteria.

A low impact technology chemical oxidation, bioremediation and groundwater reinjection analysed with SiteWise™ and SEFA

*Marco Pagano, cm@ecosurvey.it Claudia Mosangini, Alessia Avantaggiato and Roger Midence, Ecosurvey®, Bologna.
Andrii Oleksandrenko, ISA Lille – Yncrea Hauts-de-France.*

Riassunto

È stata eseguita un'analisi comparativa degli impatti ambientali associati a tre diverse tecnologie proposte per il risanamento di una falda acquifera sottostante un sito industriale dell'area di Bologna. L'analisi ha consentito di calcolare gli impatti ambientali delle tre alternative di intervento possibili per il sito: [1] sistema estrazione acque sotterranee, trattamento e re-iniezione [2] biorisanamento riduttivo e [3] ossidazione chimica in situ (ISCO). Gli impatti ambientali sono stati calcolati con due sistemi di calcolo dell'impronta ambientale SiteWise™ e SEFA.

Summary

A comparative analysis of the environmental impacts associated with three different technologies proposed for the remediation of an aquifer below an industrial site in the Bologna area was performed. The analysis made it possible to calculate the environmental impacts of the three possible intervention alternatives for the site: [1] groundwater extraction system, treatment and re-injection [2] reductive bioremediation and [3] in situ chemical oxidation (ISCO). The environmental impacts were calculated using two environmental footprint impacts analysis tools: SiteWise™ and SEFA.

1. Introduction

The Italian environmental legislation allows to the application of the “circular economy” principles in the remediation of contaminated sites [4] [5]. Therefore, there is the opportunity to examine former remediation projects under the “green & sustainable remediation” principles [6].

The main purpose of the present work is to compare the environmental impacts associated to the following 3 different technologies aimed to remediate a multi-layer aquifer contaminated by chlorinated compounds and at a minor level by hydrocarbons (Figure 1):

- pump and treat [1] with water reinjection (PT&R) for UA¹;
- anaerobic biological reduction [2] (Biorem) for UA;
- in situ chemical oxidation [3] (ISCO) for UA;
- pump and treat with water re-use in industrial production for DA².

¹ UA Upper Acquifer

² DA Deep Acquifer

Moreover, environmental footprint analysis related to the different remediation technologies have been calculated with the following assessment tools:

- SiteWise™ [7];
- SEFA [8].

The remediation plants are located in the productive area of a bitumen production plant, which has a surface of about 15.300 m² and is located near Bologna, close to the Reno river at an altitude of about 40 m above a sea level. The local litho-stratigraphic scheme until about 40 m below ground surface and the two remediation P&T plants, for upper and deep aquifer, are summarized in Figure 1. The acquirers are part of the same regional surface aquifer [9] and they are separated due the presence of a low permeability soil layer.

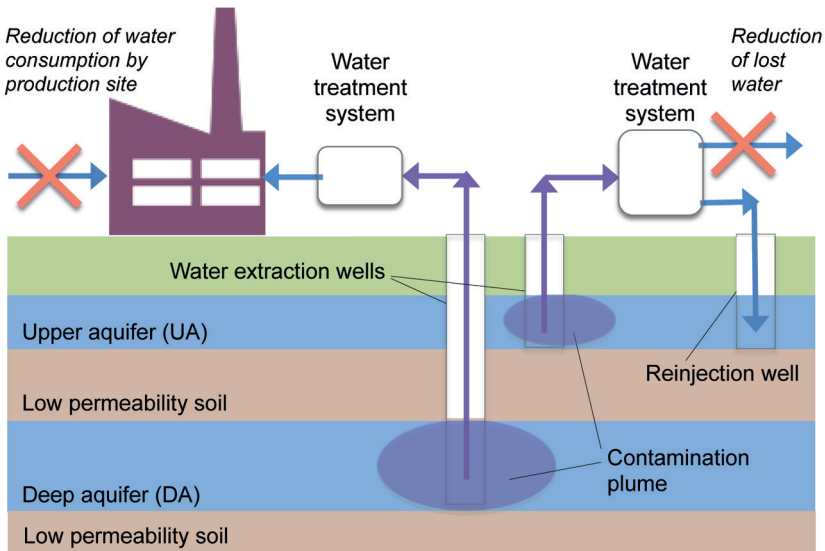


Fig. 1 – Scheme of the stratigraphy and PT&R system for the upper and deep aquifers.

2. Activities

According to the site, actual baseline conditions were assumed (Figure 1) and the environmental impacts focused on greenhouse gas emissions, water and energy consumption were calculated for the three remediation options PT&R, Biorem and ISCO for upper aquifer. For the scope of this analysis the deep aquifer was not considered.

The evaluated technologies for the treatment of the upper aquifer are briefly described as follow.

2.1 Pump, Treat and Reinjection (PT&R)

Because chlorinated aliphatic hydrocarbons (CAHs) exist dissolved in groundwater, the extraction of groundwater allows the mass removal of the contaminants. P&T process has been designed to comply with the green remediation principles through the re-injection of the treated water output of the water treatment system (WTS). The configuration of the PT&R system consists on 3 pumping wells that conduct the extracted groundwater to a WTS made by sandy filter units, metals removal units and a set of activated carbon filters for the removal of organic contaminants. Treated water is reinjected in the aquifer through a well instead of discharged to public sewer or to superficial water. The exhaust-

ed carbons of the treatment plant are subjected to a regeneration process to avoid waste production.

2.2 Anaerobic biological reduction (Bioremediation)

Because chlorinated aliphatic hydrocarbons (CAHs) exist in an oxidized state, they are generally not susceptible to aerobic oxidation processes. However, oxidized compounds are susceptible to reduction under anaerobic conditions by biotic (biological) processes. Enhanced anaerobic bioremediation is intended to exploit primarily biotic anaerobic processes to degrade CAHs in groundwater [2]. The main on site expected reaction by the injection of the organic enhancer with glycerol (from 45% to 60%), mixed triglycerides and soybean oil (from 3% to 10%) is Direct Anaerobic Reductive De-chlorination. A biological reaction in which bacteria gain energy and grow as one or more chlorine atoms on a CAH molecule are replaced with hydrogen in an anaerobic environment. The chlorinated compound serves as the electron acceptor, and it appears that hydrogen serves as the direct electron donor. Hydrogen used in this reaction is typically supplied by fermentation of organic substrates [10]. The de-chlorination is progressive so that temporary accumulations of compounds with a lower halogenation degree can be observed as indicated in the following path: PCE –TCE-DCE isomers (cis-DCE or trans-DCE)-VC-Ethane.

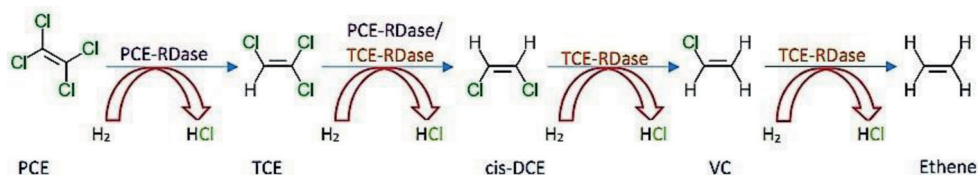


Fig. 2 – Anaerobic de-chlorination of CAHs pathway, sequential transformation

2.3 In situ chemical oxidation (ISCO)

In situ chemical oxidation (ISCO) involves the introduction of a chemical oxidizer into the subsoil in order to transform contaminants into less harmful chemical species. There are several forms of oxidants that have been used for ISCO; the four most commonly used oxidants are Permanganate (MnO_4^{2-}), Hydrogen peroxide (H_2O_2) and iron (Fe^{2+}) (oxidation derived from Fenton or H_2O_2), Persulphate ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) and ozone (O_3). The type and physical form of the oxidant indicate the general requirements for materials handling and injection. The persistence of the oxidant in the subsoil is a relevant parameter because it influences the contact time for the transport, advances and diffusion of the oxidant in the subsoil. For example, the permanganate persists for long periods of time which allows a greater diffusion even in materials with low permeability [3]. The ISCO process has been designed considering Potassium permanganate as oxidant.

3. Results (SiteWise™ vs. SEFA)

The comparison analysis was performed using two assessment tools for environmental footprint analysis for the evaluation of the environmental impacts of the remediation project. The tools are SiteWise™ and SEFA which are classified at maximum level of methodologies suggested in Figure 3. This approach requires a high level of the data acquisition (input) and a high level of accuracy of the impact analysis (output) [11], as indicated in Figure 3.

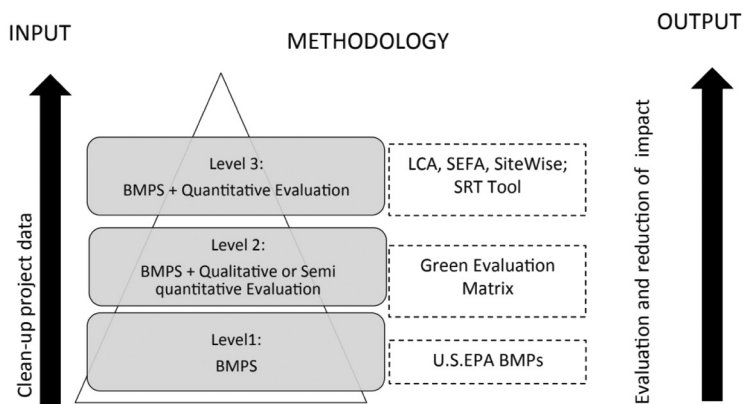


Fig. 3 – Comparison of different impacts analysis tools

The SiteWise™ tool is developed by US Navy (NAVFAC), Army Corps of Engineers, US Army and Battelle. The SEFA Spreadsheets for Environmental Footprint Analysis tool is developed by US EPA (Environmental Protection Agency).

Both tools are Excel-based capable to analyse the following main component: material production, transportation, equipment use and residual handling for clean-up activities.

The following table indicates a summary of the calculated environmental impacts, for each remediation option: PT&R, ISCO and bioremediation, projected for one year provided as output for each software. The parameter GHG indicates the sum of the concentration of CO₂, NO_x, SO_x and PM₁₀ emissions.

Parameter	Technology	SiteWise	SEFA
GHG [metric tons]	P&T and reinjection	30	55
	ISCO	40	64
	BIOREM	22	36
Water consumption [m ³]	PT&R	106	-
	ISCO	24	-
	BIOREM	50	-
Energy use [MMBTU]	PT&R	603	908
	ISCO	788	1.558
	BIOREM	438	866

Tab. 1 – Summary output of the one year environmental impact by categories

For this specific site application, the following main differences between the tools have been observed:

- The GHG and Energy used values calculates by SiteWise are lower than those calculated with SEFA. For example, GHG calculated for PT&R by SiteWise are about 45% lower than those calculated with SEFA and for Bioremediation they are about 39% lower;
- SiteWise allows to input consumption water data related to potable water treatment facility, wastewater treatment facility and water resource lost (groundwater or surface water);
- SiteWise output total water consumption due to all activities related to remediation (equip-

ment use due to electricity production, wells perforation, groundwater extraction, filters cleaning etc.);

- SEFA allows to input the water consumption related to Public Water Supply, extracted groundwater, surface water, reclaimed water, collected/diverted storm water and other water resource;

- SEFA provides default footprint conversion factors for energy and air emissions only for “Public Water” and do not output total water consumption;

- SiteWise allows to quantify the accident risk and SEFA not.

- SiteWise allows to compare 4 remediation alternatives and SEFA 6.

- SiteWise output the data in 5 categories (consumables, transportation-personnel, transportation-equipment, equipment use and misc, residual handling) and SEFA in 4 (On-site, Transportation, Grid electricity generation, Other off-site). For example SiteWise divide the impacts for personnel and equipment transportation and SEFA output only the impacts for total transportation.

4. Conclusions

For this specific site application, the following main results have been observed comparing the environmental impacts for the 3 remediation options. The analysis is provided with two environmental footprint analysis tools for the evaluation of the environmental impacts of the remediation projects evaluated.

- Both tools for GHG considering the same period of time show Bioremediation to have less impacts compared to ISCO and PT&R.

- Both tools confirmed bioremediation option as alternative solutions for ISCO and PT&R given the lower levels of environmental impacts.

- For both tools ISCO technology shows higher environmental impacts compared to PT&R and bioremediation mainly cause by the need of the general frequent multiple injection events with Potassium Permanganate in contrast with the general single injection performed with bioremediation.

References

[1] **Cohen Robert M., Mercer James W., Greenwald Robert M., and Beljin Milovan S.** Design Guidelines for Conventional Pump-and-Treat Systems. EPA/540/S-97/504, 1997.

[2] The Parsons Corporation. Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. AFCEE, NFEC, ESTCP 457 pp, August 2004.

[3] USEPA. Office of Research and Development. 2016a. Pilot-scale demonstration of In situ Chemical Oxidation Involving Chlorinated Volatile Organic Compounds. Design and Deployment guidelines EPA 600/R-16-383. <https://www.epa.gov/research>

[4] Legge 9 agosto 2013, n. 98. Conversione, con modificazioni, del decreto-legge 21 giugno 2013, n. 69. Disposizioni urgenti per il rilancio dell'economia. G.U. n. 194 del 20 agosto 2013.

[5] Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. G.U. n. 88 del 14 aprile 2006.

[6] USEPA. Green and sustainable remediation (gsr) guidance document – EPA Region 2 “Clean and Green Policy”, Att. B: Region 2 “Green Checklist”

[7] SiteWise - <http://www.sustainableremediation.org/news/2013/10/24/sitewise-version-3-now-available.html>. SiteWiseTM developed in the collaboration of US Navy (NAVFAC), Army Corps of Engineers, US Army and Battelle

[8] SEFA - <https://clu-in.org/greenremediation/methodology/#SEFA>. SEFA – “Spreadsheets for Environmental Footprint Analysis”, developed by US EPA (Environmental Protection Agency)

[9] **Severi P., Bonzi L.** Gli acquiferi dell'Emilia Romagna, 2014. In: Esperienze e prospettive nel monitoraggio delle acque sotterranee. Il contributo dell'Emilia Romagna (Farina M., Marcaccio M., Zavatti A.). Pitagora ed. Bologna, 19-45. (ISBN 88-371-1859-7).

[10] USEPA. Office of Solid Waste and Emergency Response. 2000a. Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. Division of Solid Waste and Emergency Response. EPA 542-R-00-008. <http://www.epa.gov/clu-in.org>.

[11] **R. Baciocchi, G. Costa, C. Di Mambro, F. Polli** (2016) University of Rome “Tor Vergata”, Italy Comparison of different tools for evaluating the environmental footprint of different clean-up options.

Il suolo nell'economia circolare

*Gioia Sambenedetto gioia.sambenedetto@comune.forli.fc.it, Comune di Forlì, Forlì
Fernanda Canino Comune di San Lazzaro di Savena, San Lazzaro di Savena,
Daniela Cardinali, Nazaria Marchi Regione Emilia-Romagna, Bologna
Pasquale Ricciato, Comune di Forlì, Forlì
Fabrizio Ungaro, CNR – Ibimet, Firenze*

Riassunto

L'operazione urbanistica del de-sealing, è proposta come misura di mitigazione al consumo di suolo partendo dal livello europeo fino al livello regionale in Emilia-Romagna (LR 24/17). Essa è normata dal punto di vista ambientale dal DPR 120/17 e dal D.lgs 152/06; entrambi considerano i suoli come sottoprodotti riutilizzabili, ma mancano di indicazioni specifiche atte a preservarne le caratteristiche.

Tra le finalità del Progetto Europeo SOS4Life vi è la predisposizione di Linee guida per riconoscere, preservare e reimpiegare il suolo.

Nelle Linee guida si illustrano gli elementi di riconoscimento del suolo, in particolare del topsoil, i parametri che consentono la sua attribuzione a classi di qualità intrinseca, il suo futuro riuso e le corrette modalità di gestione nei cantieri; infine si propone la costituzione di una piattaforma informatica per l'incontro tra richiesta e offerta del 'sottoprodotto' suolo.

Summary

The urban planning action of de-sealing, foreseen as a strategy to mitigate land take either at European or at regional level in Emilia Romagna (LR 24/7) is subject to the current environmental legislation (DPR 120/17; D.lgs 152/06). Accordingly, soil is viewed as a re-usable byproduct, but the law does not specify any further action to preserve its characteristics.

To fill this gap, the European project SOS4Life aims to deliver guidelines to identify, preserve and reuse soil material. The guidelines address the elements required to characterize the soil, particularly the topsoil, its properties required for quality class assessment, its re-use and the best practices to apply at excavation sites; eventually a digital platform is presented to support and allow matching offer and demand for soil byproducts.

1. Introduzione

Le nuove strategie sul contenimento del consumo di suolo prevedono che i nuovi insediamenti siano il più possibile compensati dalla desigillazione di suoli precedentemente impermeabilizzati all'interno del territorio urbanizzato: è il cosiddetto *de-sealing* associato alle aree di rigenerazione urbana.

I suoli delle nuove aree verdi forniranno tanti più servizi ecosistemici [1] (miglioramento del microclima urbano, azione di filtro per la protezione delle falde, regimazione delle acque superficiali) quanto più manterranno intatte le loro caratteristiche in termini di proprietà chimico-fisiche.

In particolare, si ritiene fondamentale preservare lo strato più superficiale del suolo per le sue

caratteristiche di fertilità e porosità nella consapevolezza che, se correttamente riutilizzato, darà origine ad un suolo che, seppur diverso da quello originario, nel lungo termine raggiungerà l'equilibrio nel nuovo ecosistema.

Il progetto SOS4Life [2] cofinanziato dall'Unione Europea e dalla Regione Emilia-Romagna intende verificare l'applicabilità dell'operazione di de-sealing a scala locale e fornire un supporto concreto in tal senso; in questo contesto si inseriscono le Linee guida per la rimozione gestione e ri-applicazione del topsoil nell'ambito delle operazioni di de-sealing.

Durante le attività di rigenerazione urbana con interventi di de-impermeabilizzazione e ripristino dei suoli, risulta necessario mettere a sistema le azioni di scavo, conservazione e riutilizzo del suolo, sia nei siti di produzione che in quelli di stoccaggio e di destinazione.

Le Linee Guida [3], così come tutte le altre azioni del progetto sono frutto di un gruppo di lavoro composto da tecnici della Regione Emilia-Romagna, Comuni di Forlì (Leader partner), San Lazzaro di Savena e Carpi, il CNR Ibimet di Firenze.

Il tema si conforma alla disciplina della nuova legge urbanistica dell'Emilia-Romagna (LR 24/2017), intrecciandosi con la normativa sulla gestione delle terre e rocce da scavo (DPR 120/2017) e sui rifiuti (Parte IV, Titolo I. D.Lgs 152/06).

Per favorire un'ideale riallocazione dei suoli e la tracciabilità degli stessi e dei relativi dati, come focus specifico, si propongono integrazioni alla normativa e l'allestimento di una piattaforma informatica dedicata all'incontro tra domanda e offerta di suoli per favorire il riciclo di detto materiale in piena coerenza con i principi dell'economia circolare.

2. Matrice suolo

Il termine 'suolo' indica concetti diversi a seconda del contesto in cui è impiegato.

In pedologia, la disciplina tecnico-scientifico ad esso dedicata, si identifica il suolo come un corpo naturale prodotto dell'alterazione, del cambiamento e dell'organizzazione degli strati superiori della crosta terrestre, sotto l'azione della vita, dell'atmosfera e degli scambi di energia che vi si manifestano [4].

Nell'ambito della cantieristica le diverse competenze dei tecnici che si occupano di suolo rendono necessaria la traduzione dei termini scientifici in termini più operativi che permettano comunque il riconoscimento degli orizzonti e la distinzione dal sottosuolo (Tabella 1).

Pedologia	Cantiere
Orizzonte A (organo minerale)	Terra/terreno vegetale
Orizzonte B (minerale)	Terra/terreno inerte
Orizzonte C	Materiale di scavo
Roccia /sedimento	Roccia/sedimento

Tab. 1. – *Confronto terminologico*

Dal punto di vista normativo si aggiungono poi altre definizioni della matrice suolo di cui bisogna tenere conto nella gestione dei suoli nei cantieri (Tabelle 2 e 3).

DPR 120/17	«suolo»: lo strato più superficiale della crosta terrestre situato tra il substrato roccioso e la superficie. Il suolo è costituito da componenti minerali, materia organica, acqua, aria e organismi viventi, comprese le matrici materiali di riporto ai sensi dell'articolo 3, comma 1, del decreto-legge 25 gennaio 2012, n. 2, convertito, con modificazioni, dalla legge 24 marzo 2012, n. 28
D. Lgs. 152/06	«suolo»: lo strato più superficiale della crosta terrestre situato tra il substrato roccioso e la superficie. Il suolo è costituito da componenti minerali, materia organica, acqua, aria e organismi viventi. Ai soli fini dell'applicazione della Parte III, l'accezione del termine comprende, oltre al suolo come precedentemente definito, anche il territorio, il sottosuolo, gli abitati e le opere infrastrutturali

Tab. 2 – Definizioni normative della matrice ambientale “suolo”

Pedologia	D.Lgs 152/06- 2*	DPR 120/07**
Orizzonte A (organo minerale ~0-50 cm)	Suolo Superficiale (0-1 m)	Suolo Superficiale (0-1 m)
Orizzonte B (minerale~50-100 cm)		
Orizzonte C (>100 cm)	Suolo Profondo > 1 m fino alla falda	Suolo profondo (1-2 m)
Roccia /sedimento	Sottosuolo	Fondo scavo

Tab. 3 – Confronto tra la suddivisione degli orizzonti basata sulle definizioni pedologiche e la suddivisione tra suolo profondo e superficiale nella normativa: nella definizione di suolo superficiale sono compresi sia il topsoil che il subsoil.

3. Caratterizzazione dei suoli

Per poter riusare il suolo prodotto nell'ambito di uno scavo di un'opera edilizia o infrastrutturale, sia essa pubblica o privata, è necessario definirne la natura giuridica (Figura 1). Se non contaminato, infatti, può essere considerato “non rifiuto” in quanto escluso dalla normativa sui rifiuti (D. Lgs 152/06, art. 185 comma 1, lettera c *bis*) oppure “sottoprodotto” (art. 186 D.Lgs. 152/06 e DPR 120/17) e questa natura bivalente sottintende due possibilità diverse di gestione: nel primo caso si può riusare solo nel sito in cui è stato prodotto (art. 24 DPR 120/17), mentre nel secondo può essere trasportato verso altri siti. In entrambi i casi il suolo va caratterizzato dal punto di vista ambientale con analisi chimiche che ne attestino la non contaminazione (test di lisciviazione ai sensi del DM 5/2/1998 e determinazione del contenuto in mg/kg ss dei contaminanti contenuti nella tabella 4.1, Allegato 4, DPR120/17).

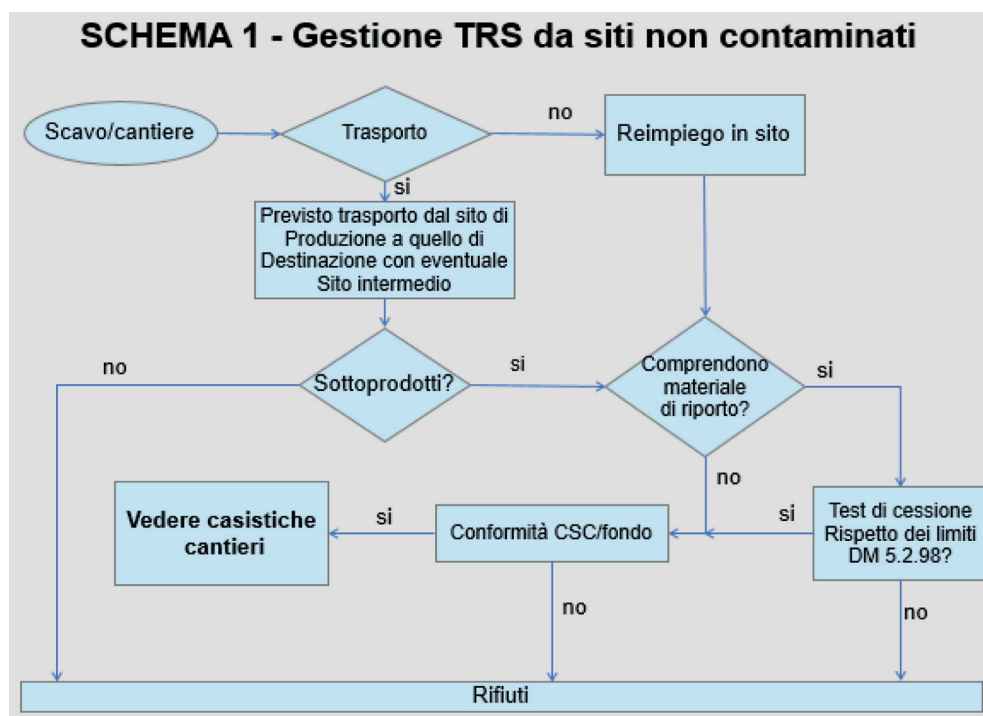


Fig. 1 – Schema concettuale della gestione delle TRS provenienti da siti di produzione non contaminati.

Oltre alla caratterizzazione già prevista dall’adempimento alle normative di cui sopra, le Linee Guida associano una caratterizzazione di tipo qualitativo/agronomico per indirizzare al meglio il riuso in area urbana o periurbana sulla base delle qualità intrinseche dei suoli. Diventa necessario allora descrivere la caratterizzazione del suolo nelle presenti linee guida in due parti: una ambientale (che regola anche la gestione) e una che si può definire intrinseca basata prevalentemente sulla fertilità, sulla tessitura e sulla qualità biologica del suolo che, una volta definito il primo, interviene con un maggior grado di dettaglio nella gestione.

3.1 Caratterizzazione ambientale

Il contesto normativo nel quale si inserisce la disciplina delle terre e rocce da scavo (di seguito TRS) è quello delineato dalle norme del Parlamento e Consiglio della UE (Dir. 2008/98/CE, come modificata dalla DIR 2018/851/UE) recepite nella normativa italiana con D. Lgs. 152/2006 e DPR 120/2017.

Il punto di partenza nella normativa italiana consiste nel distinguere se il suolo viene considerato come TRS o come rifiuto. A tal fine è discriminante la definizione di sottoprodotto riportata nel D. Lgs. 152/06 *Norme in materia ambientale* al co. 1 dell’art. 184 bis) e, più nello specifico, per il settore attinente alle TRS, quanto riportato nel DPR 120/2017 *‘Riordino e semplificazione della disciplina sulla gestione delle terre e rocce da scavo’* al co. 2 dell’art. 4:

Il DPR 120/2017 presenta più casi per i quali adempimenti, condizioni e prescrizioni in esso sancite variano al variare della complessità dei cantieri di produzione dei suoli. Tenuto a mente il distinguo tra grandi e piccoli cantieri a seconda che il volume scavato sia, rispettivamente, maggiore o minore di 6.000 mc, tali casi sono principalmente: grandi cantieri soggetti a procedure di VIA e/o AIA (in breve GC con VIA/AIA), grandi cantieri non soggetti a VIA e/o AIA (GC) e piccoli cantieri (PC) (si veda Figura 2).

A questi casi se ne aggiunge quello dei suoli provenienti da siti oggetto di bonifica. Per quanto riguarda il soddisfacimento dei criteri ambientali, a seconda dei suddetti casi, i produttori devono attestare la conformità dei suoli alle concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) e, in caso di superamento, la conformità al valore di fondo naturale risultante da documentazione ufficiale esistente o previo indagini *ad hoc*. In Emilia-Romagna sul sito <http://geo.regione.emilia-romagna.it/cartpedo/> e prossimamente sul portale regionale MINERVA è reperibile la cartografia regionale del valore di fondo naturale dei seguenti metalli: cromo, nichel, piombo, rame, vanadio, zinco. Le casistiche generate dal rispetto delle CSC o del valore di fondo naturale sono riportate nella Figura 2.

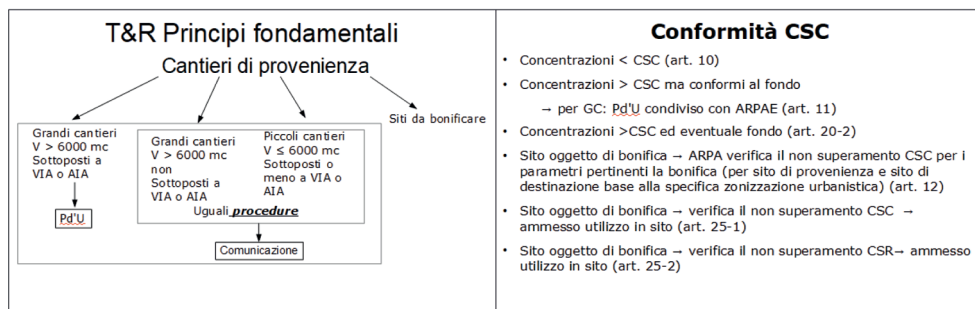


Fig. 2 – Schema concettuale della gestione delle TRS sulla base della dimensione del cantiere e della conformità o meno alle CSC

Una volta qualificati i suoli come sottoprodotto, qualora non vengano rispettati gli adempimenti gestionali, gli stessi possono “retrocedere” a rifiuto.

3.2 Caratterizzazione della qualità intrinseca del suolo

Come detto, la parte più ricca di humus è l’orizzonte più superficiale, detto anche topsoil. Nel topsoil sono contenuti i nutrienti minerali, la sostanza organica, i microrganismi ed è quella maggiormente interessata dalle radici delle piante.

Esso costituisce la parte più preziosa da promuovere nel riuso e quella più delicata da gestire, sebbene rimanga auspicabile il riuso del suolo nella sua interezza. In alcuni paesi europei (Svizzera, Inghilterra,) sono state predisposte specifiche linee guida [5] [6] per la gestione del suolo nell’ambito dei cantieri che prevedono una gestione separata tra l’orizzonte superficiale e quelli sottostanti. Queste linee guida prevedono la caratterizzazione del suolo attraverso un rilevamento del suolo e/o la consultazione delle cartografie dei suoli prima del suo asporto, l’attestazione di uno stato di qualità basato sulle sue caratteristiche intrinseche (oltre che ambientali) e, a seguire, le modalità di gestione e riuso.

Contestualizzando tali esempi nella realtà della Regione Emilia-Romagna, così come previsto dal progetto LIFE, si è scelto di seguire una doppia modalità di caratterizzazione a seconda della grandezza del cantiere. Per piccoli cantieri così come definiti dal DPR 120/2017 si prevede l’uso esclusivo della cartografia applicativa della Regione Emilia-Romagna per non gravare ulteriormente sui costi dei privati. Per i grandi cantieri, così come definiti dal DPR 120/2017, si prevede invece un rilevamento pedologico comprensivo di campionamento e analisi chimico fisiche routinarie del top soil.

Lo scopo finale è quello di attribuire lo stato di qualità agronomica dei suoli ad una delle tre classi previste ovvero alta, media e bassa [7] e gestirne poi il riuso al meglio.

L’uso della cartografia è reso possibile da una matrice (Tabella 4) che permette di ricondurre

i suoli del cantiere ad una classe di qualità a seconda della tipologia di carta utilizzata. Le cartografie sono già disponibili sul web in visualizzazione Google Earth (<https://geo.regione.emilia-romagna.it/cartpedo/>) e lo diventeranno in visualizzazione Gis sul portale MINERVA della Regione Emilia-Romagna. Come allegato, le linee guida riportano le informazioni di minima che devono essere contenute nella relazione pedologica.

PARAMETRI	Classi	CLASS. British standard	Riuso in aree verdi urbane	Riuso in aree verdi periurbane, extraurbane e rurali
Capacità d'uso La "Carta della capacità d'uso dei suoli a fini agricoli e forestali" è un documento di valutazione della capacità dei suoli di produrre normali colture e specie forestali per lunghi periodi di tempo, senza che si manifestino fenomeni di degradazione del suolo. Riferimento di base è lo schema di classificazione Land Capability Classification dell'U.S.D.A. (U.S., Klingebiel and Montgomery, 1961). Sito di consultazione: http://geo.regione.emilia-romagna.it/cartpedo/carte_tematiche.jsp?tem=2#tem2	I, II	Alta	Orti, giardini, vivai, parchi Aiuole urbane Giardini pensili Verde di aree industriali e artigianali di qualità Opere naturalistiche e paesaggistiche: - zone di protezione delle acque	Aree agricole, orti, vivai, giardini, ripristino paesaggistico ad aree ricreative o naturali con piante particolarmente esigenti, oppure adibite ad uso agricolo con rotazione annuale. Verde di aree industriali e artigianali di qualità Opere naturalistiche e paesaggistiche: - zone di protezione delle acque e delle sorgenti

Tab. 4 – Matrice di riuso del top soil sulla base della classe di qualità desunta dalla cartografia regionale per i cantieri di piccole dimensioni.

4. Gestione del suolo

Nelle Linee Guida la gestione è demandata ad un vademecum di cantiere che accompagna, dalla fase di pianificazione fino al riutilizzo, la gestione del suolo. Il vademecum comprende: indicazioni sul tipo di mezzi da utilizzare in base a misure speditive di campo della porosità del suolo, le modalità di escavazione e stoccaggio sia in situ che ex situ e tutte le accortezze di cantiere che mitigano le perdite di qualità chimico-fisiche; sono presenti anche indicazioni su come sistemare il subsoil/sedimento/tecnosuolo prima della stesura del topsoil.

5. Piattaforma informatica

Per rendere più agevole il riuso dei suoli, è efficace l'utilizzo di una piattaforma informatica che colleghi i produttori di TRS alle aree oggetto di de sealing attraverso un ALBO di aree pronte a ricevere suoli: una sorta di mercato informatico ad hoc dal quale il produttore sceglie per indicare il sito di destinazione una volta stabilita la qualità dei suoli oggetto di escavazione. A scala nazionale, è stata istituita una piattaforma, attualmente operante (sulla base del DM del MATTM 264/2016), gestita in modo unitario sul territorio nazionale da Unioncamere (<https://www.elencosottoprodotti.it/>) che contiene una banca-dati unica dei produttori e dei possibili utilizzatori di terre da scavo. L'iscrizione da parte delle imprese è a carattere volontaristico.

Tale iniziativa nazionale è ovviamente un ottimo incentivo per attivare il riuso, la cui efficacia dipende però dal suo utilizzo reale e dalla sua capacità di diffusione.

A scala regionale, in Emilia-Romagna, la recente legge regionale urbanistica (L.R. 24/2017) incentiva la rigenerazione urbana e la limitazione del consumo di suolo, favorendo, tra l'altro, il de-sealing con la possibilità di scomputare il valore delle opere dal costo di costruzione nel caso di interventi produttivi (art. 6, comma 6) e prevedendo che i Comuni predispongano un albo degli immobili pubblici e privati resi disponibili per interventi di riuso e di rigenerazione urbana (art.15).

La Delibera regionale 1216 /2018 inoltre permette ai Comuni di individuare ulteriori riduzio-

ni del costo di costruzione negli interventi di rigenerazione urbana, lasciando quindi aperto il campo alla scelta di criteri per lo scomputo che potrebbero incentivare il riutilizzo dei suoli. Infine, alcune iniziative volontaristiche sono state promosse dai Comuni: a Misano Adriatico per il ripascimento delle aree costiere e a Forlì per l'individuazione dei siti di rigenerazione. Alla luce di questi elementi, si propone di integrare la piattaforma delle aree disponibili per la rigenerazione urbana che i Comuni (o Unioni di Comuni) in Emilia-Romagna devono predisporre ai fini della nuova normativa urbanistica, con un albo delle aree di de-sealing pronte a ricevere suoli da mettere a disposizione dei produttori di TRS che potranno così scegliere i siti di destinazione sulla base delle caratteristiche dei suoli prodotti nell'ambito delle operazioni di scavo.

6. Conclusioni

Alla luce dell'analisi sopra esposta, le Linee Guida forniscono alcuni suggerimenti per migliorare la gestione dei suoli, mantenendone inalterata la qualità rispetto al luogo di origine ovvero:

- differenziare l'uso dei suoli in base al contenuto di materiale antropico (bentonite, pvc, vetroresina, ecc.), utilizzando quelli che ne sono privi per finalità ambientali/urbanistiche di pregio (come miglioramenti fondiari, parchi urbani e zone residenziali);
- favorire un flusso informativo verso le Amministrazioni comunali sui suoli al fine di: a) seguire tutto l'iter (procedimentale e operativo) quando nel territorio di competenza sono presenti siti di produzione e/o di destinazione e/o intermedi; b) allestire a livello comunale un database georeferenziato sui siti di destinazione e intermedi collegato ad una piattaforma informatica dedicata per favorire l'incontro tra domanda e offerta dei suoli e così favorire il riciclo in piena coerenza con i principi dell'economia circolare.

Bibliografia

- [1] **Costanza Calzolari, Fabrizio Ungaro, Anna Maria Campeol, Nicola Filippi, Marina Guermandi, Francesco Malucelli, Nazaria Marchi, Francesca Staffilani e Paola Tarocco.** *La valutazione dei servizi ecosistemici forniti dal suolo per la pianificazione del territorio* - Recuperiamo terreno. Politiche, azioni e misure per un uso sostenibile del suolo.
- [2] Progetto LIFE Save Our Soil for Life. LIFE15 ENV/IT000225. www.sos4life.it
- [3] **Fernanda Canino, Daniela Cardinali, Nazaria Marchi, Pasquale Ricciato, Gioia Sambenedetto, Fabrizio Ungaro.** *Linee guida per la rimozione gestione e ri-applicazione del topsoil. Report azione B2.4.* Scaricabile da dicembre 2018 da www.sos4life.it e da <http://ambiente.regione.emilia-romagna.it/geologia>
- [4] **Andrea Giordano,** 1990. *Pedologia*
- [5] Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Confederazione Svizzera. *Suolo e cantieri*, Studi sull'ambiente, suolo, 2015
- [6] Department for Environment, Food and Rural Affairs, United Kingdom. *Construction Code of Practice for the Sustainable Use of Soils on Construction Sites*, 2009
- [7] British standard 1999 (Incorporating Amendment No.1 BS3882:1994) *Specification for topsoil.*

BIOECONOMY

SINERGIE TECNOLOGICHE E LINEE DI SVILUPPO NEL SETTORE DELLE BIOTECNOLOGIE IN ITALIA

Nel 2018 i Cluster Tecnologici Nazionali Agrifood CLAN e Chimica Verde SPRING hanno sviluppato, in collaborazione con Assobiotec, l'associazione italiana per lo sviluppo delle biotecnologie, un percorso per approfondire le proprie sinergie tecnologiche e di competenze. Da questo percorso sono nati tre tavoli di lavoro sui tre principali settori dove le biotecnologie giocano un ruolo fondamentale: nutraceutica e nutrigenomica, disponibilità di biomassa e utilizzo di sottoprodotti per scopi industriali, salute e cosmesi. La sessione presenta i primi risultati dei tavoli di lavoro e condivide una serie di proposte per il mondo della ricerca e dell'impresa.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, Cluster SPRING, Cluster CLAN, Assobiotec**

Presidente di sessione:

- Mario Bonaccorso, *Assobiotec-Federchimica*

Valorizzazione degli scarti vitivinicoli come materia prima secondaria

Mariangela Soldano¹, m.soldano@crpa.it, Nicola Labartino¹,

Sergio Piccinini¹, Alessandro Massi², Gianni Sacchetti²

¹Centro Ricerche Produzioni Animali – CRPA Lab, Sezione Ambiente ed Energia - Reggio Emilia

²Università degli Studi di Ferrara - Terra & Acqua Tech - Ferrara

Riassunto

Il presente lavoro riporta i risultati della caratterizzazione chimica e la misura del potenziale metanigeno (mediante test BMP) dei sottoprodotti della filiera vitivinicola al fine della loro valorizzazione energetica e le attività relative all'ottimizzazione dei processi estrattivi che minimizzano l'impiego di solventi organici per l'ottenimento di biomolecole attive, come i polifenoli. La misura della produzione specifica di metano dei residui delle estrazioni ha permesso di valutarne il loro uso in digestione anaerobica, per un ulteriore recupero energetico.

I risultati ottenuti dalla sperimentazione hanno dimostrato che gli scarti della filiera vitivinicola possono risultare un'ottima fonte di biomolecole utili a contesti applicativi e di sostanza organica per la produzione di biogas/biometano.

Summary

The present work reports the results of the chemical characterization and the measurement of the methane potential (BMP tests) of the by-products coming from the wine supply chain in order to optimize their energy recovery reports the activities related to the optimization of the extraction processes that minimize the use of organic solvents for obtaining active biomolecules, such as polyphenols. The measurement of the specific methane production of extraction residues has allowed to evaluate their use in anaerobic digestion, for a further energy recovery.

The results obtained from the experimentation have shown that the residues of the wine production chain can be an excellent source of biomolecules useful for application contexts and of organic substance for the production of biogas / biomethane.

1. Introduzione

Nell'ottica di sviluppo delle bioraffinerie, gli scarti/output ottenuti nei processi produttivi industriali diventano materie prime secondarie che possono essere recuperate e re-introdotte come risorsa in un ciclo produttivo, minimizzando od annullando la produzione di scarti [1]. Nell'ambito del progetto VALSOVIT (POR-FESR 2014-2020 Emilia Romagna) per la promozione di uno sviluppo tecnologico della filiera vitivinicola, sono stati caratterizzati chimicamente diversi scarti e sottoprodotti, quali raspi, vinaccia bianca, vinaccia di uva rossa, feccia, vinacciolo. È stata valutata la loro qualità e quindi idoneità all'uso in diversi settori quale quello energetico, per la produzione di biogas/biometano, e chimico per l'ottenimento di biomolecole utili in diversi contesti applicativi (nutraceutico, cosmetico e per la difesa delle piante) tramite processi estrattivi green ad alta efficienza [2].

L'industria della distillazione si prefigura come un comparto nel quale i sottoprodotti della

vinificazione assumono il ruolo di input principale del processo produttivo. La disponibilità di vinaccia e feccia presente sul territorio nazionale, risulta essere pari a circa 550.000 t/anno per le vinacce e 300.000 t/anno per le fecce. [3].

Per quanto concerne l'utilizzo a fini energetici, i sottoprodotti del processo di lavorazione dell'uva trovano impiego o come biocombustibili per caldaie e impianti per biomasse o come materiale per alimentare i digestori di impianti di produzione di biogas (per produzione di energia elettricità o biometano) [3].

Un altro approccio per la loro valorizzazione è l'uso in processi con più alto livello tecnologico ed elevata sostenibilità, quali le tecnologie estrattive con basso o nullo impiego di solventi organici per ottenere estratti, frazioni e biomolecole biologicamente attive.

2. Materiali e metodi

Gli scarti di lavorazione dell'uva utilizzati nella sperimentazione, fornite dall'azienda Caviro Distillerie, sono: vinaccia tal quale (costituita in proporzioni variabili delle componenti del grappolo d'uva: buccette, vinaccioli ed eventualmente raspi), vinaccia fresca da uva bianca, (vergine non fermentata, caratterizzata da elevate concentrazioni di zuccheri adibiti alla trasformazione in alcol), vinaccia fresca da uva rossa (caratterizzata da un buon livello di fermentazione degli zuccheri), vinaccia esausta dopo dealcolazione (costituita da bucce e raspi dell'uva in uscita dalla fase di lavorazione in distilleria per asportare alcool e zuccheri), vinaccioli (semi della vite), feccia solida (residuo melmoso che si deposita nei recipienti, dopo la fermentazione, durante l'immagazzinamento) e feccia liquida (borlanda dopo dealcolazione e estrazione di tartrato di calcio).

È stata valutata la loro qualità per la loro trasformazione energetica, attraverso la caratterizzazione chimica con la determinazione del pH, della sostanza secca e della sostanza organica, il contenuto di azoto e l'analisi delle frazioni della fibra. È stata condotta la misura del potenziale biochimico metanigeno (BMP) degli scarti vitivinicoli e dei residui dei processi di estrazione tramite il sistema di misura presente presso CRPA Lab, costituito da mini reattori di digestione anaerobica di 1,35 L di volume utile; i test sono stati condotti in mesofilia in conformità con la norma UNI EN ISO 11734:2004. [4]

Ciascuna matrice di scarto è stata inoltre sottoposta a diverse metodiche estrattive che meglio potessero mettere insieme criteri di efficienza (alta resa quali-quantitativa di biomolecole), sostenibilità (basso o nullo impiego di solventi organici) e opportunità di trasferimento tecnologico (scale up), per verificare quale risultasse la più performante, ovvero l'estrazione con ultrasuoni (UAE), l'estrazione con fluidi sotto pressione con strumentazione Naviglio®, l'estrazione con CO₂ supercritica (SFE) e la distillazione in corrente di vapore d'acqua (DIS).

3. Risultati e discussione

La **Tab. 1** riporta i risultati dei parametri chimici analizzati e il dato di BMP (Biochemical Methane Potential) ottenuto in batch dagli scarti vitivinicoli recuperati.

	Unità di misura	Feccia di vino		Vinaccia tq	Vinaccia esausta dopo dealcolazione		Vinaccia fresca		Vinacciolo	
		liquida	pasta		Con vinaccioli	Senza vinaccioli	Uva rossa	Uva bianca	fresco	Da vinaccia fermentata
pH	[-]	3,9	3,6	3,8	3,9	5,0	3,1	4,0	4,5	4,8
ST - Solidi Totali	[%tq]	15,0	36,9	42,3	30,4	26,5	47,4	31,0	91,5	92,4
SV - Solidi volatili	[%ST]	78,7	49,9	95,3	95,7	94,2	96,4	93,0	96,8	96,3
NTK-Azoto tot	[%ST]	3,2	2,4	1,6	1,9	1,5	1,5	1,7	1,9	1,8
NDF*	[%ST]	-	-	64,3	63,8	62,6	47,2	47,2	64,8	66,5
ADF*	[%ST]	-	-	62,5	55,5	55,3	40,5	36,9	56,9	61,1
ADL*	[%ST]	-	-	48,7	39,0	30,6	29,1	21,9	47,9	51,2
BMP**	[Nm ³ CH ₄ /t SV]	517	387	67	111	142	127	166	94	65
CH ₄ nel biogas	[%]	63	59	65	55	55	49	53	58	59

* NDF: è la fibra insolubile al detergente neutro, costituita da tutti i componenti della parete cellulare, cioè emicellulose più ADF. ADF: è la fibra insolubile al detergente acido, costituita principalmente da cellulosa, lignina e una quantità variabile di silice. ADL: è il residuo dell'ADF sottoposto a un attacco acido molto forte, si tratta della lignina, polimero di composti fenolici che fa parte della parete cellulare. La lignina lega fibre e proteine rendendoli indisponibili alla digestione.

** Il test BMP misura la produzione massima di metano ottenibile per degradazione anaerobica della sostanza organica contenuta nelle biomasse ed espressa in Nm³ per kg solidi volatili. I test sono stati svolti ad una temperatura di processo di 38°C e per una durata di 27 giorni

Tab. 1 – Risultati delle analisi chimiche e della misura del potenziale metanigeno (BMP) di diversi scarti vitivinicoli

La dotazione di materia organica potenzialmente degradabile durante il processo di digestione anaerobica è elevata per la maggior parte dei campioni, ma imputabile soprattutto ad una significativa presenza di frazioni fibrose e lignina difficilmente degradabili. Questo si osserva soprattutto nei vinaccioli la cui resa in metano è mediamente 79 Nm³CH₄/tSV, tale da renderli poco idonei alla produzione di biogas. Per il loro utilizzo si potrebbe valutare l'applicazione di un pretrattamento per determinarne benefici sia in termini di produzione di biogas che di miglioramento della miscelazione nell'impianto di biogas, come conseguenza dell'effetto disgregativo. In **Fig. 1** si osserva come sia la produzione specifica di metano che la velocità di produzione dei vinaccioli tritutati sia superiore rispetto agli stessi interi, dovuto alla disponibilità degli oli presenti nei semi dopo il trattamento.

Le vinacce mostrano una degradabilità influenzata soprattutto dalla tipologia delle stesse e anche dal trattamento di distillazione a cui sono sottoposte; i campioni analizzati hanno un rendimento medio in metano di 123 Nm³CH₄/tSV. Risultati interessanti invece si osservano per le fecce, soprattutto quella liquida con una resa in metano pari a 517 Nm³CH₄/tSV, dovuta alla presenza di lieviti e residui della fermentazione del vino.

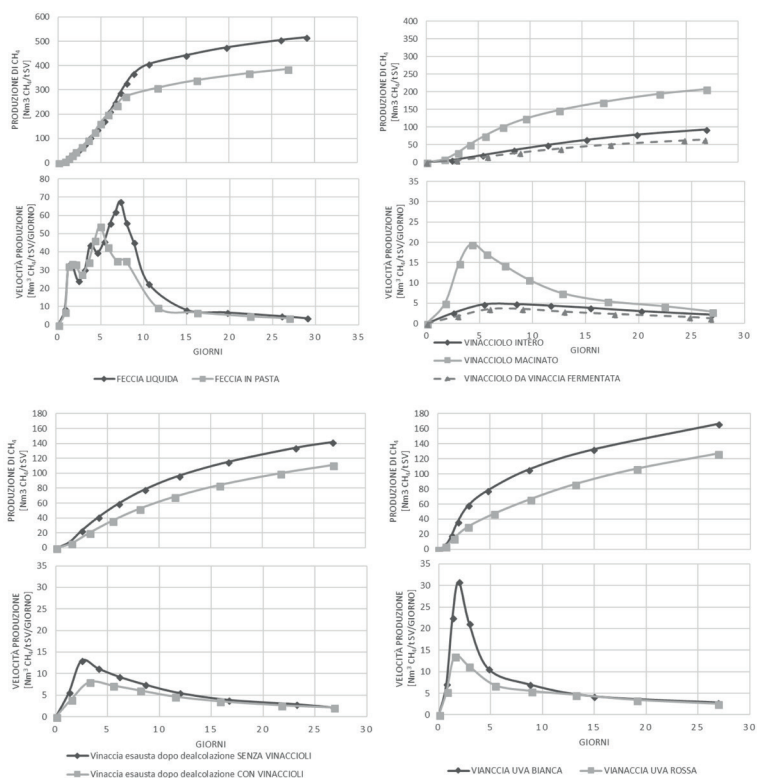


Fig. 1 – Confronto tra la produzione specifica di metano (espressa in $\text{Nm}^3/\text{t SV}$) e la velocità di produzione di metano, ($\text{Nm}^3/\text{t SV}/\text{giorno}$) dei diversi scarti analizzati tramite test BMP.

Ciascuna matrice di scarto è stata sottoposta ad ogni metodica estrattiva per verificare quale risultasse la più performante. In **Tab. 2** sono riportate le rese di estrazione, relativamente ad estrazione assistita con ultrasuoni (UAE), estrazione con fluidi sotto pressione con metodo Naviglio® (PFE-NAV), estrazione con fluidi supercritici (SFE) e distillazione in corrente di vapore (DIS; su matrici non essiccate).

I campioni di vinacce di uve rosse (VCR) e bianche (VCB) e di vinaccioli da uve rosse (VLR) e da uve bianche (VLB) ottenuti con le estrazioni con solvente idroalcolico mediante ultrasuoni (UAE) e con fluidi pressurizzati con strumentazione Naviglio® ottimizzate per la migliore resa quantitativa in polifenoli, sono stati valutati con metodo spettrofotometrico per la quantificazione dei polifenoli totali (**Fig. 2**).

Campioni	Metodo estrattivo	Resa %	Dev.st.
VCR	UAE	25,13	3,71
	PFE-NAV	10,42	2,38
	SFE	4,99	0,06
	DIS	0,05	0,00
VCB	UAE	27,59	1,68

Segue

Campioni	Metodo estrattivo	Resa %	Dev.st.
	PFE-NAV	13,41	6,25
	SFE	1,67	0,03
	DIS	0,05	0,002
VLR	UAE	12,40	1,04
	PFE-NAV	13,38	0,56
	SFE	8,36	0,19
	DIS	0,008	0,00
VLB	UAE	11,61	4,39
	PFE-NAV	9,52	0,76
	SFE	6,63	0,50
	DIS	0,008	0,002

Tab. 2 – Rese di estrazione come valori percentuali medi

Benché l'estrazione UAE sia risultata più efficiente rispetto alla variabile della resa totale di estratto, la metodica PFE-NAV è risultata più efficace nell'estrazione dei polifenoli totali. In particolare, i campioni più ricchi in polifenoli totali sono risultati sempre gli estratti da vinaccioli.

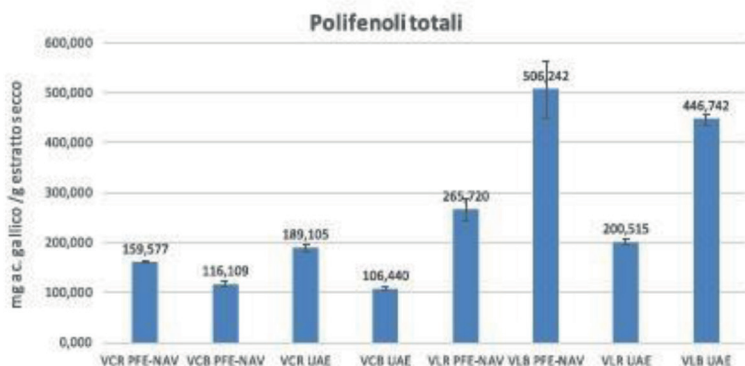


Fig. 2 – Valori dei polifenoli totali (mg acido gallico/g estratto secco) degli estratti ottenuti con le metodiche UAE (estrazione con ultrasuoni) e PFE-NAV (estrazione con fluidi sotto pressione con strumentazione Naviglio®) ottimizzate per la migliore rilevazione qualitativa e quantitativa. I dati sono relativi a quanto ottenuto con solvente idroalcolico al 50%.

I residui delle estrazioni sono stati caratterizzati chimicamente mostrando un contenuto in sostanza organica interessante per il loro utilizzo in digestione anaerobica: difatti la quota di solidi volatili presente nella sostanza secca per la maggior parte dei campioni analizzati è alta e compresa tra il 93 % e 97%. Quindi sono stati sottoposti a test BMP per misurarne la produzione in metano e valutare un ulteriore recupero energetico. I risultati sono riportati in **Tab. 3**.

Matrice di partenza	Tipo di estrazione	ST - Solidi Totali	SV - Solidi Volatili	BMP	CH ₄ nel biogas
		[%tq]	[%ST]	[Nm ³ CH ₄ /t SV]	[%]
Vinacce rosse	UAE*	54,7	96,6	300,9	62,9
Vinacce bianche	UAE*	76,1	94,4	143,9	55,4
Vinacce bianche	UAE*	62,1	94,8	165,1	54,5
Vinaccioli rossi	UAE*	68,6	97,5	214,6	64,7
Vinaccioli	UAE**	26,6	97,1	610,5	75,1
Vinaccioli	PFE-NAV*	57,5	96,3	232,9	67,9
Raspi	UAE*	79,1	93,2	53,2	44,1

* Solvente estrattivo EtOH 50%, ** Solvente estrattivo MeOH 50%

Tab. 3 – Analisi chimica e risultati del test BMP dei residui delle estrazioni.

4. Conclusioni

I risultati ottenuti hanno dimostrato che gli scarti della filiera vitivinicola possono risultare, tramite processi estrattivi, un'ottima fonte di biomolecole utili a vari contesti applicativi; la valorizzazione delle materie prime secondarie vede nella scelta e ottimizzazione del processo estrattivo un fattore chiave e determinante nel miglioramento sostenibile dei loro processi e nella loro conversione rispetto a un profilo industriale bio-based e di economia circolare.

I risultati sono interessanti anche al fine della valorizzazione energetica di tali scarti, per la loro utilizzazione come co-substrati nella codigestione con effluenti zootecnici, altri scarti agroindustriali, colture dedicate in impianti di produzione di biogas/biometano; con l'approccio della bioraffineria, diventano materia prima secondaria convertita in un nuovo prodotto sostenibile e a basso impatto ambientale.

Nota:

Attività condotta nell'ambito del progetto VALSOVIT – Valorizzazione sostenibile degli scarti della filiera vitivinicola per l'industria chimica e salustistica (POR-FESR 2014-2020, Regione Emilia-Romagna)

Bibliografia

- [1] **G. Sacchetti e Al.** (2018) Economia Circolare non solo geometrie – La valorizzazione degli scarti della filiera vitivinicola. Natural 1. www.natural1.it
- [2] **Massi A. et Al.** (2018) Dagli scarti delle uve una risorsa per l'industria chimica: il progetto Valsovit. La Chimica e l'Industria -Newsletter, 5(4), 16-24.
- [3] **D. Nicolini** (2013) Sottoprodotti della vinificazione. Atti del Convegno I sottoprodotti agroforestali e industriali a base. Normativa, recupero, conservazione, impiego, trasformazione e aspetti economici. Ancona - Università Politecnica delle Marche 26 e 27 settembre 2013. 91-96.
- [4] UNI (2004), UNI EN ISO 11734 Regulations:2004 - Qualità dell'acqua - Valutazione della biodegradabilità anaerobica ultima di composti organici in fanghi digeriti - Metodo per la misurazione della produzione di biogas

BIOECONOMY

BIORAFFINERIE INTEGRATE NEI TERRITORI. CASI DI SUCCESSO E PROSPETTIVE DI SVILUPPO

Come descritto nella strategia nazionale sulla bioeconomia, adottata nell'aprile 2017, l'industria *bio-based* italiana è un settore in cui il nostro Paese è leader in un contesto altamente tecnologico e in cui sono stati realizzati importanti investimenti privati e rilevanti progetti di ricerca e innovazione che hanno dato vita a bioraffinerie multi-input e multi-prodotto. Tali bioraffinerie rappresentano vere e proprie infrastrutture di bioeconomia e sono considerate dei casi studio anche a livello internazionale, ma si trovano tuttavia ad affrontare numerose sfide quali la disponibilità limitata e discontinua di biomassa sostenibile a basso costo, la necessità di investimenti ingenti e rischiosi per lo *scale-up* industriale, la mancanza di un quadro normativo e di *policy* che sia di reale spinta per il settore, etc. La sessione approfondisce i punti di forza, le priorità e le criticità del settore attraverso alcuni casi studio di successo.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, Ministero dello Sviluppo Economico e Cluster nazionale della Chimica Verde SPRING**

Presidenti di sessione:

- Cinzia Tonci/Stefano Firpo, *Ministero dello Sviluppo Economico*
- Andrea Bianchi, *Confindustria*

Bresso WWTP: from municipal sludge to bio-methane

*Ottavia Burzi, ottavia.burzi@suez.com, SUEZ, Milano, Matteo Casero, matteo.casero@gruppocap.it, Gruppo CAP, Milano, Luca Pedrazzi, luca.pedrazzi@suez.com, SUEZ, Milano
Davide Scaglione, davide.scaglione@gruppocap.it, Gruppo CAP, Milano*

Riassunto

Bresso è un impianto di depurazione del Gruppo CAP che include la digestione anaerobica nella sua filiera di trattamento della linea fanghi. In questo impianto SUEZ ha costruito l'impianto di upgrade a biometano che sarà il primo ad effettuare l'iniezione del biometano in rete. La tecnologia scelta per il processo una filtrazione a membrane polimeriche che garantisce un grado di purezza del metano maggiore del 99.5 %. La produzione di design di biometano è di 90 Sm³/h e questo valore di produzione in un anno permetterebbe ad un veicolo a benzina di percorrere circa 9,000,000 km. L'impianto di trattamento acque reflue diventerà quindi una bio-raffineria i cui principali prodotti saranno l'energia del metano e lo zolfo elementare dalla rimozione per via biologica del H₂S nel biogas. Nel processo non risultano sottoprodotti e il CH₄ ottenuto è biogenico, creando così una chiara implementazione di energia circolare.

Summary

Bresso WWTP is 220 000 AE capacity of the Gruppo CAP that includes anaerobic digestion in the sludge line. In this WWTP, SUEZ built the biogas upgrading plant that will be the first to inject methane in the grid. The chosen technology for the process is polymeric membranes filtration that guarantees a degree of methane purity higher than the 99.5%. The design biomethane production is 90 Sm³/h and this value would allow in one year a conventional petrol car to travel about 9,000,000 km. The WWTP will therefore become a bio-refinery whose main products will be the energy from the methane and the elemental Sulphur from the biological H₂S removal from the biogas. In the process no sub-products are originated and the CH₄ obtained is biogenic, thus creating a clear example of circular economy implementation.

1. Introduction

The bio-refinery of the future

A bio-refinery, according to the IEA Bioenergy task42, is a “Sustainable processing of biomass into a portfolio of marketable bio-based products and bioenergy”.

This means that in order to achieve products and bioenergy, the input raw material is biomass. Usually biomass that are used in that kind of process are grown on purpose for that energetic scope thus competing with food and land uses for food crops. This might cause an increase in the price of food that would penalize lower income countries significantly.

Moreover, a considerable amount of fertilizers is used in this type of cultivation and the final greenhouse gas emissions balance is therefore affected. This creates the famous competition food vs fuel.

The answer for overcoming the competition are second generation biofuels that are defined as raw materials that must not be suitable for human consumption. Therefore, sludge is a perfect

second generation feedstock. We can therefore state that a bio-refinery that is based on sludge is a “second generation bio-refinery”.

Nowadays, wastewater treatment is actually a major energy consumer: it is esteemed that in Europe the average energy consumption to treat wastewater ranges from 27.4 to 47.9 kWh/PE*y, while for the plant with less than 2000 PE the range is 106 - 472 kWh/PE*y^[1]. Through anaerobic digestion for producing biogas, part of the energy that is contained in the sludge can be recovered but in order to achieve energy neutrality, more advanced and innovative measures are needed. Biomethane achieved with the upgrading of the biogas would represent a very interesting second generation biofuel. The goal for the wastewater treatment plant of the future is to become a resource recovery facility: nutrients, energy, bioplastic and so on. In this scenario, wastewater treatment plant will pass from being an energy consumer to an energy producer.

It is relevant to notice that biomethane from sludge shows no differences with conventional methane and it can therefore be used with no consequences in its place. This opportunity is particularly interesting in Italy that has the largest methane and natural gas car park in Europe with 1200 gas stations and more in prevision.

The Italian ministry understood the strategical importance of this market emitted the “DM 2 Marzo 2018” thus regulating and trying to enhance the production through the creation of a market.

2. Report

2.1 Bresso case study

The case study that is the object of this paper is Bresso WWTP. Built in the 1991, the plant is has 220000 PE capacity with an average inlet flow of 2550 m³/h .

The sludge line is provided with anaerobic digestion of the sludge and in 2017 Gruppo CAP decided to add a biogas upgrading treatment through membranes in order to achieve bio-methane. Suez, after winning the Tender with a partnership with Prodeval, built the plant and its start-up is foreseen in October 2018. This is going to be the first WWTP in Italy producing and delivering bio-methane to the national natural gas grid (SNAM). Gruppo CAP is the drinkable and waste water main operator of Milan boundaries, serving 2.5 million people while Suez is the Italian leader for the designing, building and operation of wastewater treatment plant.

In the following Table 1 the characteristics of the raw biogas are presented while in Table 2 the flow and the achieved parameters for biomethane injection are presented.

Parameter	Minimum	Nominal	Maximum	Units
Flow	50	120	130	Nm ³ /h
Temperature	20	30	40	°C
Pressure	0	15	20	mbarg
CH ₄	60	69	71	% vol.
CO ₂	27,5	30,4	40	% vol.

Segue

Parameter	Minimum	Nominal	Maximum	Units
O ₂	0	0,1	0,5	% vol.
N ₂	0	0,5	1	% vol.
H ₂ O	Saturation			% vol.
H ₂ S	1800	2500	4700	ppmv
NH ₃	0	5	10	ppmv

Tab. 1 – Main physical/chemical characteristic of the raw biogas

Parameter	Condition	Value	Units
Biomthane flow	Nominal	90	Sm ³ /h
Higher calorific value		34,95 – 45,28	MJ/Sm ³
Wobbe index		47,31 – 52,33	MJ/Sm ³
Relative density		0,5548 – 0,8	°C
Water dew point	At a pressure of 7000 kPa relative	≤ -5	°C
Hydrocarbur dew point	In a pressure range of 100 ÷ 7.000 kPa relative	≤ 0	°C
Max temperature		50	°C
Min temperature		3	°C

Tab. 2 – Main physical characteristic of the achieved biomethane

The chosen technology for the separation of CH₄ and CO₂ in the biogas is filtration through membranes. To the authors best knowledge this is the most efficient process in terms of biomethane purity constancy in time and subsequent grid injection. Filtration is a physical process in which molecules cross a selective membrane at different rates, according to their size and ability to interact with membrane components. The gas molecule undergoes a sorption into the membrane, then a diffusion in the membranes and finally the desorption.

EVONIK membranes used for CH₄ / CO₂ separation are organic and manufactured with a polymer named polyimide. Membranes are manufactured as “hollow fibers” organized in cartridges with their active layer fixed on a larger porous support. The system is very reliable and it guarantees 8000 h of functioning during the year. Due to innovation of this type of process, the “oldest” full scale installation have been in operation for 7 years now and therefore this is the minimum expected lifetime, even though this parameter is still under investigation. The expected specific electrical consumption of the whole system is 0.32 kWh/ Sm³ of inlet raw biogas.

The main characteristic of polyimide is the stability and the chemical resistance towards most of the contaminants. However, specific gaseous contaminants can alter the membrane working mechanism. The loss of performance due to contaminants is most of the time a

physical phenomenon and not a chemical one. In other words the chemical structure of the backbone polyimide remains unchanged by most of the contaminants that can however be adsorbed and diffuse through the bulk matrix of the material, directly competing with CO_2 molecules. It has been tested that it is possible to remove contaminants, as the chemical structure of the backbone polyimide remains unchanged consequentially recovering membrane performance:

In order to avoid performance losses therefore, contaminants are to be removed before membranes. Bresso case was particularly critical for the relative high concentration of H_2S for a WWTP in the biogas, ranging from 2500 to 4700 ppm_v. That is why pre-treatments are always foreseen to preserve membranes. Bresso plant layout is presented in the following Figure 1:

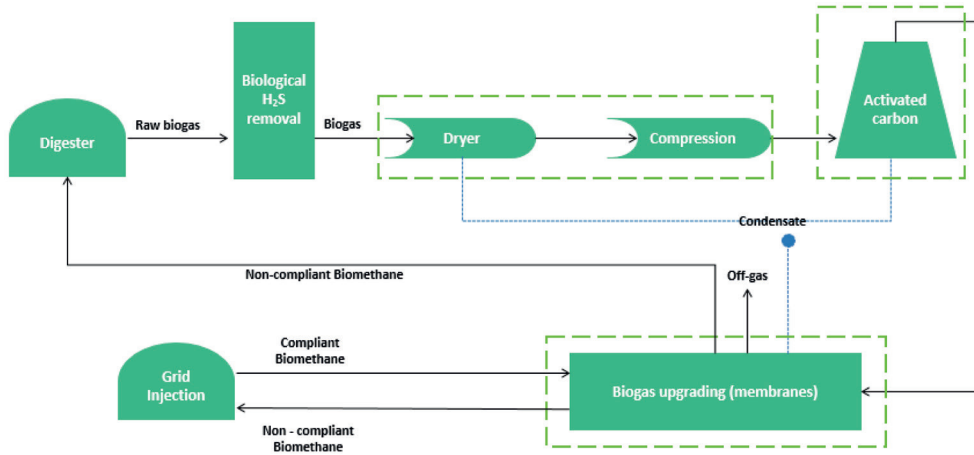


Fig. 1 – Layout of Bresso WWTP (Suez – Prodeval system)

2.2 Plant layout description

A brief technical description of the plant is given below:

I. Biological desulphurization process: biogas enters a scrub column filled with supports where H_2S is driven to Sulfide with a weak alkaline solution. The liquid phase is recovered from the bottom of the tower and sent to the biological reactor where air injection allows the oxidation of the of Sulfide to elemental Sulphur thereby regenerating the washing solution that is recirculated to the tower. Process control is performed through pH and redox measurement. This process was chosen for its high performance and the low costs of exploitation. The mixture is then sent to the settler where a stability agent is added to enhance separation of the elemental Sulphur. Considering that the 90% of the sulfur can be recovered and that the guaranteed hours of functioning are 8000 h/year, in the case of Bresso WWTP that makes 5.9 kg of elemental sulfur recovered per day.

The biological desulphurization and the potential Sulphur recovery are independent from membranes system functioning.

II. Drying step to eliminate water because it competes with CO_2 in the passage through the membranes and it can cause corrosion with oxygen, H_2S and organic acids. The maximum installed refrigerating capacity is 7.75 kW_{th}.

III. First biogas compression through a blower (flow of 150 Nm³/h @ 180 mbar).

IV. Filtration by granular activated carbon contained in two vessels. This step removes mainly VOC and siloxanes, along with part of the H_2S that was not previously oxidized in the biological process. Activated carbons are installed in lead-lag thus meaning that is possible to by-pass

one of blocks and it still possible to operate during exhaust vessel changing. At the exit of the second vessel an anti-particulate filter 3 μm is placed.

V. Membranes are located in a specific container along with the compressor. The membranes are “hollow fibers” assembled in parallel, in cartridge organized in the three following stages:

- o First Stage: the biogas is introduced into the first membrane stage with a pressure from 12 to 15 barg by means of a compressor (flow of 170 Nm³/h @ 11.8 barg) protected by safety GAC filter is installed. The membranes separate the retentate gas (gas enriched in methane) and permeate (gas enriched in CO₂). The retentate of the first stage is routed to the second stage, while the permeate of the first stage is routed to the third stage.

- o Second stage : the retentate of the first stage flows through the second membrane stage for a higher CH₄ content above 99% vol. The biomethane obtained can be injected in the gas grid. The permeate of the second stage is reintroduced into the process upstream of the unit compression in order to recover the residual CH₄.

- o Third stage: The permeate of the first stage is routed to the third stage to separate remain CH₄ and purge CO₂. The retentate of the third stage is reintroduced into the process upstream of the unit compression in order to recover the residual CH₄. The permeate of the third stage, consisting principally of CO₂, is evacuated as “off-gas”.

The membranes configuration and operation is schematized in the following Figure 2:

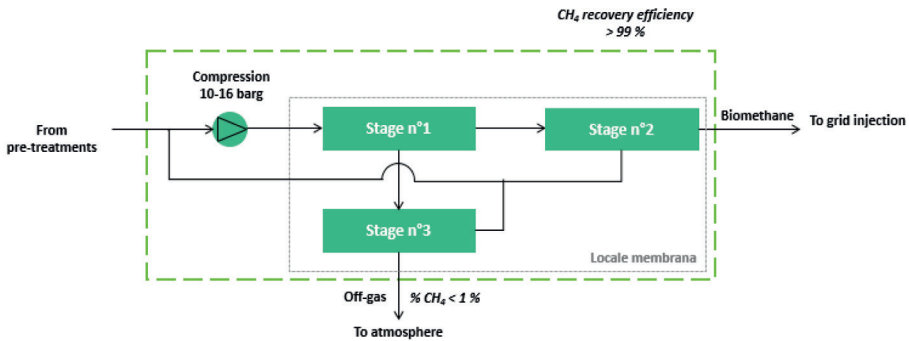


Fig. 2 – Membranes layout configuration (Suez – Prodeval system)

In conventional biogas upgrading plants, before the grid injection there is usually the odorization process but the purity of the biomethane obtained through membranes is as such that step is not needed in Bresso WWTP.

Moreover, the container is already predisposed for the doubling of the capacity of treatment.

VI. Conformity control through continuous GC analyses, water dew-point analysis, H₂S and O₂ concentrations analysis with automated control and followed by grid injection. Biomethane characteristics and parameters must be checked before the grid injection. An independent control station is foreseen.

2.3 Parameters' monitoring and process control

The system is completely automated and the main process parameters are continuously monitored and recorded. Those are: working pressure, raw biogas entering the system, biomethane and off-gas flow, biomethane and off-gas quality (leaving aside the control for the conformity to grid injection, there is a supplementary O₂ and H₂S measurement), performances of each of the three stages, electrical consumption.

The monitoring of the parameters is the basic tool for the operator to optimize process performances, indeed the process can be managed to achieve different plant performances in terms of CH₄ % in biomethane.

3. Conclusions

The outputs from the plant will be both energy (first biomethane obtained from sludge injection in the grid) and materials (elemental sulfur). Considering that the origin of the biological matter is a waste, the whole process is a clear implementation of circular economy following the guidelines of the European Union. It is also important to note that no wastes are generated during the upgrade process and that the CH₄ obtained is biogenic.

Moreover, the experience from the management of the plant can deliver further optimization and possibility of better operation and maintenance of the plant, for example: improved energy performance of the membranes, possibility of recovery of the CO₂ in the off-gas (valorization in greenhouses or in the steel industry) and investigation on the fouling of the membranes and consequent separation capacity recovery.

In any case the operation of Bresso will be under the spotlight to become the first great example of “second generation bio-refinery”, thus being a study and demonstrative case for further plants to come.

References

[1] **Enerwater** – *Deliverable 2.1 Study of published energy data. Final version 2015 – 09 - 30*

CHAIN PATTERNS FOR THE CIRCULAR ECONOMY

L'ECODESIGN PER L'EFFICIENZA DELLE FILIERE

L'Ecodesign è uno dei fattori più importanti da introdurre nelle filiere di produzione per armonizzare le fasi di progettazione, produzione, recupero e valorizzazione dei materiali, facilitando così i processi di Economia Circolare. La sessione approfondisce in particolare i settori del *packaging* e dei prodotti elettrici ed elettronici.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico Ecomondo, Edizioni Ambiente, FISE UniCircular**

Presidente di sessione:

- Piero Capodieci, *Capodieci & Partners, Italy*

Bio-costruzioni: benefici derivanti dall'applicazione di un pannello realizzato con pastazzo di arance

Alessandro Calcagno (1), calcagno.alessandro1997@gmail.com, *Chiara Minglino* (1), *Giovanni Paolo Platania* (1), *Alessandro Schilirò* (1), *Cinzia Martelli* (2)

(1) *Università degli Studi di Catania- Dipartimento di Economia e Impresa- Corso Italia 55- 95129 Catania- Italia*

(2) *Prefabbricati Martelli, Viale J. Kennedy - Zona Artig. Lotto 125 - Bronte – Catania, Italia.*

Riassunto

Il concetto di economia circolare risponde al desiderio di crescita sostenibile. Il Bio Building è un metodo di produzione, costruzione o ristrutturazione di un edificio mirato ad ottenere un risultato più ecologico possibile. Il progetto, in fase sperimentale, ha come obiettivo lo studio dell'efficienza economica e dell'impatto ambientale di un pannello bio derivato dal pastazzo di arance e da vari materiali di costruzione. Il pastazzo è composto dai residui della spremitura industriale delle arance. In virtù, dunque, del proposito fin qui considerato, l'utilizzo degli scarti delle arance rende a pieno la volontà di trasformare l'economia dell'industria edilizia da lineare a circolare, eliminando così la fase dello smaltimento e dando vita alla cosiddetta "casa passiva", cioè una casa che non necessita di strumentazione interna aggiuntiva per la produzione di energia finalizzata al mantenimento di standard termici.

Summary

The concept of circular economy responds to the desire of sustainable growth. Bio Building is a method of construction or restructuring of a building in the most ecological way possible. The project is in an experimental stage. It proposes the study of the environmental and economic efficiency of a bio panel made by orange pulp called "pastazzo" and construction materials. Pastazzo is the residue from industrial pressing of oranges. On the basis of these intentions, the use of the residues of oranges fully wants to transform the industrial economy from a linear economy to a circular economy, in order to remove the stage of disposal and to build a "Passive House", that is a house that doesn't need additional internal instrumentation for the production of energy aimed at maintaining thermal standards.

1. Introduzione

La Bioedilizia rappresenta un approccio moderno nella costruzione di case, con un impatto minimo sull'ambiente e sull'uomo. La dispendiosità legata allo smaltimento del pastazzo di arance rende necessaria una rivalutazione della sua destinazione finale, dal momento che, il pastazzo, può essere riutilizzato con molteplici finalità. La finalità dello studio in oggetto, tuttavia, non è quella di esaminare la natura chimica e organica del pastazzo, ma quella di verificarne i benefici economici qualora esso venisse utilizzato in lavorazioni edilizie per la realizzazione di pannelli destinati alla costruzione di case e edifici.

Integrare nel processo produttivo un materiale derivante da un mercato diverso rispetto a

quello edilizio darebbe vita ad un circolo virtuoso che includerebbe al suo interno la collaborazione tra produttori e fornitori finalizzata ad un uso genericamente obiettivato alla valorizzazione di una risorsa non sfruttata in Sicilia. In altre parole, la creazione di un mercato intermedio che unisca settore primario e settore secondario, sicuramente, rappresenterebbe un trampolino di lancio per molte aziende agricole e edilizie che oggi si trovano in notevole difficoltà. Alla luce di ciò si può dedurre la netta vantaggiosità che si ottiene dalla produzione di case in legno, in particolare, con l'aggiunta dell'utilizzo di pastazzo di agrumi.

Allo stato attuale le emissioni di CO₂ provengono per più del 30% da edifici residenziali e simili. Il senso di integrare la produzione di case "passive" con una risorsa che attualmente rappresenta perlopiù un rifiuto come il pastazzo, non dà origine ad una riduzione diretta delle emissioni di CO₂, ma indirettamente spinge l'economia generale ad orientarsi per scelte maggiormente ecologiche. Mettere in comunicazione l'agricoltura e l'edilizia garantirebbe l'inizio di un processo di inversione dell'orientamento culturale attuale che è tutto indirizzato al risparmio del tempo e del denaro. [3]

2 Relazione

Per valutare i benefici economici derivanti dall'applicazione del pastazzo di arance in pannelli per la costruzione di edifici e per il bio building è stato utilizzato il metodo dell'analisi costi - benefici (cost-benefit analysis -CBA-). Questo strumento è usato per analizzare e misurare in termini economici le diverse opportunità di investimento considerando i benefici e i costi derivanti sia dai fattori qualitativi che quantitativi. L'obiettivo principale del CBA è verificare la fattibilità economica e qualitativa di un progetto potendolo comparare con i diversi investimenti alternativi.

2.1 Pastazzo di arance

Il pastazzo è costituito da scorze, porzioni di polpa e semi. Il pastazzo può essere impiegato allo stato fresco tal quale, ossia senza alcuna lavorazione successiva al processo di separazione dal succo e dagli oli essenziali, oppure previa pressatura ed eventuale essiccazione, operazioni che consentono di ridurre (in modo significativo con l'essiccazione) gli oneri connessi allo stoccaggio e soprattutto al trasporto.

Secondo un recente rapporto del C.R.A. Istituto sperimentale per l'Agricoltura, in un anno in Sicilia si producono circa 600.000 tonnellate di pastazzo derivante da agrumi.

La conservazione mediante acidificazione si realizza nel pastazzo di agrumi con facilità molto maggiore rispetto ad altri foraggi, grazie all'iniziale acidità, all'elevato contenuto di carboidrati (che alimentano i processi biochimici di fermentazione acida), alla compattezza del sotto prodotto (che limita la permeabilità all'aria) e alla scarsità di proteine; viene pertanto impedita la proliferazione di batteri butirrici e proteolitici, responsabili di fermentazioni indesiderate che generano nella biomassa odori sgradevoli. Durante il processo di essiccazione del pastazzo l'evaporazione dell'acqua, lasciando volumi interstiziali pieni d'aria, incrementa notevolmente la porosità della biomassa; il peso volumico apparente scende pertanto a 200-300 kg m⁻³, per cui si procede talvolta alla pellettizzazione per ridurre il volume e contenere ulteriormente i costi di movimentazione e trasporto. Contale processo si producono pellet di circa 1 cm in diametro e da 1,3 a 2 cm in lunghezza, rendendo più omogeneo il prodotto, raddoppiandone per compattazione il peso volumico apparente e riducendo l'attacco da parte dei microrganismi. [9]

2.2 Pannelli in legno

Il pannello in legno multistrato è in grado di fornire dei valori di trasmittanza termica notevole, una caratterizzazione completa di elementi che permettono una duratura resistenza

nel tempo e una capacità di assorbimento delle condizioni ambientali all'interno del quale si trova. La struttura di una casa in legno dotata di leggerezza e deformabilità rappresenta un'importante evoluzione nel panorama della bioedilizia. Alla base del processo costruttivo c'è un'accurata progettazione attraverso sistemi CAD – il più importante ma anche il più oneroso – che garantisce precisione nella creazione e nella modificazione dei pannelli di legno. Le caratteristiche termiche e igrometriche sono determinabili attraverso la procedura indicata dalla normativa UNI EN ISO:6946. Nell'ipotesi che siano note caratteristiche dimensionali come spessore e superficie è possibile calcolare la resistenza totale relativa allo scambio termico come sommatoria della resistenza termica dello strato omogeneo, la resistenza superficiale interna, la resistenza termica di strato non omogeneo, la resistenza superficiale esterna. A questo punto è possibile affermare con certezza che la combinazione ragionata di materiale ecosostenibile per l'edilizia e il legno porterebbe un'ingente quantità di benefici alle strutture progettate e ideate in tal guisa. [6]

2.3 *La canapa*

La mancanza di dati certi e scientifici sulla realizzazione di materiale edile con l'utilizzo di pastazzo non permette una reale valutazione della prospettiva oggetto dello studio. Tuttavia, è stato possibile effettuare un accurato confronto tra le caratteristiche tecniche del pastazzo e quelle della canapa ad uso industriale la quale presenta numerose similitudini con il pastazzo. La canapa è un materiale carbon negative che sintetizza il carbonio e riduce le emissioni di CO₂ nell'atmosfera; quindi rende gli ambienti in cui è applicata più salubri ed abbate anche le emissioni inquinanti del processo edilizio. La canapa è di semplice coltivazione poiché cresce in fretta, subisce rarissimi attacchi parassitari, è ottima contro gli incendi, è leggera e ricca di silicio. In Germania la canapa è stata inserita nella filiera produttiva di punta, sviluppando materiali per il settore automobilistico come fibre o resine, plastiche e imbottiture. La Francia, invece, ha sviluppato malte fibrorinforzate. Inoltre, la canapa è un isolante termoacustico, ha un'alta traspirabilità e protegge da insetti e microbi. Quindi presenta grandi vantaggi sia indoor che outdoor. [8]

2.4 *L'azienda: Prefabbricati di Martelli Salvatore*

L'azienda *Prefabbricati di Martelli Salvatore & C. s.a.s* ha dimostrato di aver ricoperto un ruolo di primaria importanza nel panorama del settore della bioedilizia in Sicilia. Le fondamenta dell'odierna *Prefabbricati Martelli* vengono gettate negli anni '50, ma la specializzazione in costruzioni in legno prende piede solo negli anni '80. L'attuale *Prefabbricati Martelli* nasce a tutti gli effetti nel 2002 e si occupa della costruzione di case o di strutture abitative, strumentali e quant'altro totalmente in legno. È situata a Bronte (CT) e gode di un'area interna di 2000mq e un'area esterna di circa 5000mq, possiede un centro taglio a controllo numerico di ultima generazione e strumenti di progettazione CAD (Computer Aided Design). All'interno dell'azienda avviene la minuziosa progettazione di ogni singolo elemento che successivamente verrà trasferito alla macchina adeguata in cui verrà prodotto. Tutti gli elementi sono tracciati, in modo tale che ognuno di essi sia collegato al suo fornitore. Inoltre, ogni pezzo possiede la propria certificazione d'origine. L'azienda opera nel settore delle costruzioni spinta da un forte senso di responsabilità nei confronti dell'ambiente e del territorio. Nell'ambito del rapporto con il territorio circostante, *Prefabbricati Martelli* ha contribuito alla realizzazione di una rete aziendale sistematica con altre realtà imprenditoriali finalizzata alla promozione di case con sistemi bio sostenibili a km 0. L'aim dell'azienda è quello di creare edifici che riducano al minimo gli sprechi e che non esercitino gravi effetti negativi sull'ambiente e sulla salute di chi abita o fruisce dell'elemento casa. Assumono così particolare importanza i materiali utilizzati e i sistemi costruttivi. Prendendo

ad esame, per esempio, un edificio, se ne sottolineano le criticità legate alla scelta delle materie prime (origine, produzione, reperibilità), all'esecuzione delle opere, alla gestione dei consumi del prodotto finito, alla fine del ciclo di vita dell'edificio. Per questo motivo il legno, materia prima fondamentale dell'azienda, risulta essere totalmente ecosostenibile data la sua caratteristica di naturalezza, il suo sistema costruttivo a secco e il basso impatto di CO₂ che provoca. Il legno contribuisce a migliorare il bilancio di CO₂ in due modi: in primo luogo assorbe e immagazzina CO₂ e, in secondo luogo, riduce notevolmente il fabbisogno di energia termica essendo un ottimo isolante. Il legno per uso strutturale proviene da boschi dove è costantemente applicata la tecnica di rimboschimento controllato. Inoltre, dal disuso o smantellamento delle strutture in legno è possibile recuperare energia combustibile. Lo scarto principale che l'azienda produce è la segatura, dalla quale si può realizzare il pellet. *Prefabbricati Martelli* possiede la certificazione ISO 9001:2015 e ISO 14001:2015, il legno è certificato FSC o PEFC, i prodotti sono certificati NATURPLUS e i materiali utilizzati sono a km 0. [5]

2.5 Risultati

Le costruzioni in legno connesse con pannelli bio di pastazzo d'arance, cercando di mirare alle NEARLY ZERO ENERGY BUILDING, costruzioni prossime alle zero emissioni di energia, potrebbero rappresentare un nuovo modo di vivere nel rispetto dell'ambiente. Solamente attraverso il connubio tra architettura, design e studio dei materiali sarà possibile raggiungere questo obiettivo. Questa architettura cerca di sfruttare le condizioni climatiche del luogo, studiando quindi il profilo dell'immobile, la disposizione degli interni, l'esposizione al vento, l'escursione termica. Tutto ciò rende le abitazioni green non solo benevoli per l'ambiente ma anche per la salute e la mente di chi abita. [1]

È stato infatti dimostrato che la produttività dei lavoratori in ambienti ecosostenibili è più alta, poiché il 90% dell'aria che noi respiriamo giornalmente proviene da ambienti chiusi. Utilizzando costruzioni e pareti green attraverso l'utilizzo dei pannelli bio in questione è possibile creare un ambiente con materiali 100% green e quindi ideali per creare un ambiente in cui la qualità dell'aria sia elevata. Diversi problemi di natura burocratica, rendono tortuosa la diffusione e l'applicazione di questo modello di abitazioni, proprio per il lungo cammino pieno di ostacoli che deve affrontare nella sua piena realizzazione. [10]

Un altro e decisamente più rilevante ostacolo all'implementazione del sistema produttivo in oggetto è rappresentato dall'elevato investimento iniziale che le aziende interessate si troveranno a dover sostenere. Per quanto, in un primo momento, questo fattore possa nella maggior parte dei casi apparire negativo, in verità la realizzazione di un sistema strutturale di aziende che collaborino col fine di dare vita ad una fitta rete di imprese capaci di operare e di produrre in modo green, abbatterebbe di gran lunga i costi legati a tale attività. Del resto, anche una semplice pianificazione delle spese permetterebbe ad ogni singola azienda di ammortizzare in modo del tutto lineare i costi di investimento, che, come è facile prevedere, porterebbero comunque ad un più alto profitto rispetto a quello attuale. La natura dell'immobilità del settore edilizio in Sicilia, ma più genericamente anche in Italia, è strettamente legata ad una questione di mentalità dell'imprenditore. La necessità più grande, allora, oggi, risulta essere la capacità di chi di dovere a cambiare le inclinazioni dei protagonisti dell'attività economica del territorio.

A titolo esemplificativo si pensi che seguendo un piano di costruzione ben implementato e redatto nei minimi dettagli sin dall'inizio è possibile ottimizzare il consumo di risorse energetiche dell'abitazione e ridurre i costi di controllo del progetto stesso. Nello specifico i costi iniziali possono essere del 5% più alti rispetto al normale ma il controllo annuale dei costi può ridursi dal 40% al 90%. Quindi, nel lungo termine, i costi di manutenzione sono nettamente più bassi, inoltre il valore commerciale dell'immobile green è più alto di un suo "normale"

contendente. I benefici sopra riportati non sono solo quelli derivanti dal green building e quindi relazionati alla salute dell'ambiente e dell'uomo, ma rappresentano anche un perfetto connubio tra tecnologia, design e ambiente. [4]

È stato stimato che l'applicazione di green building e le preferenze per un ecodesign raddoppi ogni tre anni nel mondo: le statistiche affermano che il 60% dei progetti di costruzione siano orientati alla sostenibilità ambientale, cercando di abbattere il consumo di CO₂ nazionale dovuto per il 38% dalle abitazioni a scopo di residenza.

Il principale strumento legislativo Europeo per l'implementazione dell'efficienza energetica è la direttiva EPBD 2010/31/UE sulle performance energetiche delle abitazioni europee. Una struttura in legno ad oggi è preferibile per diversi motivi. Prima di tutto per il posto di rilievo che occupa nel campo della produzione green e del green design, incluse, dunque, tutte le filosofie ad esso collegate; il legno è, inoltre, più resistente al fuoco (si pensi che un solaio in acciaio perde resistenza a temperature inferiori rispetto al legno che invece si carbonizza e diventa più resistente) e infine perché è antisismico in quanto, pesando 1/3 in meno delle strutture in cemento, è più flessibile.

3. Conclusione

Quello che si vuol far emergere è, in ultima analisi, la concreta realtà della decisa vicinanza alla possibilità di dar inizio a questo circolo virtuoso di cui sopra. L'azienda Martelli rappresenta una delle tante realtà impegnate nel raggiungimento di questo scopo. Sicuramente i fattori che si sono rivelati determinanti sono l'imprenditorialità, la capacità di rischiare, la mentalità proattiva dell'imprenditore, l'inclinazione all'investimento, le risorse presenti sul territorio e la voglia di migliorare la nostra società.

La green economy e la circular economy, oggi, rappresentano una porta d'accesso per tutte le imprese ai mercati del futuro. Per questo motivo ignorarne completamente l'esistenza è un terribile errore che nessuna azienda dovrebbe commettere. Le esternalità negative scaturite dai processi produttivi tradizionali stanno, in un modo o nell'altro, peggiorando irrimediabilmente la vita di tutti noi, per questo motivo un impegno sempre più intenso e frequente da parte di tutti nei limiti delle proprie possibilità risulta pienamente doveroso. [2]

Integrare nel processo produttivo, dunque, un materiale derivante da un mercato diverso rispetto a quello edilizio darebbe vita ad un circolo virtuoso che includerebbe al suo interno la collaborazione tra produttori e fornitori finalizzata ad un uso genericamente obiettivo alla valorizzazione di una risorsa non sfruttata in Sicilia. [7]

Bibliografia

- [1] **Bramati F., Mazzoleni S., De Angelis E., Dotelli G.**, *La valutazione ambientale del ciclo di vita di un edificio. Tre banche dati a confronto*. Dipartimento BEST, Dip. di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta" Politecnico di Milano.
- [2] **Luttropp C., Lagerstedt J.**, *EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development*, Journal of Cleaner Production n. 14 (2006).
- [3] **Bartolacci F., Paolini A., Soverchia M., Zigiotti E.**, *Le imprese nell'economia circolare: alla ricerca di nuovi modelli di business*, ImpresaProgetto Electronic Journal of Management.
- [4] Edizione a cura del Centro Scientifico Italiano dei Fertilizzanti, *Il compost in Italia e nel bacino del Mediterraneo: l'evoluzione delle politiche europee ed I criteri di qualità del prodotto*, Fertilitas Agrorum, Convegno, Volume II, aprile 2007, n. 1.
- [5] **Guoyou Q., Saixing Z., Xiaodong L., Chiming T.**, *Role of internalization process in defining the relationship between ISO 14001 certification and corporate environmental performance*. Corporate Social Responsibility and Environmental Management 19(3): 129–140.
- [6] **Patten DM.** 2002. *The Relation between Environmental Performance and Environmental Disclosure: A Research Note*. Accounting, Organizations & Society 27(8): 763–773.

- [7] **Maurici D., Mutani G., Lo Verso V.**, *Building energy saving: technical feasibility of passive house*, Politecnico di Torino.
- [8] **Zoccola, Mossotti R., Montarsolo A., Patrucco A., Simionati M., Gavignano S., Caringella R., Ravasio N., Bosia D., Tonin C.**, *La valorizzazione degli scarti di Lana e Canapa* *Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per lo Studio delle Macromolecole Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Scienze e Tecnologie Molecolari Politecnico di Torino, Dipartimento di Architettura e Design, pubblicato in Cosinterra 2016, Atti del convegno, “Colture da fibra, fibre animali, piante tintorie, piante officinali”, pag. 29
- [9]<https://www.researchgate.net/publication/273058079> I sottoprodotti dell'industria di trasformazione il pastazzo di agrumi.
- [10] ARCHITETTURA ECOSOSTENIBILE.IT.

CHAIN PATTERNS FOR THE CIRCULAR ECONOMY

GLI EFFETTI DELLA SIMBIOSI INDUSTRIALE SUI SISTEMI PRODUTTIVI E TERRITORIALI

Il tema della simbiosi industriale ha assunto negli ultimi anni rilevanza nei documenti di *policy* e programmazione europei, nazionali e regionali e attraverso numerosi strumenti di finanziamento molte sono le iniziative in corso per l'attivazione di esperienze di simbiosi industriale. Parallelamente sono in corso iniziative per la realizzazione di strumenti per l'implementazione operativa della simbiosi industriale, così come, anche a livello italiano, la realizzazione di banche dati per la raccolta di specifiche sinergie. La sessione intende avviare un approfondimento ed un confronto su quanto la simbiosi industriale contribuisca effettivamente in termini fisici ed economici a quella parte di economia circolare rappresentata appunto dalla condivisione di risorse tra imprese, anche alla luce delle recenti iniziative della Commissione Europea da una parte e dei Ministeri dell'Ambiente e dello Sviluppo Economico dall'altra per la individuazione di set di indicatori per l'economia circolare.

A cura di: **Comitato Tecnico Scientifico di Ecomondo, ENEA e SUN**

Presidenti di sessione:

- Massimo Beccarello, *Università degli Studi di Milano Bicocca*
- Laura Cutaia, *ENEA – SUN*

Scenari di applicazione della Simbiosi Industriale per i piccoli centri cittadini

*Gabriella Arcese gabriella.arcese@uniroma3.it, Maria Claudia Lucchetti, Olimpia Martucci,
Chiara Montauti
Dipartimento di Economia Aziendale, Università Roma Tre, Roma*

Riassunto

Per consentire una graduale ed effettiva, transizione dai modelli di produzione lineari all'economia circolare, è possibile integrare i principi della Simbiosi Industriale (SI) nei modelli di sviluppo territoriale per piccoli centri cittadini. La principale caratteristica di un piccolo centro è data dalla vicinanza territoriale delle attività economiche che la compongono. Per molte attività produttive si riscontrano ad oggi importanti carenze infrastrutturali e forti gap tecnologici. Per risolvere problematiche simili, si è ipotizzato di sviluppare un modello di SI che possa essere applicato in un contesto del genere, creando un collegamento tra le imprese inserite nel territorio grazie allo scambio di materie prime secondarie di informazioni e know-how. L'implementazione della simbiosi in un contesto del genere ha come obiettivo la creazione di un circolo virtuoso ed efficiente per la produzione di beni e servizi, azzerando lo spreco di risorse, abbattendo i costi ambientali, minimizzando lo spreco di acqua e l'utilizzo di fonti fossili.

Summary

To allow a gradual and effective transition from traditional linear production system to circular economy models, it is possible to merge Industrial Symbiosis (IS) principles with territorial development models of small city centre. The main feature of a small town is the geographical proximity of its economic activities. Today, many productive activities have deep infrastructure lacks and strong technological gaps. In order to solve these kinds of problems, it has been suggested to develop a IS model, that could be applied in a similar context, creating links between companies along the territory by sharing secondary raw materials, know-how and information. The implementation of symbiosis in this framework aims to create an efficient virtuous circle for the production of goods and services by eliminating the waste of resources, by reducing environmental cost and by minimizing the waste of water and the use of fossil fuels.

1. Introduzione

La Simbiosi industriale (SI) è uno dei principali strumenti di realizzazione ed attuazione dell'economia circolare poiché permette lo scambio di materiali, sottoprodotti, acqua ed energia, che tra imprese appartenenti a settori produttivi differenti ma geograficamente vicine tra loro [1].

La realizzazione della SI permette il raggiungimento dei principali obiettivi della sostenibilità in quanto sono ottenibili di numerosi benefici di carattere ambientale, sociale ed economico, attraverso la maggiore conservazione delle risorse naturali e la riduzione degli impatti ambientali, preservando in questo modo il patrimonio ambientale e naturalistico di un territorio. Infatti, i modelli di SI risultano essere particolarmente indicati per la conservazione di determinate caratteristiche ambientali [2].

L'obiettivo su cui si concentra il presente lavoro è quello di ipotizzare la creazione di modelli di SI per i piccoli centri cittadini basandosi sulla possibilità di connettere tra loro le attività commerciali di diversa natura merceologica per riqualificare, valorizzare e sviluppare il territorio di riferimento, accrescendo la solidità economica dei soggetti direttamente coinvolti e dei loro relativi partner territoriali, grazie all'efficientamento del sistema produttivo e delle infrastrutture presenti.

La realizzazione di modelli inclusivi e partecipativi di SI per imprese di medie e piccole dimensioni permette la realizzazione di nuovi modelli di gestione dal punto di vista della sostenibilità, attraverso lo stimolo di atteggiamenti collaborativi che vengono ad instaurarsi tra i principali stakeholder nonché tra gli attori della comunità locale quali imprese cittadini. In questo modo vengono a realizzarsi delle condizioni favorevoli per lo sviluppo e l'incremento dell'occupazione, con un generale aumento della qualità della vita dei cittadini.

2. Relazione

Com'è noto, il sistema produttivo italiano è fortemente caratterizzato dalla presenza di realtà economiche di piccole dimensioni: molte attività produttive, commerciali e di servizi vivono ad oggi un'intensa crisi economica con possibili ricadute negative per il territorio nel quale sono inserite. In un contesto del genere la riqualificazione del territorio assume perciò un ruolo chiave e strategico per la ripresa economica di tali realtà, attraverso la messa in pratica di azioni che mirano alla loro valorizzazione, conservazione e promozione.

L'economia circolare è un modello di business che ha come obiettivo quello di mettere in atto un sistema basato su un circolo virtuoso ed efficiente per la produzione di beni e servizi limitando lo spreco delle risorse naturali attraverso l'abbattimento dei costi ambientali quali l'esaurimento di materie prime, lo spreco di acqua e l'utilizzo di fonti energetiche fossili.

Già a partire dal 1965, Wolman propone il concetto di metabolismo urbano (ovvero quel modello in cui ogni attore del sistema economico adotta un comportamento eco-compatibile), come una modellizzazione e valutazione degli effetti ambientali della città-attività: "I requisiti metabolici di una città possono essere definiti come tutti i materiali e beni necessari per sostenere gli abitanti, il lavoro e le istituzioni" [3].

Alla base del concetto teorizzato si sostanziano quattro principali concetti, ovvero:

- La gestione e raccolta di rifiuti solidi, impianti di separazione, trasporto e infrastrutture,
- La gestione energetica, rete di calore, condotte per vettori energetici liquidi o gassosi;
- La fornitura di cibo e sostanze nutritive,
- Il trasporto ecosostenibile (strade, biciclette, infrastrutture pedonale, incentivo all'utilizzo del trasporto pubblico).

La presenza di attività di diversa natura merceologica nell'ecosistema generale di riferimento, permette che possano essere realizzati modelli di SI con l'obiettivo di riqualificazione e di valorizzazione del territorio, grazie alla nascita di connessioni e di scambi attraverso l'attivazione di nuove sinergie tra imprese e il consolidamento delle relazioni già esistenti.

I vari progetti di SI realizzati in Italia da ENEA, attraverso un approccio di tipo collaborativo e la realizzazione di percorsi operativi per le imprese, hanno concretizzato azioni per la sostenibilità ambientale, incentivando la competitività delle aree industriali grazie alle interazioni economiche tra diversi settori produttivi, la ricerca industriale ed il territorio [4].

La realizzazione e la messa in pratica di un modello simile permetterebbe la concreta transizione da modelli economici basati su sistemi produttivi lineari a modelli di economia circolare, creando valore aggiunto per il territorio attraverso lo sviluppo e l'intensificazione di nuove idee di business.

La partecipazione ed il coinvolgimento dei principali stakeholder, ha un ruolo fondamentale come leva di sviluppo ed implementazione della simbiosi in questo contesto economico e territoriale, attraverso la cooperazione tra imprese, cittadini ed autorità locali.

I modelli di simbiosi applicati ai piccoli centri urbani creerebbero dei network interamente focalizzati sulla massima realizzazione della sostenibilità del territorio, grazie alla realizzazione dei benefici di natura economica, sociale ed ambientale. Infatti, attraverso una gestione accorta delle risorse naturali, che deriva dall'implementazione di modelli di simbiosi, vi è una maggiore garanzia di tutela e conservazione del territorio naturale. Da ciò ne derivano conseguentemente una serie di benefici che hanno delle ricadute sociali positive per il territorio d'interesse.

Con l'attuazione della SI, ed in particolare nei centri cittadini di piccole dimensioni, il passaggio all'economia circolare ha la capacità di generare nuovi posti di lavoro, in particolare grazie alla diffusione di nuove tecnologie innovative e allo sviluppo turistico del territorio.

Dal punto di vista della sostenibilità economica, i principali benefici che derivano dalla realizzazione dei modelli di simbiosi nei piccoli centri cittadini riguardano non solo l'abbattimento dei costi dovuto al riutilizzo di scarti e/o sottoprodotti, ma soprattutto il ritorno d'immagine che il territorio acquisisce grazie alle buone pratiche messe in atto per la produzione di beni e servizi. Tutto questo, porterebbe ad influenzare positivamente anche il settore turistico locale grazie alla conservazione e prevenzione del territorio e del paesaggio, facendo sì che assuma un ruolo altrettanto rilevante la promozione di attività di turismo sostenibile.

Il coinvolgimento attivo dei principali stakeholder inseriti nei possibili network, attraverso la collaborazione e la condivisione di risorse ed energia consente la transizione economica verso modelli di economia circolare, rendono possibile una maggiore diffusione di tecnologie innovative. Esistono numerosi contributi scientifici che analizzano i benefici derivanti dalla creazione di piccoli network di simbiosi a livello locale e che vengono definite come "isole della sostenibilità" la cui caratteristica principale è data dall'elevato grado di circolazione di materiali all'interno del sistema preso in esame [5,6].

La realizzazione di tali network può avvenire attraverso la costituzione di Reti di Impresa la cui caratteristica principale è data dalla vicinanza territoriale di attività economiche e produttive tra loro eterogenee.

La costituzione di una Rete di imprese delle attività economiche e commerciali nei piccoli centri urbani, può consentire ad un miglioramento generale dell'ecosistema imprenditoriale del centro stesso, dovuta anche alla valorizzazione competitività sul mercato attraverso l'incubazione e l'implementazione di attività innovative sul territorio.

Anche le Aree Produttive Ecologicamente Attrezzate (APEA) possono favorire allo sviluppo della SI nei contesti cittadini di piccole dimensioni, in ragione del fatto che vengono considerate come un'"Isola", un modello virtuoso, ma separato, di attività produttive [7]. Le APEA hanno ampia rilevanza per la pianificazione territoriale secondo un approccio legato alla sostenibilità e rivestono un ruolo strategico per una serie di fattori che favoriscono gli investimenti, come la possibilità di semplificazioni normative ed amministrative e lo sviluppo di politiche industriali principalmente incentrate sull'eco-innovazione e sullo sviluppo della green economy e del green marketing.

L'applicazione dei modelli di simbiosi ai piccoli centri cittadini permette inoltre l'individuazione di strumenti e metodi innovativi, che consentono la riduzione degli impatti ambientali connessi alle attività economiche e produttive. In questo modo verrebbero stimolati gli investimenti, soprattutto nelle tecnologie green, azionando meccanismi di miglioramento continuo delle prestazioni ambientali ed economiche.

La condivisione e la collaborazione che si instaura all'interno del network realizza un modello partecipativo che incentiva lo scambio di esperienze e di know-how, tra gli attori presenti contribuendo allo sviluppo al miglioramento di possibili nuove innovazioni.

Il clima collaborativo che si instaura all'interno della rete grazie al modello simbiotico stimola ed incoraggia lo sviluppo degli scambi interni creando le condizioni favorevoli per incremen-

tare il livello dell'occupazione con il conseguente miglioramento dello status dei lavoratori ma soprattutto della qualità della vita dei cittadini.

Nella tabella 1 sono stati riportati alcuni dei benefici che possono derivare dalla realizzazione ed il funzionamento della SI applicato ai piccoli centri.

Benefici attesi	Riduzione impatti ambientali
	Efficientamento dei consumi
	Sviluppo di eco-innovazioni
	Sviluppo di sistemi di gestione integrati a livello territoriale
	Benefici alla comunità locale di riferimento
	Sviluppo delle infrastrutture e dei trasporti locali
	Riduzione dell'impatto paesaggistico
	Sviluppo di startup innovative
	Opportunità di green marketing

Tab. 1 – Possibili benefici attesi dalla realizzazione di modelli di SI ai piccoli territori e centri cittadini

2.2 Gli obiettivi della Simbiosi Industriale applicata ai piccoli centri cittadini

L'applicazione dei modelli di simbiosi ai piccoli centri, può consentire la realizzazione di molteplici obiettivi e l'individuazione più rapida delle imprese e dei flussi degli scambi attivabili tra di esse, oltre che all'individuazione di eventuali problemi e criticità che possono emergere all'interno del sistema stesso.

Nell'ottica di realizzazione di modelli di economia circolare, la SI permette la riduzione del consumo di materiali e della produzione dei rifiuti favorendo la chiusura dei cicli produttivi, sviluppando inoltre soluzioni di sharing e performance economy.

Il recupero di scarti della produzione e di rifiuti, da riutilizzare come sottoprodotti per le attività produttive, consente un efficientamento della raccolta differenziata per merito del potenziamento delle pratiche di riciclo.

Un ruolo cruciale nella realizzazione della SI nel contesto considerato è svolto dalle azioni di comunicazione ed educazione ambientale e sociale che devono essere avviate al fine di consentire la formazione del personale e dei cittadini, cercando inoltre di influenzare i consumatori di beni e gli utenti di servizi verso pratiche di consumo sostenibili.

I principali obiettivi che derivano dall'implementazione della SI ai piccoli centri sono stati riportati nella seguente tabella 2.

Ambito	Obiettivo
economia circolare	<ul style="list-style-type: none"> - Ridurre il consumo di materia e la produzione di rifiuti - Sviluppo di soluzioni di sharing e performance economy - Implementazione del modello di business "Product as service"
recupero dei rifiuti	<ul style="list-style-type: none"> - Efficientamento raccolta differenziata dei rifiuti e potenziamento del riciclo
tutela della salute, della sicurezza e dell'ambiente, valorizzazione del territorio e del patrimonio culturale	<ul style="list-style-type: none"> - Interventi mirati alla valorizzazione del paesaggio - qualità e potenziamento delle aree verdi - Potenziamento dei parcheggi e della lunga sosta a beneficio dell'utilizzo di mezzi di trasporto sostenibili alternativi (parco elettrico) e pubblici, car sharing e car pooling

Segue

Ambito	Obiettivo
prevenzione e riduzione dell'inquinamento dell'aria, dell'acqua e del terreno	<ul style="list-style-type: none"> - Riduzione ed emissioni CO₂ e polveri sottili (PM10, -PM2,5) - Azioni di educazione ambientale per la riduzione dei consumi idrici - Sviluppo catena di approvvigionamento sostenibile (incentivo al KM0 e filiera corta)
Efficienza ed efficacia energetica	<ul style="list-style-type: none"> - Ridurre l'utilizzo delle fonti non rinnovabili per l'approvvigionamento energetico - Massimizzare l'utilizzo di fonti rinnovabili - Ottimizzare le prestazioni dei sistemi di illuminazione naturale e artificiale negli ambienti interni
miglioramento ambientale, produttivo e competitivo	<ul style="list-style-type: none"> - Comunicazione ed educazione ambientale e sociale - Monitoraggio del consumo - Sviluppo e applicazione indicatori - Formazione del personale e dei cittadini

Tab. 2 – *Gli obiettivi conseguibili dalla realizzazione della Simbiosi Industriale nei piccoli centri cittadini*

3. Conclusioni

La SI è ormai riconosciuto a livello globale come uno degli strumenti più efficaci per consentire la definitiva transizione verso l'attuazione del modello di economia circolare. Dalla sua attuazione derivano numerosi vantaggi ambientali, economici e sociali che permettono di raggiungere gli obiettivi strategici legati alla sostenibilità.

Date le caratteristiche produttive dell'Italia, la SI industriale si presta ad essere un modello economico attuabile, soprattutto nei piccoli centri cittadini, al fine di favorire il rilancio delle attività economiche e produttive che tutt'oggi vivono ancora un periodo di profonda crisi.

I piccoli centri cittadini caratterizzati dalla prossimità geografica della attività economiche che hanno tra di loro natura merceologica diversa, permettono il pieno sviluppo e la completa realizzazione dei modelli di SI.

Al contempo la SI applicata in un contesto del genere facilita lo sviluppo e la conservazione del territorio ed è d'impulso alla nascita delle eco-innovazioni.

Grazie alla nascita di piccoli network possono instaurarsi relazioni di collaborazioni e di cooperazioni tra gli attori coinvolti. Il reciproco scambio di materie, informazioni e know-how tra attività produttive porta al rafforzamento dei rapporti interni ed all'intensificarsi del numero e della portata degli scambi.

Tuttavia, ancora risultano esistere delle barriere alla piena realizzazione di tali modelli, dovuti essenzialmente ai forti gap tecnologici e alle importanti carenze infrastrutturali di cui il nostro paese soffre, comportando rallentamenti nella realizzazione di questi nuovi modelli produttivi.

Bibliografia

- [1] **Chertow M. R.**, 2000, Industrial Symbiosis: Literature and Taxonomy, *Annu. Rev. Energy Environ.* 25:313–37
- [2] **Chertow M.R., Lombardi D. R.**, 2005, Quantifying Economic and Environmental Benefits of Co-Located Firms, *environmental science & technology*
- [3] **Wolman A.**, 1965, The metabolism of cities, *Scientific American*, 213 (3) (1965), pp. 179-190
- [4] **Cutaia L.**, 2016, Le attività di simbiosi industriale di ENEA, *Convegno: LA SIMBIOSI INDUSTRIALE IN ITALIA: L'ESPERIENZA ENEA*, Rise Laboratorio valorizzazione delle risorse nei sistemi produttivi e territoriali
- [5] **Wallner H, Narodoslawsky M.**, 1996. Evolution of regional socio-economic systems toward "islands of sustainability." *J. Environ. Syst.* 24(3):221–40;

[6] **Wallner HP, Narodslawsky M, Moser F.** 1996. Islands of sustainability: a bottom-up approach towards sustainable development. *Environ. Plan.* 28:1763–78

[7] <http://www.regione.lazio.it/rl/a pea/category/articoli/>

L'impronta idrica nel settore agroalimentare: analisi dei danni e impatti del comparto vitivinicolo

Matteo Leanza (1) matteoleanza.leanza@gmail.com, Fabio Copani (1), Emanuela Marino (1), Aldo Carpitano (2), Alessandro Lo Genco (2)

(1) Università di Catania-dipartimento di economia e impresa-Corso Italia 55-95129 Catania, Italia

(2) Nicosia S.p.A. via Luigi Capuana 65-95039 Trecastagni(CT) Italia

Riassunto

L'acqua è una risorsa fondamentale nel processo vitale dell'intero ecosistema. Grazie alle sue proprietà chimico-fisiche trova impiego all'interno di numerosi cicli produttivi. Purtroppo, questa risorsa è limitata, e da questa sua caratteristica di scarsità, ne deriva l'inestimabile valore. Al fine di preservarla e garantirne la quantità necessaria alle generazioni future, l'economia circolare cerca di tracciare delle linee guida, in relazione all'ambito in cui essa trova impiego. Difatti l'economia circolare, definita come la capacità di un sistema di auto rigenerarsi, sfrutta l'andamento ciclico dell'acqua nei suoi vari stadi.

Nel settore agroalimentare l'acqua è risorsa fondamentale e preziosa dall'inizio alla fine del ciclo produttivo. Basti pensare alla coltivazione intensiva o alle acque di risciacquo di macchinari o impianti. Nell'ambito vitivinicolo ogni fase del processo produttivo costituisce un impiego di acqua non indifferente, specialmente durante il lavaggio delle bottiglie prima dell'imbottigliamento.

Affinché si possa prendere consapevolezza del reale valore che ha la risorsa "Acqua", è stato ideato uno strumento che attraverso la valutazione dei consumi idrici nelle varie tipologie, acque blu, acque verdi e acque grigie, fornisce una panoramica su quanto il comparto produttivo incida sul consumo di acqua.

L'analisi dell'impronta idrica di questo caso studio verrà effettuata presso il comparto produttivo dell'azienda "Nicosia S.p.A.", sita a Trecastagni (CT).

Summary

Water is a fundamental resource of the ecosystem. Due to its physicochemical properties it can be employed within several production cycles. However, since it is a scarce resource, it is easily understandable how priceless it is in terms of value. In order to preserve and ensure it for future generations, the circular economy is trying to lay down some guidelines in relation to the areas in which it is used. The circular economy in fact refers to the ability of a system to regenerate by harnessing the cyclical developments of water at its different stages.

In the agrifood sector, water is a priori a precious resource from the beginning of the productive cycle. Just think of intensive farming or rinsing water used by machinery. In the wine sector every step of the production process implies the use of considerable amounts of water, especially during the rinsing of bottles before that we put the wine.

In order to become aware of the real value of the resource "Water", a new tool has been used to assess the consumption of water in different types: blue water, green water and grey water. This

provides an overview of how much production affects water consumption.

The water footprint analysis of this case study will be carried out at the production division of the company "Nicosia S.p.A.", located in Trecastagni (CT).

1. Introduzione

1.1 Definizione degli obiettivi

Quando si pensa ad un'azienda che opera nel settore agroalimentare, parlare di acqua, nello specifico di acque dolci, risulta inevitabile; l'acqua è fonte di vita per tutti gli esseri viventi, e come tale risulta necessario attenzionarne i consumi e ridurne al minimo gli utilizzi superflui, fonti di spreco ed impoverimento del così detto "oro blu". Basti pensare che le acque dolci rappresentano esclusivamente il 2,5% della totalità di acqua nel nostro pianeta [1]. Proprio da queste esigenze e condizioni nel 2002 Arjen Hoekstra e Ashok Chapagain dell'università di Twente, definirono uno strumento economico-ambientale noto come "impronta idrica" (water footprint) che quantifica l'utilizzo diretto e indiretto di acqua dolce di un soggetto consumatore, di una comunità o di un soggetto produttore.

1.2 Strumento utilizzato

L'impronta idrica [2] è un indicatore molto preciso per quanto riguarda il consumo sia diretto che indiretto di acqua da parte di un consumatore o di un produttore, come nel nostro caso. Che si tratti dell'impronta idrica di un singolo, di un'impresa o di una comunità, questa è intesa come la misurazione volumetrica dell'acqua dolce consumata nella sua totalità. Quindi fondamentale è la misurazione in termini di volumi consumati (evaporati o incorporati in un prodotto) e inquinanti per unità di tempo.

La WFA (water footprint assessment) è articolata in tre fasi principali:

- Quantificazione e individuazione dell'impronta idrica nel processo produttivo nel periodo di riferimento;
- Valutazione della sostenibilità ambientale, sociale ed economica dell'impronta idrica;
- Individuazione delle strategie di riduzione dei consumi.

Le componenti idriche che vengono computate sono di tre tipologie:

- L'acqua blu: essa esprime la quantità di acqua dolce che non torna a valle del processo produttivo nello stesso punto in cui è stata prelevata; si riferisce al prelievo di acque superficiali e sotterranee destinate ad utilizzo per scopi domestici, industriali e agricoli;
- L'acqua verde: ovvero il volume di acqua piovana evapo-traspirata per utilizzo agricolo, cioè che non contribuisce al ruscellamento superficiale;
- L'acqua grigia: quella inquinata e quantificata come il volume di acqua necessario per diluire gli inquinanti fino al ritorno della qualità dell'acqua al di sopra degli standard.

Tutte le tre componenti hanno un ruolo importantissimo per quanto riguarda l'analisi del ciclo idrogeologico, ma soprattutto incidono in modo differente. Ad esempio, il consumo di acqua verde ha un impatto minore rispetto all'utilizzo di acqua blu.

L'impronta idrica (water footprint), quindi non misura la gravità dell'impatto a livello locale, bensì fornisce un'indicazione sulla sostenibilità spaziotemporale dell'acqua, consentendo di avere una più ampia prospettiva di come il produttore/consumatore influisca sull'utilizzo di acque dolci.

1.3 Vantaggi

Naturalmente uno studio di water footprint è garanzia di oggettività e credibilità rispetto alla comunicazione sulle prestazioni idriche di un prodotto, valutate a 360° sulla filiera. Oltre a ciò questo strumento ci consente di:

- Formare politiche ambientali più mirate;
- Ottimizzare i processi a maggiore impatto sulla risorsa acqua;
- Incrementare la visibilità dell'impresa a livello internazionale;
- Promuovere una informazione che sia autentica e cristallina nei confronti di tutti gli stakeholders.

2. Relazione

Il comparto agroalimentare, globalmente, è quello in cui viene consumata più acqua [3], in particolare nel settore vitivinicolo, l'utilizzo di acqua risulta fondamentale per i vitigni e l'impianto produttivo; proprio per questo motivo il caso studio verterà sull'analisi dell'impronta idrica dell'impianto produttivo dell'azienda Nicosia S.p.A. sita a Trecastagni (CT).

La cantina di Trecastagni è il luogo dove la tradizione si sposa con la più avanzata tecnologia. In 4.000 mq coperti, su una superficie totale di 27.000 mq, tra l'ampia area di vinificazione, il laboratorio analisi, la moderna linea d'imbottigliamento e la barricaia sotterranea, pulsa il cuore dell'azienda. Le Cantine Nicosia producono pregiati vini autoctoni promuovendo il territorio nel pieno rispetto dell'ambiente e valorizzando le materie prime. In relazione a tale obiettivo l'azienda ha sposato in pieno la causa del biologico e biologico e della sostenibilità, per coniugare tutela ambientale e sicurezza alimentare, con l'obiettivo di portare sulle tavole dei consumatori un vino "ad impatto zero". Negli anni sono stati raggiunti diversi traguardi in termini di certificazioni di livello internazionale in materia ambientale: dalla UNI EN ISO 9001:2015 alla Certificazione ambientale UNI EN ISO 14001:2015, dalla BRC Food & Beverage alla International Food Standard (IFS). Recente è pure il conseguimento di una certificazione "etica" internazionale rilasciata da SEDEX (Supplier Ethical Data Exchange), in forza delle certificazioni ambientali, biologica e vegana. Obiettivo futuro dell'azienda è il conseguimento di ulteriori certificazioni quali Carbon Footprint, Water Footprint, LCA. Cantine Nicosia è un'azienda sostenibile attivamente impegnata nella tutela delle risorse naturali, la gestione ottimale delle risorse idriche è uno dei punti essenziali. I lavori di cantina comportano un elevato consumo di acqua, soprattutto per la pulizia e l'igienizzazione. Al fine di contenere i consumi, è realizzato un sistema che attraverso la raccolta sia dell'acqua piovana sia dell'acqua di scarto dell'osmosi inversa, consente di irrigare i prati aziendali. La qualità delle acque è costantemente monitorata con analisi e controlli. Si dispone inoltre di un depuratore per le acque reflue della cantina per reimmettere nelle falde acqua pulita. L'azienda inoltre abbraccia tre punti cardine su cui si basa il concetto di Sviluppo Sostenibile: economico, ambientale e sociale. In merito al primo aspetto, lo scopo principale è quello di incrementare l'economia locale attraverso fornitori e maestranze locali – scelta motivata anche per ridurre le emissioni di CO₂ in maniera trasversale. Secondo aspetto è la tutela dell'ambiente, ecco perché i terrazzamenti nei vigneti di Monte Gorna oltre che smorzare la forza impattante delle acque - riducendo quindi i possibili rischi idrogeologici - valorizzano e tutelano la vecchia tecnica dei muretti in pietra lavica costruiti a secco. Per quanto riguarda l'aspetto sociale, quest'ultimo è integrato e conseguente ai primi due aspetti.

L'azienda presenta un impianto produttivo di 4000 mq coperti, su una superficie di 27000 mq, che comprendono l'area di vinificazione, il laboratorio analisi, la linea di imbottigliamento e la barricaia sotterranea; è facilmente intuibile che su un'area così vasta le fonti di consumo idrico abbiamo un peso rilevante, e negli anni Nicosia S.p.A. ha sostenuto importanti investimenti come il sistema di raccolta di acqua piovana che consente di irrigare i prati aziendali, nonché l'adozione di un depuratore per le acque reflue della cantina che consente di reimmettere nelle falde acqua pulita.

In ultimo i vitigni che si trovano sul versante Etneo devono seguire il disciplinare DOC che consente solo un'irrigazione di soccorso, comportando una salubrità naturale delle viti stesse ed inoltre consente all'azienda di risparmiare notevoli quantità di acqua.

Di conseguenza obiettivo dell'azienda, grazie a quest'analisi, è quello di prendere consapevolezza per una gestione ancora più ottimale delle risorse idriche, prendendo atto di possibili fonti di sprechi di acqua e valutare investimenti volti alla riduzione degli stessi.

2.1 Individuazione dell'impronta idrica

Affinché possano essere perseguite le finalità dello studio, ovvero ottenere l'impronta idrica dell'azienda Nicosia S.p.A. è stato necessario individuare le fonti che comportano consumi idrici, senza tralasciare nemmeno le meno cospicue.

All'interno dello stabile dell'azienda vitivinicola è presente anche un ristorante, che chiaramente comporta un incremento di consumo di acqua; tuttavia il nostro interesse verte sulla filiera produttiva del prodotto vino in sé, di conseguenza non verranno presi in considerazione consumi relativi al consumo idrico del reparto di ristorazione.

La prima voce per importanza di consumi è quella dell'impianto di microfiltrazione, che comporta un consumo giornaliero di circa 2.200,00 litri. La microfiltrazione è un processo in cui le acque reflue vengono purificate da eccessive contaminazioni e separate da eventuali parti solide, attraverso il passaggio del liquido da una membrana microporosa con pori che vanno da 0,1 a 10 micron, così facendo le acque possono essere reimmesse nell'ambiente.

La seconda voce per importanza di consumo idrico è data dall'impianto di riempimento delle bottiglie; la riempitrice automatica è un macchinario industriale di dimensioni notevoli che garantisce una linea continua di imbottigliamento, a velocità regolabile in relazione al volume di produzione che si intende ottenere in un certo periodo dell'anno. Mediamente per il funzionamento di questo impianto il consumo è di 1.500,00 litri di acqua al giorno. Successivamente con un consumo di circa 800 litri al giorno vi sono i boiler, che garantiscono la presenza di acqua calda sanitaria, necessaria in vari punti dell'impianto.

Chiaramente non è sufficiente tenere a regime solamente i macchinari, ma è necessario che tutto l'impianto produttivo sia igienizzato, affinché non si abbia un vino contaminato o di qualità intaccata; proprio per questo il consumo idrico per lo stabilimento, i wc, le attrezzature e i serbatoi non è indifferente, per l'esattezza vengono impiegati circa 600,00 litri giornalmente. Come abbiamo detto prima, l'azienda si mostra sensibile nei confronti dell'ambiente e cerca di ridurre al minimo ogni fonte di consumo superflua; uno dei risultati di quest'attenzione alle risorse idriche è l'implementazione all'interno del comparto produttivo del filtro tangenziale, uno dei procedimenti più innovativi nel campo della filtrazione, che raggiunge risultati eccezionali nella separazione liquido- solido. Il principio su cui si basa è quello di far scorrere il liquido parallelamente al mezzo filtrante, non più perpendicolarmente, così da evitare intasamenti consentendo di ottenere soglie di ritenzioni molto più basse. Ciò avviene grazie all'elevata velocità del flusso, che superata una certa soglia, forma delle turbolenze nel liquido stesso che impediscono il deposito di particelle in sospensione, migliorando l'esito della filtrazione. L'operazione di filtrazione, in linea generale, consiste nel separare due fasi sotto l'azione di un gradiente di pressione che ne impone il passaggio attraverso un mezzo poroso. Una di queste due fasi, il liquido o il gas da filtrare, attraversa il mezzo poroso mentre l'altra fase, costituita dalle particelle solide, viene trattenuta con efficacia variabile in funzione di diversi parametri. Durante il passaggio il liquido si chiarifica.

L'obiettivo di tale macchinario è quello di raggiungere in un solo passaggio del liquido dal filtro l'"illimpidimento" perfetto, e la stabilizzazione microbiologica dello stesso, nonché l'eventuale eliminazione di enzimi ossidanti.

Il vantaggio dell'utilizzo di tale tecnologia deriverebbe dall'eliminazione di diversi tipi di filtrazione successiva come la centrifuga e la pastorizzazione eventuale. Tutto ciò comporta una minor manipolazione del prodotto stesso, nonché risparmi energetici.

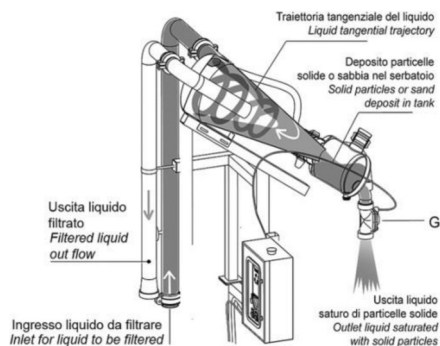


Fig. 1 – Filtro tangenziale

Le attività che abbiamo appena descritto fanno riferimento ai consumi giornalieri. Di seguito abbiamo sintetizzato i consumi e abbiamo individuato una distribuzione mediante un diagramma a torta:

ATTIVITÀ GIORNALIERE	Consumi idrici in Litri per giorno
Consumi impianto microfiltrazione	2 200,00
Consumi macchina riempitrice	1 500,00
Consumi per boiler acqua	8 00,00
Consumi per filtro tangenziale	600,00
Consumi per serbatoi e attrezzature	500,00
Consumi per il lavaggio dello stabilimento	100,00
TOTALE	5700,00

Tab. 1 – Consumi idrici giornalieri



Fig. 2 – Consumi idrici giornalieri

Nell'attività produttiva però va precisato che alcune fasi vengono ripetute per eccesso due volte a settimana; l'impianto di microfiltrazione e il filtro tangenziale, che comportano rispettivamente i seguenti consumi:

ATTIVITÀ SETTIMANALI (per eccesso due volte)	Consumi idrici in Litri per giorno
Consumi impianto microfiltrazione	3.300,00
Consumi filtro tangenziale	2.700,00
TOTALE	12.000

Tab. 2 – Consumi idrici per eccesso

L'ultima fase in cui viene impiegata l'acqua è quella della vinificazione, tale periodo dura circa sessanta giorni per anno, e comporta un consumo idrico pari a 4.500,00 litri giornalieri, necessari fondamentalmente per il lavaggio delle vasche di vinificazione e per le acque che attiveranno i lieviti.

ATTIVITÀ DI VINIFICAZIONE (60 giorni all'anno)	Consumi idrici in litri per giorno
Tutte le attività	4.500,00

Tab. 3 – Consumi vinificazione

In sintesi, vogliamo sintetizzare i consumi idrici dell'impianto produttivo di Nicosia S.p.A. per un periodo annuale.

ATTIVITÀ GIORNALIERE	1.482.000,00 Litri l'anno
ATTIVITÀ SETTIMANALI	624.000,00 Litri l'anno
ATTIVITÀ DI VINIFICAZIONE	270.000,00 Litri l'anno
TOTALE	2.376.000,00

Tab. 4 – Totale consumi idrici

2.2 Valutazione della sostenibilità ambientale, economica e sociale

La definizione più diffusa di sviluppo sostenibile è quella fornita nel 1987 dalla Commissione Indipendente sull'Ambiente e lo Sviluppo (World Commission on Environment and Development) secondo la quale: "L'umanità ha la possibilità di rendere sostenibile lo sviluppo, cioè di far sì che esso soddisfi i bisogni dell'attuale generazione senza compromettere la capacità delle generazioni future di rispondere ai loro". In quest'ottica la sostenibilità richiama la necessità di coniugare le tre dimensioni fondamentali per lo sviluppo: Ambiente, Economia e Società.

Per sostenibilità ambientale si intende la capacità di preservare nel tempo le tre funzioni dell'ambiente: la funzione di fornitore di risorse, funzione di ricettore di rifiuti e la funzione di fonte diretta di utilità. La sostenibilità economica può essere definita come la capacità di un sistema economico di generare una crescita duratura degli indicatori economici. In particolare, la capacità di generare reddito e lavoro per il sostentamento delle popolazioni. La sostenibilità sociale, infine, può essere definita come la capacità di garantire condizioni di benessere umano (sicurezza, salute, istruzione) equamente distribuite per classi e per genere.

L'opportunità di poter misurare i consumi idrici e di valutarne gli impatti è di fondamentale importanza per capire i rischi in cui si può incorrere se si trascura la gestione delle risorse idriche, soprattutto a livello industriale. Il calcolo dell'impronta idrica di un'impresa può essere utilizzato per i seguenti scopi:

- identificare gli impatti dell'impresa, in relazione all'utilizzo della risorsa acqua, sull'ambiente naturale e sociale;
- creare trasparenza nei confronti degli stakeholders, dei clienti, dei consumatori e dei governi;
- confrontare l'utilizzo d'acqua in unità di processo comparabili tra loro (ad esempio attraverso il confronto con i benchmark del mercato di riferimento);
- identificare le possibilità di interventi migliorativi del sistema produttivo per conseguire un risparmio idrico che si traduce in risparmio economico e ambientale;
- sostenere lo sviluppo di una politica che sia in grado di ridurre i rischi in riferimento al problema della scarsità dell'acqua dolce.

In sostanza, l'obiettivo primario del calcolo del water footprint delle aziende è quello di costituire una base informativa per accrescere l'utilizzo efficiente dell'acqua dolce, ridurre gli impatti sociali ed ambientali ad esso associati e per assicurare una maggiore disponibilità sul lungo termine della risorsa. Dal punto di vista del consumatore invece, dove possibile, risulta interessante andare a vedere quanta acqua un dato prodotto utilizza nelle varie fasi di produzione dello stesso e utilizzare queste informazioni per compiere scelte di acquisto più consapevoli e più responsabili nei confronti dell'ambiente.

Nel contesto produttivo attuale, la consapevolezza dei produttori e dei consumatori, sull'importanza delle tematiche idriche e, in generale, ambientali nelle dinamiche competitive e la tracciabilità della catena dei processi, stanno guadagnando interesse. Risulta evidente come l'impegno ambientale di un'impresa sia entrato direttamente nella cosiddetta catena del valore prospettando così l'utilizzo di nuove leve competitive coerenti con uno sviluppo sostenibile per la collettività. Le aziende all'avanguardia sanno che investire sulla sostenibilità, monitorando costantemente i propri impatti e contributi, si traduce non soltanto in un miglior controllo e in una riduzione dei costi ma anche in una fonte di vantaggio competitivo. Tali sforzi, rappresentano, infatti, un presupposto per migliorare l'attrattività dell'impresa nei confronti dei suoi stakeholders e possono costituire un importante tassello del suo vantaggio competitivo.

Negli ultimi anni si è rilevata una maggiore attenzione verso aziende socialmente responsabili da parte dei consumatori. I consumatori di oggi, infatti, sono molto più informati e attenti ai loro consumi; non solo vogliono acquistare prodotti sicuri ma anche sapere che sono stati fabbricati secondo criteri socialmente responsabili. Un comportamento socialmente responsabile contribuisce, infatti, non solo a creare reputazione ma anche a sostenere l'immagine di un'azienda, con notevole impatto in termini di profitto. La responsabilità sociale d'impresa va interpretata come un fattore chiave per la competitività dell'impresa, per accrescere il proprio vantaggio competitivo rispetto ai concorrenti.

3. Conclusioni

L'analisi dei consumi idrici dell'azienda Nicosia S.p.A. ha condotto ad alcune conclusioni chiare che dimostrano l'elevata proattività dell'azienda. Sono in atto, al momento, già numerose strategie che operano in vista di un risparmio del consumo di acqua, basti pensare al sistema che l'impresa ha realizzato per raccogliere l'acqua piovana e quella di scarto al fine di riutilizzarla per l'irrigazione dei prati aziendali; o ancora basti pensare al depuratore delle acque reflue che l'azienda ha messo in atto al fine di reimmetterle nelle falde acquifere come sostanze depurate. Ancora, l'adesione al disciplinare non permette all'azienda di utilizzare acqua per i vigneti situati nei possedimenti etnei tranne che per l'irrigazione di soccorso; ciò dimostra una elevata attenzione nei confronti del risparmio delle risorse idriche, che ha permesso, e sta permettendo all'azienda di assumere un ruolo di notevole importanza, non ad un livello puramente economico, ma con risvolti positivi nella sfera ambientale e sociale,

acquisendo una vasta visibilità e numerose credenziali. Il centro di ricerca per la sostenibilità in agricoltura, nell'ambito del progetto Viticoltura Sostenibile, ha realizzato un modello di calcolo applicabile vitivinicole che permette di stimare in percentuale i consumi idrici, identificandone le aree critiche. In un'azienda che produce mediamente 3 milioni di bottiglie, il maggior consumo deriva dall'affinamento in legno, che in genere rappresenta il 10% del volume di produzione totale. La restante parte dei consumi è riferibile al lavaggio delle vasche e delle bottiglie. Dalle stime dell'“Opera” (centro di ricerca per la sostenibilità in agricoltura) risulta che, per produrre un litro di vino siano necessarie 1,9 litri di acqua [4].

In conclusione, avendo attenzionato i consumi idrici attinenti ad una unità temporale definita (un anno), siamo in grado di affermare che la proattività dell'azienda non lascia spazio a suggerimenti o strategie ulteriori a quelle già portate avanti dall'impresa stessa.

Bibliografia

- [1] **Oki, T., Kanae, S., Musiake, K.**, 2003. Global hydrological cycle and world water resources. *Membrane* 28, 206-214;
- [2] ISO 14046, Environmental management: Water footprint-Principles, Requirements and Guidelines;
- [3] **Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K.**, 2007. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management* 21, 35-48;
- [4] Sostenibilità in cantina: la gestione dell'acqua; **Elisa Novelli, Lucrezia Lamastra**, Università Cattolica del sacro cuore di Piacenza; **Gianni Trioli**, Vinidea S.r.l.; www.informatoreagrario.it/ita/Fiere;

La BS 8001, come punto di riferimento nel dibattito sulla economia circolare

Barbara Monzani barbara-maria.monzani@it.bureauveritas.com,

Monica Riva

Bureau Veritas Italia SpA, Milano

Riassunto

La BS8001 è una recente norma pubblicata dal British Standar Institute per l'implementazione dei principi dell'economia circolare nelle organizzazioni. Attraverso la definizione di sei principi chiave dell'economia circolare propone alle organizzazioni, di ogni genere e dimensione, uno strumento di auto-valutazione e di indirizzo nella transizione da un modello di business tipico dell'economia lineare a uno che mette in atto strategie e azioni per giungere al compimento della transizione verso l'economia circolare.

La presenza di una norma riconosciuta offre alle organizzazioni la possibilità di confrontarsi, durante tutto il percorso di transizione da modello di economia lineare a circolare, con un organismo indipendente, un soggetto terzo che, tramite servizi di gap analysis, formazione e assessment, può guidare l'organizzazione stessa verso il raggiungimento dei propri obiettivi di circolarità.

Summary

The BS8001 is the new standard of British Standar Institute for implementing the principles of the circular economy in organizations. By defining six key principles of the circular economy, it proposes to organizations, of all kinds and dimensions, a tool for self-evaluation and guidance in the transition from a typical business model of linear economy to one that implements strategies and actions to achieve the transition to the circular economy.

The presence of a recognized standard offers organizations the opportunity to confront, throughout the transition from a linear economy model to a circular, with an independent body, a third party that, through gap analysis services, training and assessment can guide the organization towards the achievement of their circularity objectives.

1. Introduzione

C'è un nuovo punto di riferimento oggi per le organizzazioni che vogliono cambiare il proprio modello economico e produttivo, passando da un'economia lineare a una circolare: è la norma British Standard BS8001: 2017.

British Standard ha pubblicato nel maggio 2017 la prima norma ufficiale, riconosciuta a livello internazionale, per l'economia circolare.

Da sempre British Standard è stato precursore a norme universalmente riconosciute quali le ISO e questo primo strumento fornito alle organizzazioni, di ogni tipo e dimensione, per guidare la transizione da economia lineare a circolare, ha tutte le caratteristiche per diventare una norma pioniera per la messa a punto di uno standard legato al livello di "circolarità" di un'organizzazione.

La BS8001 definisce infatti le motivazioni, in termini di benefici presenti e futuri, per il passaggio da un'economia e un tipo di business lineare a una circolare e stabilisce inoltre le linee

guida per concretizzare, nelle organizzazioni, i principi dell'economia circolare e, attraverso l'innovazione e la collaborazione, creare valore nei processi, nei prodotti e nei servizi.

2. L'economia circolare e la BS8001: una sfida e una guida per le organizzazioni

2.1 I principi dell'economia circolare proposti dalla BS8001

La norma individua e descrive i sei principi dell'economia circolare

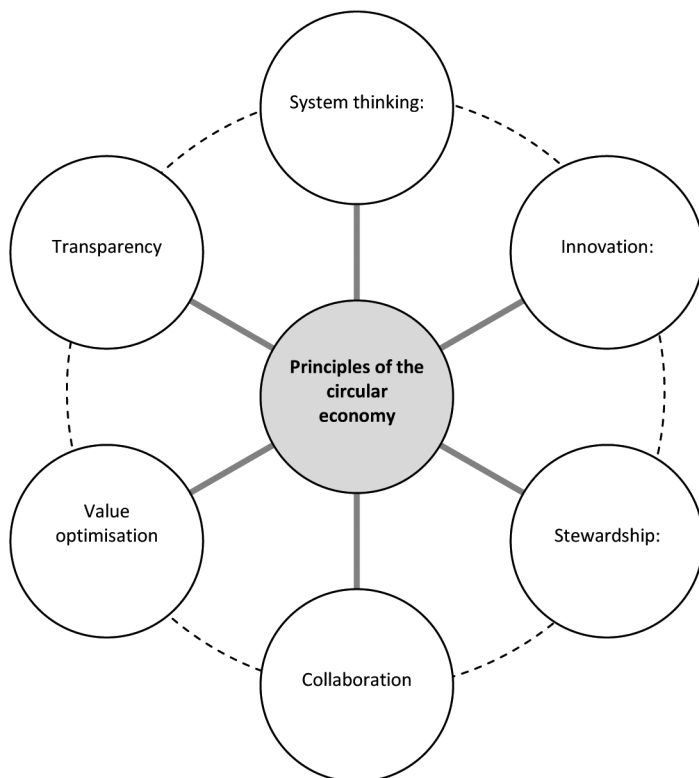


Fig. 1 – I sei principi dell'economia circolare secondo la BS8001

I principi alla base della circular economy definiti dallo standard sono:

- System thinking (pensiero sistemico): guardare gli impatti del proprio business da un punto di vista sistemico;
- Innovation (innovazione): rivalutare la gestione delle risorse come una leva per creare valore;
- Stewardship (amministrazione): avere la responsabilità per gli impatti che si riproducono a catena derivanti dalle decisioni e azioni prese;
- Collaboration (collaborazione): cooperare con altri soggetti al fine di ottenere vantaggi a livello di sistema;
- Value optimization (ottimizzazione del valore): mantenere i materiali alla massima loro utilità e funzione;
- Transparency (trasparenza): essere trasparenti riguardo ai pro e ai contro del modello circolare.

Questi sei principi rappresentano la guida per le organizzazioni nella la transizione da un modo di operare tipico dell'economia lineare ad uno invece circolare.

Una serie di domande, proposte dalla norma ma non vincolanti e che l'organizzazione può adattare e calibrare in relazione alle proprie caratteristiche salienti (tipo di attività, contesto di riferimento, dimensioni, fattori interni ed esterni, tipo di servizio/prodotto, etc), relazionate ad ognuno dei sei principi dell'economia circolare, guida l'organizzazione nell'implementazione dei principi stessi per il raggiungimento di un modo di operare e di fare business che sia via via sempre più impostato e coerente con i principi stessi dell'economia circolare.

2.2 Una struttura flessibile

La BS8001 fornisce alle organizzazioni l'indicazione di una struttura flessibile ("Flexible network") da utilizzare per determinare in che modo e in quale misura esse intendano attuare i principi dell'economia circolare e guidare la transizione verso una modalità di operare più circolare e sostenibile.

Strutturata in otto fasi, la Flexible network pone altrettante domande strategiche all'organizzazione in modo da poterle indicare le fasi e le azioni più appropriate da mettere in atto al fine di promuovere la circolarità, dalle quali iniziare il percorso di conversione.

Le prime tre fasi sono quelle di Inquadramento ("Framing" - Fase 1), Scoping (Fase 2) e Generazione di idee (Fase 3). Nella successiva Fase 4 di Fattibilità, le organizzazioni andranno a valutare la praticabilità/fattibilità delle loro idee/azioni identificate nella Fase 3. Le fasi successive riguardano lo sviluppo di un Business Case (Fase 5), una fase Pilota ("Piloting and prototyping" - Fase 6), una di Implementazione ("Delivery and implementation - Fase 7) e, infine, una fase di Monitoraggio, revisione e reporting ("Monitor, review and report" - Fase 8).

L'organizzazione, tramite le citate domande strategiche, si posiziona in una delle otto fasi e da lì prosegue il proprio percorso verso un modo di operare più circolare e sostenibile.

2.3 Self-assessment, confronto e miglioramento continuo

Parallelamente, la BS8001 fornisce anche un metodo di self-assessment e, volendone ampliare il campo di applicazione, di confronto con altre organizzazioni.

L'efficacia delle azioni identificate e l'avanzamento nel percorso intrapreso di conversione verso un modo di operare più sostenibile e circolare deve infatti poter essere misurato e monitorato, al fine di permettere all'organizzazione di apprezzare i risultati raggiunti ed eventualmente provvedere ad impostare adeguate azioni correttive nel caso la realtà dei fatti si discosti significativamente da quelle che erano le aspettative e le previsioni iniziali.

La norma prevede la possibilità, per ogni organizzazione, di individuare il proprio "livello di maturità" nella conversione all'economia circolare. Tale analisi può essere svolta considerando l'organizzazione nel suo complesso o, in maniera forse più appropriata e calzante, considerando separatamente i dipartimenti e le diverse parti costituenti l'organizzazione stessa (divisioni, categorie di prodotto o di servizi, ...).

I livelli di maturità sono stati individuati sono cinque:

- "unformed": livello caratterizzato da organizzazioni che si affacciano all'economia circolare, che quindi hanno in essere azioni limitate e ad hoc (ad esempio il rispetto della legislazione vigente in termini di rifiuti),
- "basic": qui si identificano le organizzazioni che hanno iniziato il loro percorso di conversione verso il modello circolare, hanno compiuto o stanno compiendo azioni previste per le Fasi 1 e 2 (si veda paragrafo precedente) e stanno attivamente esplorando le opportunità emergenti per lo sviluppo verso l'economia circolare;
- "improving": in questo livello si trovano le organizzazioni che sono caratterizzate da modi di lavorare che si allinano con i livelli dell'economia circolare;

- “engaged”: sono organizzazioni “engaged” quelle che prevedono o hanno messo in atto innovazioni di prodotti, servizi o processi al fine di allineare il valore proposto da essi ai principi dell’economia circolare,
- “optimizing”: a questo livello si identificano le organizzazioni che hanno innovato il modello di business allineandolo pienamente ai principi dell’economia circolare.

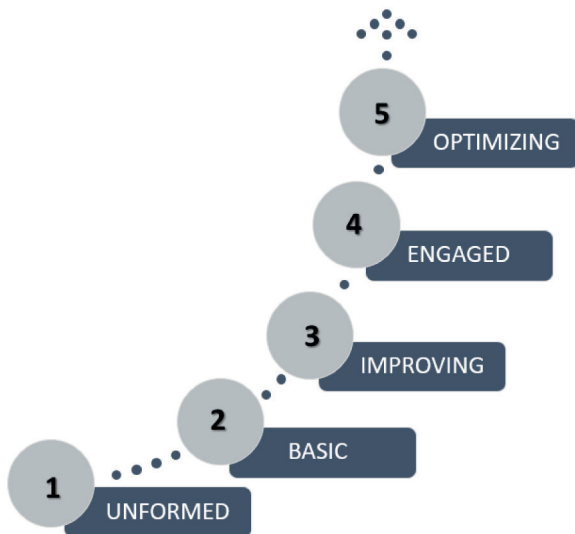


Fig. 2 – Livello di maturità “circolare” dell’organizzazione

Un’organizzazione può quindi effettuare una autovalutazione del proprio livello di maturità grazie ad una serie di domande, esplicitate dalla norma stessa relativamente all’applicazione e all’implementazione di ognuno dei sei principi dell’economia circolare (si veda paragrafo 2.1). La norma è quindi un utile strumento per le organizzazioni per capire a che punto sono e come proseguire nella conversione da economia lineare a circolare, che obiettivi darsi e quali soggetti coinvolgere. Ampio spazio è dato al ruolo dei partner e degli stakeholder, nell’ottica della costruzione di una rete di organizzazioni interoperanti nella quale lo scarto dell’una può diventare input dell’altra e l’ottimizzazione dei flussi, siano essi di materia o di energia, guida le strategie.

2.4 Il ruolo di un organismo di verifica indipendente

La lettura della norma indica quale può essere il ruolo di un organismo di verifica indipendente: fornire all’organizzazione un feedback di parte terza rispetto all’individuazione del proprio livello di maturità rispetto alla best practice suggerita dallo standard; i progressi nel tempo possono essere monitorati da una parte terza attraverso attività di assessment periodiche dell’organizzazione a intervalli prestabiliti, in accordo con le esigenze dell’organizzazione stessa.

Attraverso studi di gap analysis, l’organismo indipendente può fornire una obiettiva fotografia dello stato attuale di implementazione dei principi dell’economia circolare alle organizzazioni che vogliono mettersi in gioco in questo tema emergente e sempre più attuale; a partire dalle informazioni raccolte in tale analisi, l’organizzazione può meglio comprendere dove si posiziona e quali azioni prioritarie intraprendere per aumentare il proprio livello di maturità.

L’Ente di certificazione può intervenire anche svolgendo un’azione di critical review su studi

effettuati da o per l'organizzazione (quali, ad esempio, studi di Life Cycle Assessment), finalizzata a convalidarne i risultati o a mettere in luce eventuali punti di debolezza e possibili spunti di miglioramento.

Importante, infine, può essere l'attività di formazione svolta dall'organismo di certificazione, che può essere rivolta alle parti interessate internamente all'organizzazione (dirigenza, singoli settori, ruoli chiave dell'organigramma aziendale, ...) e anche esternamente ad essa, quali ad esempio gli stakeholder, i fornitori o funzioni chiave della "catena del valore" individuata dall'organizzazione stessa.

L'obiettivo perseguito, attraverso le attività di verifica, controllo, assessment e formazione, è fornire all'organizzazione gli strumenti per raggiungere un livello di maturità definito dalla BS 8001 come "optimizing", dove il business crea valore per l'organizzazione, per gli stakeholder e per l'ambiente e la società, in pieno accordo con i principi dell'economia circolare.

3. Conclusioni

La norma BS8001 è il primo standard al mondo per l'economia circolare. Questo è certamente positivo in quanto promuove l'importanza del tema e contribuisce a una più ampia diffusione del concetto e dei suoi principi di base.

Attraverso la definizione dei sei principi dell'economia circolare e la creazione di una struttura flessibile che permette alle organizzazioni di identificarsi e porsi nel punto giusto del loro percorso di innovazione verso un modello di business rispondente ai principi dell'economia circolare, fornisce una chiara linea guida perché esse possano capire il loro attuale livello di maturità, individuare obiettivi concreti e realizzabili e mettere a punto adeguate azioni (con relativo monitoraggio) per raggiungere il livello più alto di maturità definito, nel quale il nuovo modello di business risponde pienamente ai principi dell'economia circolare, creando valore, ricchezza e minimizzando gli impatti ambientali e sociali.

Le organizzazioni non sono sole lungo questo percorso; l'esistenza di una norma, di uno standard internazionale, permette a organismi indipendenti e terzi di monitorare il percorso delle organizzazioni in questo delicato passaggio, grazie ad attività di assessment, analisi, revisione critica e formazione.

L'obiettivo comune è quello del raggiungimento del più alto livello di maturità possibile, compatibilmente con le caratteristiche intrinseche dell'organizzazione.

Bibliografia

- **Ellen McArthur Foundation** (EMF) Report, "Towards a circular economy-business rational for an accelerated transition", 2015
- **British Standards Institution** (BSI), "Executive briefing: BS 8001-a guide", 2017
- **British Standards Institution** (BSI), "BS8001:2017 - Framework for implementing the principles of the circular economy in organizations – Guide", 2017

La nuova piattaforma di Simbiosi Industriale di ENEA, funzioni ed esempi applicativi

Pier Luigi Porta¹ pierluigi.porta@enea.it, Paola Sposato¹, Patrizia Buttol¹, Cristian Chiavetta¹, Sara Cortesi¹, Valentina Fantin¹, Antonella Luciano¹, Erika Mancuso¹, Silvia Sbaffoni¹, Simona Scalbi¹, Laura Cutaia¹

¹ENEA, Laboratorio RISE, Bologna

Riassunto

La Simbiosi Industriale è una strategia di ottimizzazione dell'uso delle risorse tramite la quale due o più industrie dissimili condividono delle risorse: il sottoprodotto di una diventa risorsa per un'altra. Per favorire la simbiosi, negli anni sono stati sviluppati diversi strumenti operativi che permettessero di far incontrare domanda e offerta di risorse. Fra questi la piattaforma di Simbiosi Industriale sviluppata da ENEA è stata utilizzata con successo in diversi progetti a livello nazionale e internazionale.

Con lo sviluppo tecnologico, la necessità di implementare nuove funzioni e l'aumento del numero di utenti, l'architettura informatica della piattaforma ha mostrato nel tempo alcune problematiche tecniche nell'uso e nella gestione; nell'ambito del progetto "Food Crossing District, simbiosi industriale: nuovi alimenti e prodotti da condividere ed una mappa delle economie circolari in Emilia-Romagna", finanziato dal Programma Regionale POR-FESR 2014-2020 della Regione Emilia-Romagna, la piattaforma è stata analizzata e valutata e, visti i risultati ottenuti, si è manifestata la necessità di sviluppare una nuova versione per favorirne la diffusione e l'utilizzo. Nell'ultimo adattamento, grazie alla nuova interfaccia per l'utente e per il gestore e al nuovo sistema di immissione e gestione dei dati, la piattaforma è diventata uno strumento user friendly che vuole diventare un punto di riferimento per la Simbiosi Industriale a livello nazionale e un esempio a livello Europeo.

In questo lavoro sarà presentata la nuova piattaforma, il suo funzionamento e le opportunità derivanti dall'utilizzo di tale strumento per la implementazione e diffusione di buone pratiche di simbiosi industriale tra le aziende del territorio nazionale.

Summary

Industrial Symbiosis is an optimization strategy in the use of resources that allows two or more different industries to share their resources: the by-product of one can become the resource of another. To boost symbiosis, over the years, different operational instruments that allowed supply and demand to meet have been developed. For example, the Industrial Symbiosis Platform developed by ENEA have been successfully used in different national and international projects. With the technological development, the need of new functions and the increasing number of users, the platform's informatic system showed some technical and operational issues.

As a part of the project "Food Crossing District, Industrial Symbiosis: new, shareable foods and products and a Circular Economies' map an Emilia-Romagna" financed by POR-FESR regional program 2014-2020 of Emilia-Romagna region, the platform has been ana-

lyzed, evaluated and, once investigated, results obtained showed the necessity to develop a new version to foster the use and diffusion of the platform.

The latest version of the platform, thanks to an improved user and manager interface, to a new data entry and manager, is a user-friendly instrument who wants to become a referring tool for industrial symbiosis at a national level and an example at a European level. This article describes the new platform's functions, and shows opportunities deriving from the use of the platform for the implementation and diffusion among industries of good practices concerning industrial symbiosis at a national level.

1. Introduzione

Per simbiosi industriale si intende una strategia di ottimizzazione e valorizzazione dell'uso delle risorse tramite la quale due o più industrie differenti mettono in condivisione delle risorse: il sottoprodotto di una può così diventare la risorsa di un'altra. [2] L'importanza della simbiosi industriale è dimostrata dalle numerose attività e policy che negli ultimi anni si stanno susseguendo a livello italiano ed europeo.

Già con la comunicazione 571 del 2011 della Commissione Europea *"Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse"* la simbiosi industriale è indicata come una delle strategie atte a favorire una produzione più efficiente attraverso un migliore uso delle materie prime e il riutilizzo dei rifiuti e dei sottoprodotti. Nel 2012 nel *"Manifesto for a resource efficient Europe"* dell'European Resource Efficiency Platform (EREP), viene evidenziato come l'UE e gli Stati membri dovrebbero impegnarsi a incentivare l'uso della simbiosi industriale attraverso la promozione di iniziative oltre allo sviluppo e miglioramento delle reti di simbiosi industriale già esistenti. Nel 2013 nasce EUR-ISA, l'European Industrial Symbiosis Association, che ha la funzione di supportare la Commissione nell'attuazione del programma per la creazione di un'Europa efficiente nell'uso delle risorse attraverso l'implementazione della simbiosi industriale. Nel 2014, nella comunicazione 398 *"Verso un'economia circolare: programma per un'Europa a zero rifiuti"* la simbiosi industriale è esplicitamente citata come una delle strategie da adottare per migliorare l'efficienza nell'uso delle risorse e la transizione verso un'economia circolare. Con la comunicazione 614 del 2015 *"L'anello mancante - Piano d'azione dell'Unione europea per l'economia circolare"*, la Commissione propone di chiarire le norme relative ai sottoprodotti per agevolare la simbiosi industriale e creare pari condizioni concorrenziali nell'Unione Europea. Il 18 aprile 2018 viene infine approvato da parte del Parlamento EU il "Pacchetto sull'economia circolare" che presenta nuove regole per prevenire la produzione di rifiuti. In particolare fa parte del pacchetto la Direttiva (UE) 2018/851 del 30 maggio 2018, in essa la simbiosi industriale è citata come uno strumento per la promozione del riuso e del trasferimento di risorse tra aziende chiedendo agli Stati membri di adottare opportune misure per aiutare a dare una definizione chiara di sottoprodotto favorendo così percorsi di simbiosi industriale.

In Italia processi di simbiosi industriale vengono incoraggiati già dal 2014 nella "Carta per lo sviluppo delle Aree Produttive Ecologicamente Attrezzate in Italia" elaborata dalla Rete Cartesio, nel documento viene promosso il miglioramento ambientale nelle aree produttive, incentivando, tra le altre, soluzioni di simbiosi industriale, gestione ambientale e riuso e risparmio delle risorse. Con la Legge 221 del 28 dicembre 2015, *"Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali"*, vengono introdotte una serie di importanti novità in materia ambientale per favorire un uso efficiente delle risorse e sviluppare un'economia circolare che promuova ambiente e occupazione. Nel documento di inquadramento e di posizionamento strategico *"Verso un modello di economia circolare per l'Italia"* del novembre 2017 la simbiosi è definita come strumento di eco-innovazione di sistema per l'uso efficiente delle risorse ed è richiesta la

creazione di reti di condivisione di risorse anche grazie ad opportune piattaforme di incontro domanda/offerta. [3]

In Italia con il progetto Ecoinnovazione Sicilia si è avuta l'opportunità di sviluppare uno strumento che potesse mettere in relazione input e output delle aziende coinvolte, la Piattaforma di Simbiosi Industriale.

La piattaforma è uno strumento orientato alle imprese e agli altri operatori presenti sul territorio nazionale, avente lo scopo di far incontrare la domanda e offerta di risorse, intese come materiali, sottoprodotti energetici, acqua, servizi e competenze. L'obiettivo è quindi quello di individuare e mettere in relazione, secondo i principi della simbiosi industriale, le imprese e gli operatori presenti sul territorio al fine di avviare percorsi di trasferimento e valorizzazione delle risorse in entrata ed uscita dalle singole aziende. [1]

Dopo una prima fase di sviluppo tecnologico si è evidenziata la necessità di implementare la prima versione della piattaforma con nuove funzioni capaci di gestire un numero di dati, relazioni ed utenti di maggiore consistenza e complessità, nonché di rendere lo strumento più accessibile dal punto di vista della "user experience" per favorirne una effettiva diffusione e utilizzo.

L'attuale versione della piattaforma è stata realizzata nell'ambito del progetto "Food Crossing District, simbiosi industriale: nuovi alimenti e prodotti da condividere ed una mappa delle economie circolari in Emilia-Romagna", finanziato dal Programma Regionale POR-FESR 2014-2020 della Regione Emilia-Romagna. Scopo del progetto è stato quello di individuare soluzioni tecnologiche e di sistema per l'implementazione di percorsi di simbiosi tra imprese regionali. In particolare, da un lato sono stati individuati nuovi prodotti funzionali derivanti dalla valorizzazione di sottoprodotti dell'industria agroalimentare e conserviera attraverso tecnologie a basso impatto ambientale, dall'altro si è mirato ad azioni di implementazione e diffusione della simbiosi industriale, tra le quali lo sviluppo della nuova piattaforma di simbiosi industriale ENEA (<http://www.simbiosiindustriale.it>). [4]

2. La Piattaforma di simbiosi industriale

La nuova piattaforma di Simbiosi Industriale (Figura 1) è uno strumento web-based sviluppato in Linux che ha l'obiettivo di fare incontrare domanda e offerta di risorse, si basa su:

- una struttura esperta, sia da un punto di vista informatico che professionale, che individua possibili soluzioni di simbiosi industriale;
- una struttura informativa complessa, anche georeferenziata, che serve a descrivere il territorio, le sue strutture e gli interlocutori;
- una rete che mette in comunicazione interlocutori diversi.

Lo scopo della piattaforma è trovare sinergie tra imprese e/o altri interlocutori presenti sul territorio, al fine di condividere risorse in maniera tale che gli scarti di uno possano diventare materia prima per un altro.

2.1 Utenti e funzioni

L'efficacia della piattaforma è data certamente dal numero di utenti che, registrandosi, andranno a popolare la rete ed il Database (DB) delle risorse. Esistono due tipologie di utenza:

1) Utente non registrato: può vedere il network, le sezioni informative principali del sito ma non accede al DB e alle sue funzioni.

2) Utente registrato: accede al DB delle aziende e delle risorse e può caricare le proprie risorse in input ed output, verificando la domanda/offerta da parte degli utenti del network. L'utente registrato ha a disposizione una pagina profilo personale in cui gestire i dati immessi (anagrafica, risorse, sinergie individuate, richieste ecc..).



Fig. 1 – Home page della piattaforma di simbiosi industriale

Il gestore della piattaforma è costituito da esperti ENEA sul tema della simbiosi industriale. L'utente gestore accede a tutte le informazioni ed è l'unico a poter agire sull'intero database, sviluppare ed inserire processi e tecnologie capaci di mettere in relazione le risorse di diverse aziende (archi origine-destinazione).

Grazie ad un sistema di notifiche automatiche e semi-automatiche tra gestore ed utente, il gestore visualizza tutte le risorse caricate “*ex novo*” e procede alla loro convalida / richiesta di chiarimenti e/o integrazioni, prima di renderle accessibili da parte del network. Ogni dato sulle risorse inserito dall'utente ha validità annuale, al termine del quale l'utente riceve una notifica di aggiornamento/convalida/eliminazione. Tale sistema di controllo e notifiche incrociate è garanzia dell'attendibilità dei dati presenti nel database. Compito del gestore, infine, è quello di mettere in relazione gli utenti: ogni qualvolta un'azienda richiede di poter attivare e/o indagare ulteriormente le potenzialità derivanti da una sinergia individuata all'interno della piattaforma, invia al gestore una richiesta tramite la funzione “richiedi sinergia”. Sarà il gestore a mettere in relazione le aziende garantendo così da un lato una maggiore privacy, dall'altro eventuale supporto scientifico (tecnico-operativo).

2.2 Struttura del database

Elementi informativi alla base del funzionamento della piattaforma sono:

- Anagrafica delle aziende registrate (nome, sede, codici Ateco, contatti, ecc.);
- Dati output/input di ogni singola azienda (tipologia di risorsa, quantità, disponibilità ecc.);
- Archi origine/destinazione (sinergie) che mettono in relazione un output di una azienda con uno o più input di altre e viceversa.

Come già detto, i primi due sono informazioni direttamente immesse dagli utenti registrati, gli ultimi vengono elaborati dal gestore (ENEA). I dati sono di diversa natura a seconda del livello di privacy (pubblici o no all'interno del network) / tipologia (obbligatorie e non) / funzione. Il software realizzato si poggia su una base di dati di tipo relazionale, implementata su DBMS MySQL. Il database è costituito da 24 tabelle, suddivise tra tabelle usate dall'applicazione per gestire il proprio funzionamento e tabelle di contenuto, nelle quali vengono memorizzate le informazioni da elaborare. Attualmente il database contiene dati relativi ad aziende (e relative risorse) coinvolte sia all'interno del progetto Food Crossing District, sia a seguito di altri progetti sulla simbiosi industriale condotti da ENEA.

2.3 Sinergie

La ricerca di simbiosi avviene attraverso connessione diretta tra output di una azienda, con input di una altra o più aziende attraverso un algoritmo di ricerca che connetta risorse analoghe presenti nei due record ma può anche mettere in relazione due risorse non direttamente collegabili ma che possono essere messi in relazione dopo una trasformazione attraverso un processo tecnologico.

La piattaforma possiede uno strumento di analisi di network che restituisce una rappresentazione grafica della rete di relazioni tra utenti per uno specifico prodotto e/o per area geografica; le sinergie individuate sono definite nel grafico grazie alla direzione della sinergia oltre alla tipologia di risorse condivise (per es. organiche, energia, scarti demolizione e costruzione, servizi, ecc.), il punto di generazione, il punto di conferimento e viceversa.

Per la visualizzazione delle reti di simbiosi, è stato usato uno strumento javascript (<http://visjs.org/>) che permette di generare molteplici tipologie di grafico. In particolare per rappresentare le reti di relazioni individuate dalla piattaforma, è stata scelta la visualizzazione di tipo Network (Figura 2).

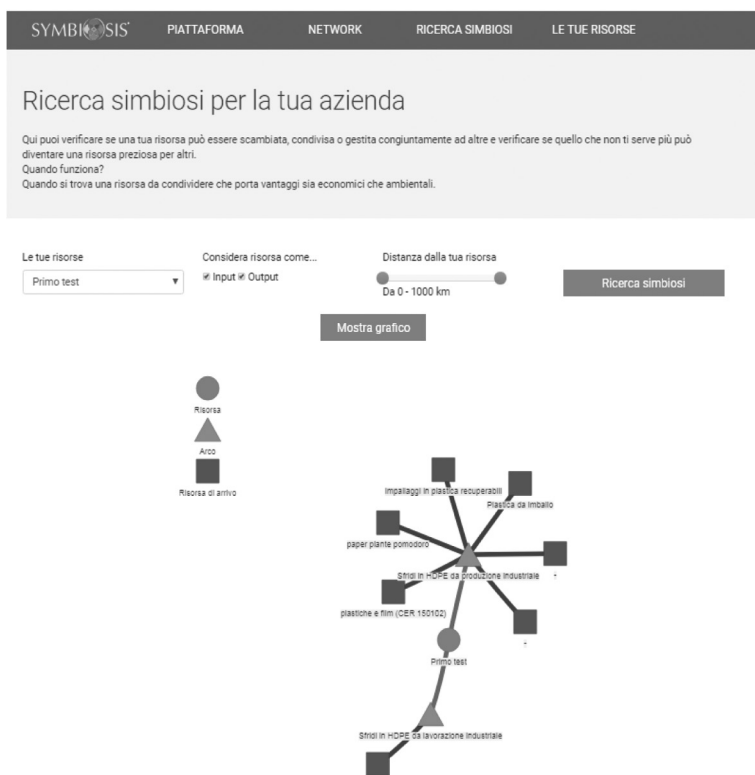


Fig. 2 – Strumento di visualizzazione delle reti di simbiosi

2.4 Georeferenziazione delle aziende

Per la creazione delle sezioni del sistema che prevedono una mappa geografica (Figura 3) è stata utilizzata la cartografia fornita da Open Street Map che permette all'utente di disegnare un poligono sulla mappa e di ottenere in cambio l'elenco delle aziende raccolte nell'area corrispondente.

3. Conclusioni

La nuova piattaforma di Simbiosi Industriale è uno strumento che con le sue nuove e migliorate funzioni, la sua usabilità e semplicità di utilizzo, ha l'obiettivo di coinvolgere un numero sempre più ampio di aziende per riuscire a rendere la Simbiosi Industriale una pratica quotidiana. Lo sviluppo di un network, tuttavia, non è da solo sufficiente a garantire una reale operatività. L'adozione di soluzioni simbiotiche dipende dalle condizioni reali (economiche, ambientali e normative) in cui la simbiosi avviene nonché dalle tecnologie a disposizione. In questa cornice un valore aggiunto è dato dalla presenza di un team di esperti dell'ENEA alla base della piattaforma che attraverso la gestione e aggiornamento del DB delle tecnologie, costituisce l'anello di congiunzione tra la messa in condivisione delle risorse e la loro effettiva valorizzazione attraverso percorsi di simbiosi tecnologicamente ed ambientalmente efficaci.

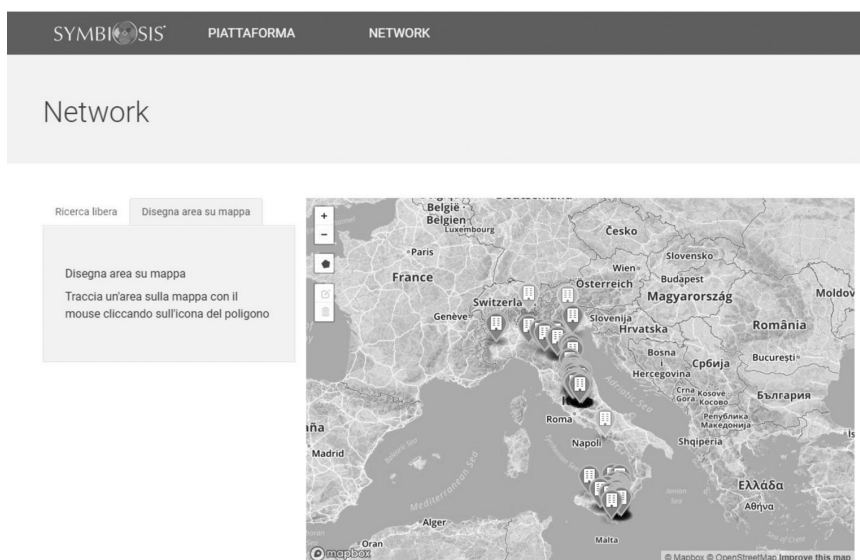


Fig. 3 – Strumento di ricerca delle aziende georeferenziate

Ringraziamenti

Si ringrazia l'azienda 3Juice s.r.l che si è occupata dell'aggiornamento e implementazione del sito (www.3juice.com).

Bibliografia

- [1] Cutaia L., Barberio G., La Monica M., Luciano A., Mancuso E., Sbaffoni S., Scagliarino C.; Economia circolare: la prima Piattaforma Italiana per la Simbiosi Industriale
- [2] Cutaia L., Morabito R., Simbiosi Industriale. Da sconosciuta a protagonista? in Green Life Reorder Magazine N.73 Gennaio 2014
- [3] Cutaia L., Morabito R., Scagliarino C., Barberio G., Mancuso E., Peronaci M., Brunori C., La simbiosi industriale negli indirizzi della Commissione Europea e l'esperienza ENEA in Sicilia, in Energia, Ambiente e Innovazione bimestrale dell'ENEA, anno 59, settembre – ottobre 2013. ENEA 5/2013
- [4] Scalbi S., Ansanelli G., Bendini A., Buttol P., Chiavetta C., Cortesi S., Cutaia L., Elmo G., Fantin V., Mancuso E., Porta P.L., Preka R., Rodriguez-Estrada M.T., Sposato P., Gallina Toschi T., 2017. The FOOD CROSSING DISTRICT Project: Industrial Symbiosis for the agrofood sector in the Emilia-Romagna Region in Italy. In Proceedings of the first SUN (Symbiosis User Network) Conference, 25 Ottobre 2017, Roma, Italia. ISBN 978-88-8286-358-6.

Potenzialità dell'O-LCA nella valutazione d'impatto ambientale di Simbiosi Industriali

*Raffaella Taddeo r.taddeo@unich.it, Michela Rimano, Valentino Tascione,
Alberto Simboli, Andrea Raggi,
Dipartimento di Economia - Università degli Studi "G. d'Annunzio", Chieti-Pescara*

Riassunto

La Simbiosi Industriale (SI) è ampiamente riconosciuta come un approccio collettivo volto a migliorare le prestazioni ambientali ed economiche delle organizzazioni coinvolte attraverso sinergie nell'utilizzo di materiali ed energia. Un tema ancora aperto negli studi legati alla SI è quello della "misurazione" degli effetti di tali sinergie sulle organizzazioni coinvolte e sul territorio. In particolare, dal punto di vista ambientale, alcuni tentativi sono stati fatti adattando approcci "life-cycle based" (e.g. Life Cycle Assessment - LCA), primariamente dedicati a prodotti e processi, alla valutazione di scenari. La recente introduzione di approcci più mirati alle organizzazioni (e.g. Organizational Life Cycle Assessment - O-LCA) rappresenta un'interessante novità in tal senso. L'articolo ripercorre le tappe principali del progresso di questi studi, evidenziando le potenzialità e i limiti dell'impiego della metodologia O-LCA nella prospettiva della valutazione dell'impatto ambientale di SI.

Summary

Industrial Symbiosis (IS) is widely recognized as a collective approach aimed at improving the environmental and economic performances of the companies involved through synergies in the use of materials and energy. A topic still open in IS studies is that of "measuring" the effects of these synergies on the organizations involved and on the territory. In particular, from an environmental point of view, attempts have been made by adapting "life-cycle based" approaches (e.g. Life Cycle Assessment-LCA), primarily dedicated to products and processes, to the assessment of scenarios. The recent introduction of approaches more targeted to organizations (e.g. Organizational Life Cycle Assessment-OLCA) is an interesting option in this regard. This article traces the main stages of the progress of these studies, highlighting the potentials and limitations of using the O-LCA methodology for the environmental impact assessment of IS.

1. Introduzione

Le Simbiosi Industriali (SI) sono riconosciute come approcci dell'Ecologia Industriale in cui gli agenti coinvolti (produttori, consumatori) sono rappresentati come sistemi inseriti in una relazione input/output, tra loro e con l'ambiente naturale [1]. I benefici derivanti dall'adozione di tali approcci possono riguardare tutte le dimensioni della sostenibilità: ridurre l'impatto ambientale delle attività produttive interessate, contribuire alla creazione di nuove attività ed imprese e consentire una maggiore efficienza nell'uso della capacità produttiva e del lavoro [2]. Ciò può anche promuovere cambiamenti di tipo tecnologico, organizzativo e socio-economico a livello locale [3;4]. Sebbene lo studio delle SI abbia acquisito spazi progressi-

vamente importanti nel mondo scientifico, le applicazioni pratiche sono ancora limitate. Le difficoltà di implementazione sono per lo più legate alla complessità e alla natura dei contesti applicativi e al grado di coinvolgimento degli attori interessati [5;6]. Proprio per tali ragioni è stato ampiamente dimostrato che, per avere successo, un progetto di SI dovrebbe includere efficaci strumenti in grado di misurarne i risultati ottenibili. Attualmente, i metodi più comuni per misurare gli impatti ambientali di scenari simbiotici si focalizzano su approcci basati sul ciclo di vita, in particolare su analisi di tipo Life Cycle Assessment (LCA) [7]. Il recente sviluppo di approcci dedicati alle organizzazioni (i.e. l'Organizational-LCA [8]) può ampliare le possibilità di rappresentare tutti gli aspetti di uno scenario simbiotico e migliorare le capacità di valutare e comunicare i benefici operativi della simbiosi stessa. L'articolo analizza gli esempi più significativi dell'applicazione della metodologia LCA nella valutazione dell'impatto ambientale di SI, evidenziando successivamente le caratteristiche e le potenzialità d'uso della metodologia O-LCA.

1.1 Metodi

I risultati dello studio presentato si basano principalmente su un'analisi qualitativa della letteratura scientifica e di dati secondari. Nella rassegna della letteratura, gli autori hanno definito una serie di concetti di base (Industrial Symbiosis, Life Cycle Assessment, Organizational LCA) e li hanno combinati per una ricerca tramite parole chiave tali da includere le varie declinazioni terminologiche con cui vengono espressi nel linguaggio scientifico corrente; le fonti bibliografiche sono state reperite tramite il database Scopus. La ricerca è stata svolta nel periodo maggio-luglio 2018 e ha interessato contributi pubblicati nell'arco temporale 2006-2018.

2. Relazione

2.1 Il problema della misurazione negli scenari di SI

Una SI può essere assimilata ad un sistema complesso (e.g. un cluster di imprese), nel quale vengono implementate delle soluzioni migliorative; in generale, per misurare le prestazioni ambientali potenziali di un sistema di questo tipo è necessario partire da un riferimento, identificato come la situazione attuale del sistema -"baseline"- , e confrontarlo con almeno uno scenario futuro derivante dall'implementazione di una o più delle soluzioni suddette. Ciò implica l'uso di metodologie per rappresentare e quantificare i flussi che riguardano le singole entità coinvolte e quindi l'intero sistema [7]. Uno scenario simbiotico è dunque il risultato della somma (o sommatoria) delle interazioni sinergiche tra gli attori del sistema. Esse possono essere di tipo fisico (materiali e/o energia) oppure immateriali (ad es.: servizi). Le forme di interazione fisica più ricorrenti prevedono la *cessione* (o *scambio*) di flussi di scarti, sottoprodotti, l'utilizzo ripetuto/successivo di cascami di processo (c.d. "*cascading*"), la messa in comune/condivisione di attività finalizzate alla gestione sinergica di flussi materici/energetici (c.d. "*sharing*") oppure la chiusura di cicli attraverso il recupero/riciclo degli stessi (c.d. "*loop closing*") [5] (Fig.1).

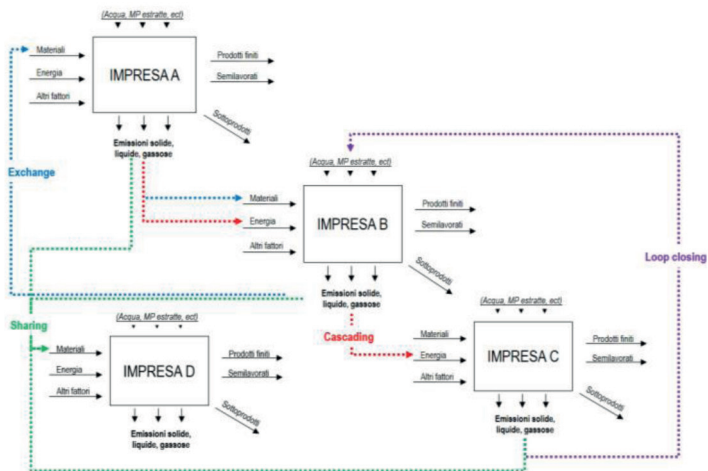


Fig. 1 – Schema delle relazioni fisiche tipiche di uno scenario di SI

La loro implementazione genera inevitabilmente modifiche tecnico-produttive, organizzative ed economico/gestionali che possono interessare sia gli enti coinvolti, sia l'intero sistema; risulta dunque imprescindibile sviluppare degli strumenti in grado di misurare e comparare in modo affidabile tali effetti.

2.2 La misurazione di scenari di SI attraverso la metodologia LCA

L'impostazione metodologica adottata dagli studi sull'utilizzo della LCA per la valutazione dell'impatto ambientale di SI risulta abbastanza omogenea, seppure con qualche eccezione. Le tematiche più ricorrenti riguardano la definizione dei confini del sistema e dell'unità funzionale (UF). Per quanto riguarda quest'ultima, la scelta prevalente è quella di utilizzare la produzione annua totale dell'ecosistema industriale o del cluster oggetto di analisi [9;10;11;12;13]; tuttavia, Mattila et al. [11] sostengono che il problema sorge nel momento in cui bisogna comparare i risultati con uno scenario alternativo di riferimento senza scambi simbiotici in cui questo tipo di UF evidentemente non è rappresentativa. Martin et al., [14], Daddi et al. [15] Liu et al. [16], invece, scelgono come UF il prodotto (o i prodotti) principale della simbiosi. Nella definizione dei confini del sistema, scelta comune dei lavori già citati, ad esclusione di Zhang et al. [12] che considerano solo ciò che accade all'interno del sistema industriale è quella di considerare dalla "culla al cancello", escludendo i processi a valle ma includendo quelli a monte, considerati particolarmente impattanti [9]. Altro caso è quello di Loiseau et al. [17] che propongono un approccio classico "dalla culla alla tomba". Inoltre questi ultimi non utilizzano una LCA classica, bensì una LCA territoriale, di cui distinguono 2 tipologie: una riferita ad una specifica attività, o supply chain, ed una riferita a tutte le attività di produzione e consumo che insistono su un territorio. Anche Mattila et al [10] e Mazzi et al. [18] si discostano da una classica LCA. I primi utilizzano una LCA di processo, una LCA ibrida e una LCA Input-Output; tali autori, infatti, sostengono che bisogna considerare gli impatti dell'intera filiera, anche al di fuori della simbiosi, perché è lì che possono aversi impatti significativi. I secondi propongono una duplice prospettiva di analisi degli impatti relativi ad una municipalità: dapprima attraverso l'uso di un SGA (Sistema di Gestione Ambientale) e poi integrando questa metodologia con l'LCA territoriale per analizzare le performance ambientali. Il flusso di riferimento diventa fondamentale a discapito dell'UF e i confini del

sistema sono costituiti dai confini geografici del comune. Ci sono poi casi in cui l'LCA non viene adottata per la valutazione della SI, ma che si ritengono comunque interessanti ai fini dello studio in questione. Felicio et al. [19], ad esempio, propongono un indicatore di SI per studiare le variazioni della simbiosi stessa nel tempo fornendo una prospettiva dinamica del parco eco-industriale. Vengono considerati tre scenari: senza simbiosi, con simbiosi e perfetta simbiosi. Essi sostengono che l'LCA si concentra sulla riduzione degli impatti di un prodotto, il che è diverso dal valutare lo scambio di sottoprodotti.

2.3 La metodologia O-LCA: principali caratteristiche

L'Organizational Life Cycle Assessment (O-LCA) è una metodologia prevista dallo standard tecnico ISO/TS 14072 [8] sviluppato dall'International Organization for Standardization, sulla base del quale è stata elaborata la linea guida "*Guidance on Organizational Life Cycle Assessment*" da parte di UNEP e SETAC [20]. La metodologia segue un approccio organizzativo, multi-criteriale, orientato al ciclo di vita. Secondo lo standard ISO, l'O-LCA "*è una raccolta e una valutazione degli input, degli output e dei potenziali impatti ambientali delle attività associate all'organizzazione, adottando una prospettiva del ciclo di vita*", dove per organizzazione si intende una persona o un gruppo di persone dotate di proprie funzioni, le quali vengono svolte con responsabilità, autorità e intrattenendo relazioni al fine di raggiungere i propri obiettivi. La metodologia è immaginata per organizzazioni di tutte le dimensioni, sia pubbliche che private, che operino in qualsiasi settore e che siano localizzate ovunque nel mondo. Uno dei punti di forza sottolineati dalla linea guida è che la metodologia può essere applicata seguendo diversi percorsi di implementazione, "pathway", a seconda di settore, esperienza, regione, dimensione e struttura propri [20].

Le fasi dello studio previste dalla O-LCA sono le stesse previste dalla norma ISO 14044 [21]: definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, analisi di inventario, valutazione degli impatti ambientali, interpretazione. Laddove la norma ISO/TS 14072 e la linea guida UNEP/SETAC non specificano diversamente si applicano le norme ISO 14040 [22] e ISO 14044; secondo Finkbeiner e König [23], la maggior parte dei requisiti (27 su 31) previsti dalla norma ISO 14044 sono sostanzialmente trasferibili dai prodotti alle organizzazioni. Di seguito vengono descritte sinteticamente -segundo lo standard UNEP/SETAC- le caratteristiche delle prime due fasi di una OLCA, essendo le successive due praticamente identiche ad una LCA di prodotto.

La *definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione*, è la fase che principalmente presenta differenze con la LCA di prodotto in quanto cambia l'oggetto dello studio, che diventa appunto l'organizzazione. Generalmente, le organizzazioni sono tra loro interconnesse mediante relazioni finanziarie, sociali e fisiche; è, quindi, necessario definire formalmente quali di queste relazioni considerare nello studio e quali escludere. Una O-LCA si basa sul concetto di *reporting unit*, composta a sua volta di una *reporting organization* e di un *reporting flow*. La *reporting organization* è comparabile all'unità funzionale prevista dalla LCA di prodotto e costituisce l'unità di analisi. Rappresenta la parte descrittiva della *reporting unit*; deve essere coerente con gli altri elementi dell'obiettivo e del campo di applicazione, chiaramente definita e misurabile. Dunque, secondo la linea guida UNEP/SETAC devono essere identificati:

- Nome e descrizione dell'organizzazione. L'O-LCA può avere come focus sia l'intera organizzazione che una sua parte, come, ad esempio, divisioni di business, brands, aree geografiche o stabilimenti. Non necessariamente deve trattarsi di una persona giuridica.
- Definizione del metodo di consolidamento. Questo serve per aiutare nella rappresentazione della struttura dell'organizzazione e delle relazioni con altre organizzazioni. Si devono consolidare tutte le unità o parti seguendo l'approccio del controllo, operativo o finanziario, o dell'equity share. Gli impatti dovrebbero essere distribuiti tenendo conto della percentuale di controllo o partecipazione dell'organizzazione ad ogni unità operativa.

- Periodo di riferimento. Bisogna definire lo specifico periodo temporale per il quale l'organizzazione viene studiata, in quanto i risultati sono validi per quel periodo. Si consiglia di scegliere un ciclo operativo dell'organizzazione e, conformemente agli schemi di reporting, l'opzione preferibile corrisponde all'anno solare (o esercizio produttivo).

Il reporting flow è la parte quantitativa della reporting unit; è una misura dell'output della reporting organization e costituisce la base per completare l'inventario dell'O-LCA. Il reporting flow collega le diverse unità della filiera con il portafoglio della reporting organization. Comunemente ci si riferisce alla natura e alla quantità di prodotti e servizi in portafoglio forniti dall'organizzazione nel periodo di riferimento.

L'inventario del ciclo di vita è la fase in cui si raccolgono i dati, si modellizzano i sistemi e si ottengono i risultati dell'inventario, il tutto facendo riferimento all'obiettivo e al campo di applicazione dello studio. All'interno dell'inventario vanno riportati tutti gli input (ad esempio energia, materie prime, acqua) e tutti gli output (quali prodotti finiti, semi-finiti, co-prodotti, residui, emissioni in aria, acqua e suolo e così via) connessi alle attività coinvolte nella realizzazione del *reporting flow* e considerando i confini del sistema. In relazione alle attività dirette, vanno inclusi tutti gli input e gli output mentre per quanto riguarda la supply chain vanno considerati tutti gli input e gli output ma solo delle attività indirette incluse nei confini del sistema. Per quantificare l'inventario, la linea guida propone tre approcci: approccio bottom-up (o orientato al prodotto), approccio top-down (o orientato all'inventario) e approccio ibrido (o intermedio). Concettualmente i diversi approcci dovrebbero arrivare agli stessi risultati ma in realtà un approccio bottom-up potrebbe trascurare alcuni processi che verrebbero, invece, considerati con un approccio top-down, nel quale tuttavia l'uso di dati aggregati rende più difficile la loro interpretazione.

2.4 Potenzialità e limiti dell'O-LCA nella valutazione di impatto ambientale di SI

Uno strumento di valutazione di impatto ambientale da adottarsi per uno scenario simbiotico vede interessate più organizzazioni, diverse tra loro. Da ciò discende una prima riflessione, legata al fatto che l'unità funzionale prescelta, i criteri di raccolta dati (in termini di qualità, strumenti di rilevazione, etc.) il metodo di Impact Assessment, devono possedere un requisito minimo di omogeneità e standardizzazione; inoltre, l'unità funzionale più adatta per analizzare gli impatti di uno scenario simbiotico dovrebbe essere tale da garantirne l'applicazione in ognuna delle organizzazioni interessate. Contrariamente a quanto accade nella LCA classica, nell'O-LCA l'UF è necessariamente univoca (quantità di prodotti e servizi in portafoglio forniti dall'organizzazione nel periodo di riferimento, in genere l'anno) e, se espressa in termini economici, possiede anche il requisito della genericità/comparabilità. L'UF diventa inoltre automaticamente anche flusso di riferimento per la raccolta dei dati.

Il contesto di partenza, composto da organizzazioni/entità tra loro separate, a seguito dell'implementazione delle soluzioni citate, risulta inoltre come un sistema integrato, non solo nelle finalità e nell'organizzazione, ma anche dal punto di vista fisico; quindi la problematica relativa alla identificazione dei confini, dei cut-off e degli impatti diretti/indiretti diventa di sicura rilevanza. Una LCA classica, per definizione, si focalizza sulle Unità di Processo più direttamente connesse al ciclo di vita del prodotto oggetto di analisi. Di conseguenza, alcune attività fonti di impatto, anche se potenzialmente interessate dalle soluzioni simbiotiche, rimarrebbero al di fuori della valutazione (e.g. attività amministrative, servizi mensa, etc.). L'O-LCA ha, per sua natura, possibilità di applicazione in aziende multiplant, e non risente, se non in maniera indiretta, dell'impostazione dei processi, dipendendo, piuttosto, dal numero e dalla natura delle varie attività che ricadono nella sfera di responsabilità dell'organizzazione, definite di Scope 1, 2 e 3 (questo aspetto potrebbe avere interessanti risvolti, ad esempio, nel caso di soluzione di "condivisione"). Inoltre, gli approcci O-LCA prevedono percorsi differenziati di

implementazione e metodi di consolidamento che li rende adattabili a vari contesti produttivi, sostituendo alla singola *Reporting Organization* lo scenario simbiotico che viene a costituirsi. Tra le altre questioni aperte, una è legata alla opportunità di limitare o meno l'analisi a sistemi "gate to gate", anche considerando che la comparazione tra scenario simbiotico e di partenza potrebbe non interessare le attività "a monte"; inoltre nel momento in cui due aziende si scambiano dei flussi, o l'una ricicla i flussi dell'altra, o anche quando esse mettono in comune la gestione di un flusso, può nascere il bisogno di attribuire impatti o crediti, subentra cioè un problema di allocazione, che dovrebbe essere risolto in maniera coerente con gli altri aspetti dell'analisi.

3. Conclusioni

La rassegna della letteratura condotta ha messo in luce due risultati principali: il primo è la presenza di alcuni elementi di eterogeneità nelle scelte relative all'impostazione degli studi di SI basati su metodologia LCA; il secondo è una mancanza di chiarezza sui criteri adottati nelle scelte stesse. Da ciò discendono alcune riflessioni e questioni ancora aperte, tra cui quelle relative all'unità funzionale, al metodo di LCIA da adottare, alle regole di cut-off e di allocazione e alla definizione dei confini del sistema (metodi di consolidamento, impatti diretti ed indiretti). Quanto emerso dalla successiva analisi dell'O-LCA fa presumere che essa potrebbe dare un contributo in termini di risoluzione di tali problematiche. I futuri sviluppi dello studio prevedono una simulazione/test pilota comparativo delle due metodologie in un caso-studio di SI.

Bibliografia

- [1] **Bateman B.**, *Place-Based Public Policy in Southeast Asia: Developing, Managing, and Innovating for Sustainability*. US-Asian Environmental Partnership. Petree Printing Press, Washington, 1999.
- [2] **Jelinski L.W., Graedel T.E., Laudise R.A., McCall D.W., Patel C.K.**, *Industrial ecology: concepts and approaches*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 89, 793-797, 1992.
- [3] **Côté R.P.**, *A Primer on Industrial Ecosystems. A Strategy for Sustainable Industrial Development*. Halifax Industrial Ecology Research and Development Group, Dalhousie University, 2000.
- [4] **Lowe E., Moran S., Holmes D.**, *Field Book for the Development of Ecoindustrial Parks*. Report to the EPA on Industrial Ecology. Environmental Protection Agency, Washington, 1996.
- [5] **Chertow M.R.**, *Industrial symbiosis: literature and taxonomy*. Annual Review of Energy and the Environment 25, 313-337, 2000.
- [6] **Taddeo R., Simboli A., Morgante A., Erkman S.**, *The Development of Industrial Symbiosis in Existing Contexts. Experiences From Three Italian Clusters*. Ecological Economics 139, 55-67, 2017.
- [7] **Pesonen H.-L., Ekvall T., Fleischer G., Huppel G., Jahn C., Klos Z.S., Rebitzer G., Sonnemann G.W., Tintinelli A., Weidema B.P., Wenzel H.**, *Framework for scenario development in LCA*. International Journal of Life Cycle Assessment 5, 21-30, 2000.
- [8] **ISO**, 2014. ISO/TS 14072, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines for Organizational Life Cycle Assessment. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- [9] **Sokka L., Lehtoranta S., Nissinen A., Melanen M.**, *Analyzing the Environmental Benefits of Industrial Symbiosis: Life Cycle Assessment Applied to a Finnish Forest Industry Complex*. Journal of Industrial Ecology 15, 137-155, 2011.
- [10] **Mattila T. J., Pakarinen S., Sokka L.**, *Quantifying the Total Environmental Impacts of an Industrial Symbiosis—a Comparison of Process-, Hybrid and Input-Output Life Cycle Assessment*. Environmental Science and Technology 44, 4309-4314, 2010.
- [11] **Mattila T., Lehtoranta S., Sokka L., Melanen M., Nissinen A.**, *Methodological Aspects of Applying Life Cycle Assessment to Industrial Symbioses*. Journal of Industrial Ecology 16, 51-60, 2012.
- [12] **Zhang Y., Duan S., Li J., Shao S., Wang W., Zhang S.**, *Life Cycle Assessment of Industrial Symbiosis*

in Songmudao Chemical Industrial Park, Dalian, China. *Journal of Cleaner Production* 158, 192-199, 2017.

[13] Røyne F., Berlin J., Ringström E., *Life Cycle Perspective in Environmental Strategy Development on the Industry Cluster Level: A Case Study of Five Chemical Companies*. *Journal of Cleaner Production* 86, 125-131, 2015.

[14] Martin M., Svensson N., Eklund M., *Who Gets the Benefits? An Approach for Assessing the Environmental Performance of Industrial Symbiosis*. *Journal of Cleaner Production* 98, 263-271, 2015.

[15] Daddi T., Nucci B., Iraldo F., *Using Life Cycle Assessment (LCA) to Measure the Environmental Benefits of Industrial Symbiosis in an Industrial Cluster of SMEs*. *Journal of Cleaner Production* 147, 157-164, 2017.

[16] Liu Q., Jiang P., Zhao J., Zhang B., Bian H., Qian G., *Life Cycle Assessment of an Industrial Symbiosis Based on Energy Recovery from Dried Sludge and used Oil*. *Journal of Cleaner Production* 19, 1700-1708, 2011.

[17] Loiseau E., Aissani L., Le Féon S., Laurent F., Cerceau J., Sala S., Roux P., *Territorial Life Cycle Assessment (LCA): What Exactly is it about? A Proposal Towards using a Common Terminology and a Research Agenda*. *Journal of Cleaner Production* 176, 474-485 2018.

[18] Mazzi A., Toniolo S., Catto S., De Lorenzi V., Scipioni A., *The Combination of an Environmental Management System and Life Cycle Assessment at the Territorial Level*. *Environmental Impact Assessment Review* 63, 59-71, 2017.

[19] Felicio, M., D. Amaral, K. Esposto, and X. Gabarrell Durany. 2016. *Industrial Symbiosis Indicators to Manage Eco-Industrial Parks as Dynamic Systems*. *Journal of Cleaner Production* 118: 54-64.

[20] UNEP/SETAC, 2015. *Guidance on Organizational Life Cycle Assessment*. Paris, France.

[21] ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

[22] ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

[23] Finkbeiner M., König, P., *Carbon footprint and life cycle assessment of organizations*. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 1: 55-63, 2013.

Indice degli autori

- Abbà Alessandro 171
Aiello Massimo 35
Aragona Gabriella 146
Arcese Gabriella 178, 275
Avantaggiato Alessia 236
- Baciocchi Renato 94
Basile Ivo 191
Belfiore Luca 49
Berardocco Alberto 28
Bertanza Giorgio 171
Bertino Alberto 140
Biasibetti Michela 155
Biasin Alberto 70
Bonifazi Giuseppe 65
Bozza Sonia 155
Bretti Antonella 118
Brini Silvia 207
Burzi Ottavia 259
Buttol Patrizia 294
- Cadei Giovanni 155
Caggegi Aurora 191
Caggia Cinzia 184
Calcagno Alessandro 267
Canino Fernanda 242
Canu Paolo 70
Cardellicchio Francesco 223
Cardinali Daniela 242
Caridei Francesco 230
Carpitano Aldo 281
Casero Matteo 259
Cassani Stefano 94
Cavalli Carlo 15
Chiavetta Cristian 294
Ciavatta Claudio 111
- Cirelli Giuseppe Luigi 184
Clarelli Sergio 133
Collivignarelli Carlo 171
Colombo Claudia 15
Colombo Silvia 55
Copani Fabio 281
Cortesi Sara 294
Costa Giulia 94
Curcio Giulia Maria 198
Cutaia Laura 294
- Dallari Fabrizio 28
Della Zassa Micol 70
Di Biase Giampaolo 111
Dioguardi Vanessa 191
- Esposito Francesco 155
- Fabbri Claudio 105
Fabro Jessica 70
Fantin Valentina 294
Farioli Martina 28
Fichera Giorgio 75, 140
Fichera Sergio Salvatore 75, 140
Frittelloni Valeria 9, 146
- Gagliano Erica 162
Garuti Mirco 105
Gasbarrone Riccardo 65
Ghiringhelli Giorgio 15, 21, 28
Giacomelli Mario 155
Gianfelice Ginfranco 70
Giardi Giuliana 207
Giavini Michele 55
Gori Riccardo 35
Grigatti Marco 111

Guadagnuolo Vincenzo 75
 Labartino Nicola 251
 Leanza Matteo 281
 Lepore Arianna 207
 Librandi Paola 94
 Limonti Carlo 42, 118
 Lo Genco Alessandro 281
 Lucchetti Maria Claudia 275
 Luciano Antonella 294

 Magro Alessio Salvatore 140
 Mancuso Erika 294
 Marchesi Riccardo 125
 Marchi Nazaria 242
 Marchio Francesco 42
 Margon Alja 111
 Maricchiolo Michael 140
 Marino Emanuela 281
 Martelli Cinzia 267
 Martucci Olimpia 178, 275
 Massi Alessandro 251
 Matarazzo Agata 75
 Menniti Francesco 230
 Messina Francesco 191
 Midence Roger 230, 236
 Milani Mirco 184
 Minglino Chiara 267
 Montauti Chiara 178, 275
 Monzani Barbara 289
 Mosangini Claudia 236
 Mostarda Laura 155
 Munforte Roberta 191
 Muto Lucia 9, 146

 Nobili Mirko 94
 Noto Giovanbattista 75

 Oleksandrenko Andrii 236

 Pagani Paolo 21
 Pagano Marco 230, 236
 Palmisano Francesco 223
 Papi Sergio 171

 Pedrazzi Luca 259
 Piccinini Sergio 105, 251
 Platania Giovanni Paolo 267
 Pogliaghi Andrea 214
 Porta Pier Luigi 294
 Pozzi Paolo 81, 88
 Prada Nevio 214
 Pumo Tiziana 230

 Raggi Andrea 300
 Randazzo Cinzia 184
 Rapisarda Ruggero 184
 Ricciato Pasquale 242
 Rimano Michela 300
 Riva Monica 289
 Roccaro Paolo 162
 Romboli Fabrizio 125

 Sacchetti Gianni 251
 Sambenedetto Gioia 242
 Sapio Francesca 214
 Sbaffoni Silvia 294
 Sbarbaro Giuseppe 21
 Scaglione Davide 259
 Scalbi Simona 294
 Scalisi Gaia 75
 Schilirò Alessandro 267
 Serranti Silvia 65
 Sgroi Massimiliano 162
 Siciliano Alessio 42, 118, 198
 Simboli Alberto 300
 Soldano Mariangela 105, 251
 Solinas Luca 28
 Sposato Paola 294
 Stendardo Stefano 94

 Taddeo Raffaella 300
 Tascione Valentino 300

 Ungaro Fabrizio 242
 Usai Andrea 230

 Vagliasindi Federico G.A. 162
 Valentini Andrea 49

Vanella Daniela 184
Ventura Delia 184
Venturi Riccardo 28
Vila Marta 55

Viozzi Marina 9
Vitolo Sandra 35
Zerbo Antonio 140

IL PANDA ROSSO (*Ailurus fulgens*)

La Mascotte di Luciano Morselli per ECOMONDO 2018



Il Panda rosso – *Ailurus fulgens* è un mammifero dell'ordine dei carnivori, si calcola che nel mondo ne siano rimasti solo 2.500 esemplari con una diminuzione del 50 % negli ultimi vent'anni soprattutto del venir meno dell'habitat naturale. In costante pericolo, ormai vive in un'area molto circoscritta dell'Asia nelle foreste temperate di Cina, Birmania, Nepal e Buthan.

In lingua cinese è anche conosciuto col nome di hǔo hú, volpe di fuoco. Di dimensioni quali quelle di un gatto domestico, lunghezza 58 cm che comprende una folta coda, pesa dai 3 ai 6 Kg.

Generalmente i panda rossi non sono animali socievoli: preferiscono starsene da soli.

Come per i loro lontani parenti giganti, è l'amore per i bambù di cui vanno ghiotti pur essendo carnivori, ma i piccoli rossi hanno una dieta più varia oltre alla passione per i bambù comprende anche insetti, uova, frutti, ghiande e radici.

Si dice sia una vera peste con una vita molto sregolata: dorme di giorno e si nutre di notte! E anche il suo modo di riposare è particolare : si allunga su un ramo e lascia a penzolonni le zampe, mentre arrotola la coda attorno al corpo e anche sul capo per non vedere la luce del giorno!



LUCIANO MORSELLI

Breve profilo professionale ed artistico

Nato a Revere, ha seguito percorsi tecnico scientifici, laureato in Chimica Industriale, ha poi seguito la carriera accademica. Prof. Ordinario in Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali, Univ. di Bologna. Presidente di CdL e Direttore di Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale Energia e Ambiente, ha sviluppato in più di 100 lavori scientifici su riviste nazionali ed internazionali, 10 monografie e più di 20 curatore di atti di convegni su temi quali: Sistemi di Monitoraggio Ambientale; Sistema Integrato di Gestione dei Rifiuti; Le deposizioni Atmosferiche e Calcolo dei Carichi Critici; Siti contaminati da rifiuti, Interazione Inquinanti e Beni Culturali. Tra i vari incarichi, Comandato presso il ministero dell'Ambiente a Roma, membro della Commissione tecnico- scientifica per la valutazione ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano.

Contemporaneamente ha frequentato i primi anni del Corso DAMS Arte e corsi di grafica. Nel Giugno 2016 ha festeggiato con la mostra Stellari- Palazzo Ducale a Revere (MN) "...nei miei 45 anni di ricerca per l'Ambiente e l'Arte...."

Ha maturato un profilo artistico che emerge nelle principali mostre: Itinerari Gonzagheschi, Zoografie e Giardini Segreti, Dal Po all'Adriatico un Grido. I suoi lavori possono essere collocati in un filone via via neo-informale in una serie pittorica con temi legati a percezioni emotive ed ispirati alle problematiche ambientali : Attesa, Rondini Rosse, Stelle Notturne e Stelleenò, La rana blu, I giardini di Monet, Zone Umide, L'Isola Sospesa, La conquista del Prato, Stellari. Nel 2011 nell'Anno Internazionale della Chimica ha presentato le sue opere in una delle conferenze al "Science and Art" alla GAM di Milano

E' Socio Ordinario per la Classe Scienze dell'Accademia Nazionale Virgiliana

Hanno dedicato alla sua opera testi critici: Renzo Margonari, Giorgio Celli, Benvenuto Guerra, Alfredo De Paz, Giacinto di Pietrantonio, Roberto Daolio, Roberto Pasini, Andrea Zanotti, Andrea Segrè, Marco Tonelli.

E' Socio Ordinario per la Classe Scienze dell'Accademia Nazionale Virgiliana

Studio Revere (MN) Via Manzoni, 24 - Cell. 335427266,
Email: luciano.morselli@unibo.it
www.lucianomorselli.it,