

ARRIVEDERCI A

ECOMONDO

THE GREEN TECHNOLOGIES EXPO

08.11 NOVEMBRE 2016
RIMINI - ITALY

20ª FIERA INTERNAZIONALE
DEL RECUPERO DI MATERIA ED ENERGIA
E DELLO SVILUPPO SOSTENIBILE

WWW.ECOMONDO.COM



Organizzato da

In contemporanea con

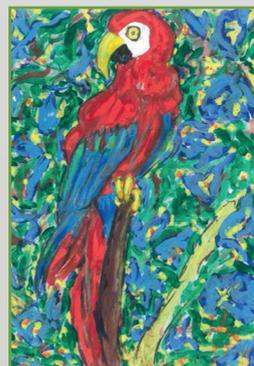


GREEN ECONOMY: RICERCA, INNOVAZIONE E NUOVE OPPORTUNITÀ

- Rifiuti: strategie per la raccolta, la valorizzazione, sistemi di gestione integrata e compostaggio
- Gestione sostenibile della risorsa idrica
- Qualità dell'aria, gestione e controllo delle emissioni odorigene
- Gestione e bonifica sostenibile di siti, sedimenti e altre matrici inquinate
- *Biobased industry e biowaste biorefinery*
- L'impronta ambientale dei prodotti: stato dell'arte e prospettive

Il Pappagallo ARA

La Mascotte di Ecomondo 2015
10 ANNI DELLE MASCOTTE DEDICATE
ALLE SPECIE A RISCHIO ESTINZIONE



Luciano Morselli

Il Pappagallo ARA (Ara Chloropterus), 2015
acrilico su carta latte - 26x18 cm

www.ecomondo.com

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

Comitato Tecnico Scientifico Ecomondo 2015

Presidente

Fabio Fava - Università di Bologna

Past president

Luciano Morselli - Università di Bologna

International Advisory Board

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

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

Nicholas Kalogerakis - Department of Environmental Engineering, Technical University of Crete, Crete, Greece

Executive Board

Catia Bastioli & Giulia Gregori - Novamont & Cluster Chimica Verde

Stefano Ciafani - Legambiente

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

Francesco Fatone - Università di Verona & International Water Association (IWA)

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

Mauro Majone - Università "La Sapienza"

Giuseppe Mininni - Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR)

Roberto Morabito - Agenzia Nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (ENEA)

Loredana Musmeci - Istituto Superiore di Sanità

Fabrizio Passarini - Università di Bologna & Società Chimica Italiana (SCI)

Gian Marco Revel - Università Politecnica delle Marche

Edo Ronchi - Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile

Advisory & Stakeholders Board

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

Filippo Bernocchi, Fabrizio Clementi - Associazione Nazionale Comuni Italiani (ANCI)

Giuseppe Bortone, Morena Diazi - Regione Emilia Romagna

Filippo Brandolini, Emanuela Cartoni, Valentina Cipriano & Gian Luca Spitella - Utilitalia

Francesco Bosco - Associazione Idrotecnica Italiana

Enrico Cancila - Emilia Romagna Valorizzazione Economica del Territorio (ERVET)

Carlo Casadei - Provincia di Rimini

Franco Cecchi - Università di Verona & Consorzio INCA

Massimo Centemero - Consorzio Italiano Compostatori (CIC)

Carlo Collivignarelli & Mentore Vaccari - Università di Brescia

Walter Facciotto & Saturno Illomei - Consorzio Nazionale Imballaggi (CONAI)

Paola Ficco - “Rifiuti - Bollettino di informazione normativa”

Marco Frey - Scuola Superiore di Studi Universitari e Perfezionamento Sant’Anna

Piero Gattoni - CIB - Consorzio Italiano Biogas

Donatella Giacometti - Unione Petrolifera Italiana

Laura Giuliano - Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) & Mediterranean Science Commission (CIESM)

Andrea Gnassi - Sindaco di Rimini

Carlo Maria Medaglia - Sindaco Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Paola Muraro & Carlo Noto La Diega - Associazione Tecnici Italiani Ambientali (ATIA) e International Solid Waste Association (ISWA)

Maria Letizia Nepi - Unione Nazionale Imprese Recupero (FISE UNIRE)

Eugenio Onori - Albo Nazionale Gestori Ambientali

Marco Ottolenghi - Osservatorio Green Economy Emilia Romagna

Alessandra Pellegrini & Sergio Treichler - Federchimica

Elisabetta Perrotta - FISE Assoambiente

Donato Rotundo - Confagricoltura

Gaetano Settimo - Istituto Superiore di Sanità

Giovanni Squitieri - Invitalia Attività Produttive SpA

Cinzia Tonci - Ministero dello Sviluppo Economico

Barbara Villani - Arpa Emilia - Romagna

Segreteria di Coordinamento

Elisa Tamburini - Rimini Fiera Spa

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

Biografia Fabio Fava



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.

Si interessa dello sviluppo ed ottimizzazione di processi biotecnologici per la decontaminazione di matrici ambientali inquinante e per la produzione di composti chimici, materiali e combustibili biobased. Coordina e partecipa a diversi progetti di ricerca europei (FP7) e nazionali e la sua produzione scientifica è documentata da oltre 220 lavori di cui oltre 100 su riviste internazionali di medio-alto IF. E’ il Vice-Chairman della sezione di Environmental Biotechnology della European Federation of Biotechnology e è il Delegato MIUR nel Working

Party on Biotechnology, Nanotechnology and Converging Technologies presso l’OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). È inoltre 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 e’ membro del Expert Group on Eco-industries del JRC Directorate della stessa Commissione. Infine e’ il Rappresentante italiano nel comitato di 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) e nell’ambito dello “State Representative Group” della “Public Private Partnership (JTI) Biobased Industry”. È infine il Presidente del Comitato scientifico/tecnico di “Ecomondo” dal 2013.

ARRIVEDERCI A

ECOMONDO

THE GREEN TECHNOLOGIES EXPO

08.11 NOVEMBRE 2016
RIMINI - ITALY

20ª FIERA INTERNAZIONALE
DEL RECUPERO DI MATERIA ED ENERGIA
E DELLO SVILUPPO SOSTENIBILE

WWW.ECOMONDO.COM



Organizzato da

In contemporanea con



key energy key Wind



GREEN ECONOMY: RICERCA, INNOVAZIONE E NUOVE OPPORTUNITÀ

- Rifiuti: strategie per la raccolta, la valorizzazione, sistemi di gestione integrata e compostaggio
- Gestione sostenibile della risorsa idrica
- Qualità dell'aria, gestione e controllo delle emissioni odorigene
- Gestione e bonifica sostenibile di siti, sedimenti e altre matrici inquinate
- *Biobased industry e biowaste biorefinery*
- L'impronta ambientale dei prodotti: stato dell'arte e prospettive

Il Pappagallo ARA

La Mascotte di Ecomondo 2015
10 ANNI DELLE MASCOTTE DEDICATE
ALLE SPECIE A RISCHIO ESTINZIONE



Luciano Morselli

Il Pappagallo ARA (Ara Chloropterus), 2015
acrilico su carta latte - 26x18 cm

www.ecomondo.com

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

© Copyright 2015 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: 978.88.916.1438.4

Indice

- pag. 5 Introduzione
- pag. 9 WASTE – CONVEGNO
LA RICERCA APPLICATA NEL CAMPO DELLA VALORIZZAZIONE DEI RIFIUTI ED I SISTEMI DI GESTIONE INTEGRATA, ALLA LUCE DEGLI OBIETTIVI STRATEGICI EUROPEI
- pag. 11 Trattamento dei rifiuti organici per ottenere biomassa ed acqua per uso agricolo e zootecnico *di Vito Cutraro, Pasqualina Cinnirella*
- pag. 16 Wa.Re.Lab. – Laboratori per la riduzione dei rifiuti. Analisi sulla produzione e riutilizzo dei rifiuti speciali nell'area industriale di Tito – Pignola (Potenza) *di Walter Giudice, Pietro Garzone, Salvatore Dimatteo*
- pag. 23 Effetto della cavitazione idrodinamica su sottoprodotti agroindustriali utilizzabili in digestione anaerobica *di Mirco Garuti, Claudio Fabbri, Sergio Piccinini*
- pag. 29 Stato dell'arte nell'ambito dei processi industriali di trattamento e valorizzazione di pneumatici fuori uso per recupero di materia o energia a livello internazionale *di Farnoosh Farmand Asbtiani, Laura Cutaia, Floriana La Marca*
- pag. 35 Il piano di comunicazione nel processo di raccolta differenziata del Comune di Cassino *di Sebastiano Mangiagli, Luca Mangiagli*
- pag. 41 Le motivazioni sottostanti il comportamento dei cittadini nei processi di raccolta differenziata *di Sebastiano Mangiagli, Luca Mangiagli*
- pag. 47 L'evoluzione degli strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata: le App *di Sebastiano Mangiagli, Alessia Carbè*
- pag. 53 Progetto “MicroRae Return” | Il modello di Gest Srl per una raccolta capillare ed efficiente dei piccoli R4 *di Massimo Pera, Marco Bagnini*
- pag. 59 Fibers innovative burning and reuse by Self-propagating High temperature Synthesis (SHS) *di Laura Gaggero, Valentina Caratto, Maurizio Ferretti*
- pag. 63 La depolimerizzazione: una risorsa per il riciclo dei materiali plastici *di Patrizia Pagone, Massimo Guido, Ersilia D'Ambrosio, Rosario Marra*
- pag. 70 HERGO Ambiente *di S. Amaducci, G. Stancari, S. Bamonti*
- pag. 75 Metodologia innovativa di verifica della raccolta differenziata attraverso analisi merceologiche presso singoli edifici *di Michele Giavini, Giorgio Ghiringhelli*

- pag. 79 Studio del riciclo di poliaccoppiati a matrice cellulosica *di P. Pozzi, M.Schillaci, A.Generali*
- pag. 85 New polyester composites from recycling glass *di Paolo Pozzi, Rosa Taurino*
- pag. 90 Utilizzo di rifiuti a matrice organica/inorganica nella produzione di Laterizi *di Paolo Pozzi, Ettore Sassi*
- pag. 97 **BIOWASTE – CONVEGNO
XVII EDIZIONE DELLA CONFERENZA NAZIONALE SUL COMPOSTAGGIO E DIGESTIONE ANAEROBICA, SESSIONE TECNICA**
- pag. 99 Digestione anaerobica e aspetti igienico-sanitari: risultati finali di test in impianto sperimentale in continuo *di Lorella Rossi, Sergio Piccinini, Mariangela Soldano*
- pag. 106 Produzioni di biogas ottenibili da residui oleari pre-trattati con perossido di idrogeno in ambiente alcalino *di Maria Assuntina Stillitano, Carlo Limonti, Alessio Siciliano*
- pag. 112 Nella Pancia o nella Terra *di Gian Maria Gasperi*
- pag. 118 Il trattamento dell'organico nella città di Toronto in Canada. Un esempio virtuoso di valorizzazione dei rifiuti *di Paolo Bozano Gandolfi, Valeria Nosiglia*
- pag. 124 Innovazione nella filiera olivoleica con recupero dei sottoprodotti a fini energetici: biogas come soluzione eco-sostenibile *di Mirco Garuti, Paolo Mantovi, Claudio Fabbri*
- pag. 131 Caratterizzazione statistica di alcuni parametri di interesse agronomico dell'Ammendante Compostato con Marchio CIC *di Massimo Centemero, Jenny Campagnol, Vera Brambilla, Dario Dell'Anna, Gianluca Longu*
- pag. 139 L'impatto olfattivo delle emissioni in atmosfera: la classificazione dei ricettori sensibili *di Andrea N. Rossi, Massimiliano Il Grande, Simone Bonati*
- pag. 145 **BIOWASTE – CONVEGNO
IL COMPOSTAGGIO A PICCOLA SCALA**
- pag. 147 Esperienze di compostaggio di comunità mediante “casette” in legno *di Riccardo Marchesi, Claudia Bianco, Enrico Guido Accotto*
- pag. 154 MONICOMP *di Domenico Paglia*
- pag. 161 **GLOBAL WATER EXPO – CONVEGNO
MONITORAGGIO E CONTROLLO DEI MICROINQUINANTI PRIORITARI NELLE ACQUE E TECNICHE DI RIMOZIONE NEGLI IMPIANTI DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO E DELLE ACQUE REFLUE**
- pag. 163 Residui farmaceutici nei reflui civili e negli ecosistemi acquatici: il caso di Roma e del fiume Tevere *di Luisa Patrolecco, Nicoletta Ademollo, Silvio Capri, Jasmin Rauseo*

- pag. 170 Caratteristiche e dinamiche di ripartizione di microinquinanti organici emergenti in impianti di depurazione reflui civili *di Maria Rosaria Boni, Giancarlo Cecchini, Alessia Delle Site, Biagio Eramo, Pierpaolo Tedesco, Alessandro Zanobini*
- pag. 174 Removal of pesticides and estrogens from a wastewater and abatement of its phytotoxicity using plant-derived adsorbents and ligninolytic fungi *di Elisabetta Loffredo, Giancarlo Castellana, Eren Taskin*
- pag. 180 Environmental damage on freshwater ecosystem under the Directive 2004/35/EC: current approach and future challenges *di Paola Grenni, Lorenzo Maiorino, Giorgio Falleni*
- pag. 187 GLOBAL WATER EXPO – CONVEGNO
LE ACQUE DI SCARICO: UNA RISORSA DA VALORIZZARE
- pag. 189 Analisi di trattabilità e possibile riutilizzo delle acque di lavaggio di uno stabilimento di produzione di inchiostri da stampa *di Andrea Capriati, Giulia Costa, Dantela Zingaretti, Renato Baciocchi, Piermario Brami*
- pag. 196 La produzione di biopolimeri: stato dell'arte e prospettive. Un caso studio *di Claudio Lena, Lucia Pirollo*
- pag. 203 AIR – CONVEGNO
LA GESTIONE ED IL CONTROLLO DELLE EMISSIONI ODORIGENE
- pag. 205 Towards the modeling and the optimization of a new Rotating Bed Biofilm Reactor for Hydrogen Sulphide removal *di Francesco Spennati, Cesira Giordano, Gualtiero Mori, Bacchi Daniele, Giulio Munz*
- pag. 212 Supporto tecnico dell'ARPA FVG agli Enti locali nei casi di molestie olfattive. Applicazioni di una procedura operativa ed integrazione con i piani di monitoraggio e controllo *di Stefania Del Frate, Adriano Bortolussi, Alessandra Pillon, Fulvio Stel, Franco Sturzi*
- pag. 218 Le simulazioni modellistiche a supporto della progettazione delle emissioni dagli impianti. Valutazione di differenti configurazioni geometriche dell'emissione con il modello MicroSpray *di Alice Mantovani, Maurizio Benzo*
- pag. 225 AIR – CONVEGNO
LA QUALITÀ DELL'ARIA INDOOR: LE SORGENTI, I MATERIALI, LE CERTIFICAZIONI, LINEE DI INTERVENTO ED OPPORTUNITÀ
- pag. 227 Certificazione LEED e metodo Palagio: prestazioni esemplari per la qualità ambientale indoor *di Patrizia Milano, Maria Cristina Caputo, Massimo Guido, Fabio Degli Esposti*
- pag. 233 Development of a fast and simple predictive tool for evaluating emissions of volatile organic compounds (VOC) *di Lorenzo Boriosi, Olivier Dupuis, Mary-Hélène Delvaux, Yamen Laroussi, Carine Lefèvre, Aline Teillet*

- pag. 237 RECLAIM EXPO – CONVEGNO
RECLAIM EXPO 2015
- pag. 239 Approfondimento tecnico-scientifico sulle interazioni tra il sistema ambientale ed i flussi di contaminanti da fonti primarie e secondarie nel Mar Piccolo di Taranto *di Giuseppe Trincherà, Nicola Ungaro, Massimo Blonda, Silvia Di Cunsolo, Domenico Gramegna, Filomena Lacarbonara, Roberta Renna*
- pag. 245 Le strategie di gestione dei sedimenti contaminati nell'area marino costiera di Taranto *di Nicola Cardellicchio*
- pag. 251 Studio integrato sull'efficienza di tecniche di bonifica sui sedimenti *di Micaela Buonocore, Nicola Cardellicchio*
- pag. 257 Un approccio metodologico consolidato come best practice per stimare i costi di bonifica dei punti vendita carburanti analizzando la valutazione storica degli interventi ambientali eseguiti *di Enrico Ardissoni, Luca Farinetti*
- pag. 263 BIOBASED INDUSTRY – CONVEGNO
LA RICERCA E L'INNOVAZIONE NELLE BIORAFFINERIE INTEGRATE
- pag. 265 La fase idrolitica della digestione anaerobica come pretrattamento delle biomasse di scarto *di Sergio Piccinini, Mirco Garuti, Claudio Fabbri*
- pag. 273 ECOINNOVATION – CONVEGNO
L'IMPRONTA AMBIENTALE DEI PRODOTTI: STATO DELL'ARTE E PROSPETTIVE
- pag. 275 L'impronta carbonica del latte e della carne bovina: uno studio per le filiere produttive dell'Emilia-Romagna *di Laura Valli, Aldo Dal Pra, Maria Teresa Pacchioli, Roberta Chiarini*
- pag. 281 La registrazione Emas per le aree naturali protette: ruolo e importanza dei “benefici esterni” *di Alfredo Ernesto Di Noia, Giuseppe Martino Nicoletti*
- pag. 288 Analisi comparativa degli strumenti disponibili al fine della soddisfazione degli obblighi normativi in capo al tecnico ambientale *di Andrea Alessandrini, Germán Lacasa Beltrán*

Introduzione

Gli articoli raccolti in questo volume riguardano alcuni dei contributi presentati alle principali conferenze aperte a *Call for papers* di Ecomondo 2015, svoltosi a Rimini dal 3 al 6 di Novembre 2015.

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 Economy* in Italia

RIFIUTI: VALORIZZAZIONE, SISTEMI DI GESTIONE INTEGRATA, COMPOSTAGGIO

Con l'approvazione del VII Programma d'Azione, l'UE ha raccomandato un impegno ulteriore per ridurre la produzione dei rifiuti, limitando al contempo il ricorso alla discarica, muovendosi per quanto possibile verso un'economia "circolare" guidata dal principio del "ciclo di vita" dei prodotti. Gli aspetti problematici rimangono spesso legati alla complessità normativa e burocratica, che limita l'applicabilità di processi anche tecnicamente fattibili. Assieme alla normativa europea, anche quella nazionale sta modificando le condizioni in cui avviene la gestione dei rifiuti. La ricerca in questo campo è rivolta a nuove possibili soluzioni gestionali, tecnologie innovative di valorizzazione per materiali altrimenti destinati allo smaltimento, valutazione della sostenibilità di processi di raccolta e recupero dei rifiuti.

Per quanto riguarda in particolare i rifiuti organici, vari sono i temi di interesse: la produzione, le raccolte differenziate, il trattamento, la digestione anaerobica, il compostaggio, la produzione di fertilizzanti organici, la valorizzazione del compost e del biogas mediante generazione di biometano.

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

GESTIONE SOSTENIBILE DELLA RISORSA IDRICA

La qualità delle risorse idriche e il benessere collettivo sono oggi minacciati dalla presenza e dall'interazione nell'ambiente di molteplici composti chimici. I recenti sviluppi della normativa europea per la protezione dei corpi idrici prevedono stringenti obblighi di monitoraggio. Problemi connessi con la qualità delle acque comprendono la messa a punto di metodi analitici che permettano la determinazione simultanea di più micro-contaminanti e la valutazione degli effetti che la contaminazione multipla può avere sulla qualità degli ecosistemi e sulla salute dell'uomo. È necessario, inoltre, approfondire le conoscenze sulla rimozione naturale dei composti prioritari in acque e suolo e l'efficacia dei trattamenti delle acque destinate al consumo umano e delle acque reflue per il conseguimento degli obiettivi di qualità dei piani regionali di tutela delle acque. Altri aspetti interessanti riguardano la conservazione della qualità dell'acqua durante tutto il ciclo di distribuzione e gli eventuali rischi per la salute associati al riuso delle acque in ambienti agricoli e urbani.

Un altro tema importante riguarda gli impianti di depurazione. Benché l'obiettivo primario di tali sistemi sia la restituzione all'ambiente di acque compatibili con l'ecosistema ricettore, sempre più l'attenzione si rivolge alle possibilità di sfruttamento delle risorse materiali ed energetiche dei liquami. Alcune soluzioni sono già da tempo in uso quali, ad esempio, il riutilizzo sia delle acque depurate sia dei fanghi in agricoltura o l'adozione di pretrattamenti della digestione anaerobica dei fanghi per massimizzare la riduzione dei solidi volatili e quindi la produzione di energia. I ricercatori e le principali aziende del settore stanno anche studiando ulteriori alternative in questa direzione, avendo in alcuni casi anche già sviluppato impianti pilota a scala industriale: dal recupero delle fibre di cellulosa alla produzione di biopolimeri estratti dalla biomassa per produrre plastiche biodegradabili, dalle *Microbial Fuel Cells* alla produzione di idrogeno, solo per citare alcuni esempi. Gli articoli raccolti trattano alcune di queste tematiche.

QUALITÀ DELL'ARIA, GESTIONE E CONTROLLO DI EMISSIONI ODORIGENE

Il tema del monitoraggio, del controllo e della valutazione dell'impatto olfattivo prodotto dalle diverse realtà industriali sul territorio è attualmente oggetto di grande attenzione. L'edizione del 2015 è dedicata alle problematiche degli impianti di trattamento rifiuti e a quelle degli impianti di depurazione dei reflui, recentemente oggetto di novità normative sul fronte delle emissioni in atmosfera. Particolare attenzione è rivolta alle esperienze delle agenzie regionali, alle innovazioni impiantistiche ed alle tecnologie di abbattimento.

Per quanto concerne il tema della qualità dell'aria *indoor* diverse sono le iniziative ed i programmi nazionali e comunitari che se ne occupano. Diversi Paesi Europei (es. Belgio, Francia, Finlandia, Germania, Paesi Bassi, Polonia, Portogallo, Norvegia, Lituania, ecc.), hanno definito una più ampia strategia che ha portato ad una continua elaborazione di valori guida e a criteri comuni per l'etichettatura delle emissioni dei prodotti, con l'obiettivo di assicurare la riduzione delle emissioni generate da tutte quelle sorgenti presenti nell'ambiente *indoor*.

Gli articoli raccolti riguardano alcuni dei suddetti temi.

GESTIONE E BONIFICA SOSTENIBILE DI SITI, SEDIMENTI ED ALTRE MATRICI INQUINATE

La bonifica dei siti contaminati è un problema complesso che interessa molti soggetti a livello nazionale e locale, dal sistema delle istituzioni (Ministeri, Regioni, Istituzioni e Agenzie Scientifiche Nazionali e Regionali) al sistema delle imprese, che a sua volta include i soggetti responsabili o comunque interessati alla bonifica e le imprese che offrono loro servizi e tecnologie. Il quadro generale di riferimento è una gestione sostenibile delle "bonifiche", dove sono coniugate le esigenze di risanamento ambientale e di sicurezza igienico-sanitaria con costi accettabili della bonifica e con il recupero economico delle aree bonificate. Per il conseguimento di tali obiettivi occorre creare una convergenza positiva tra tutti gli elementi che concorrono a definire le strategie di bonifica (normativi, procedurali, tecnologici e economici), a partire soprattutto dalle esperienze pratiche che si sono sviluppate sul territorio nazionale in oltre 15 anni di applicazione dalla prima norma organica sulla bonifiche ambientali. Ecomondo 2015 è dedicata agli operatori del settore, ai casi di studio, senza distinzioni a priori tra aspetti normativi, procedurali tecnologici e economici. Anche la gestione sostenibile dei sedimenti portuali è un tema di comune interesse. L'inquadramento europeo della problematica è rappresentato dal progetto di ricerca europeo KILLSPILL, dedicato alla prevenzione e al risanamento dei rilasci di petrolio in mare.

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

BIOBASED INDUSTRY E BIOWASTE BIOREFINERY

Le bioraffinerie integrate messe a punto ed attualmente applicate su scala pilota e industriale in Europa ed in Italia producono composti chimici e materiali *biobased* e biocombustibili da biomasse vegetali, prevalentemente lignocellulosiche, ma anche da sottoprodotti e scarti dell'industria agro-alimentare. Gli sviluppi nella ricerca sulle bioraffinerie, applicati sia alle colture agricole che alla valorizzazione integrata (chimica ed energetica) di alcuni sottoprodotti agroalimentari, nonché all'innovazione industriale in corso in questi settori, sono presentati a Ecomondo 2015.

Il contributo pubblicato ne è un esempio.

L'IMPRONTA AMBIENTALE DEI PRODOTTI: STATO DELL'ARTE E PROSPETTIVE

Il tema della valorizzazione green dei prodotti è sempre più rilevante nelle politiche dell'Unione Europea, che ha dato vita ad una serie di iniziative volte alla valorizzazione degli aspetti ambientali delle produzioni, promuovendo metodi e modelli di valutazione basati sul ciclo di vita. L'eco-innovazione rappresenta una risorsa per le imprese italiane per una maggiore competitività ed innovatività. È importante valutare il contesto degli strumenti volontari maggiormente consolidati derivati dalla normativa ISO o da quella nazionale (compreso il GPP ed i Criteri ambientali minimi).

Particolare attenzione è rivolta al settore agroalimentare, caratterizzato da due elementi portanti: la grande industria agroalimentare, leader a livello mondiale e i marchi di qualità dei prodotti, il cui numero maggiore si registra proprio nel nostro paese. Questi due aspetti sono strategici per la competitività delle imprese e possono trovare un'ulteriore spinta grazie alla valorizzazione della qualità ambientale dei prodotti con l'eco-innovazione.

Gli articoli raccolti trattano alcune delle suddette tematiche.

WASTE – CONVEGNO

LA RICERCA APPLICATA NEL CAMPO DELLA VALORIZZAZIONE DEI RIFIUTI ED I SISTEMI DI GESTIONE INTEGRATA, ALLA LUCE DEGLI OBIETTIVI STRATEGICI EUROPEI

Con l'approvazione del VII Programma d'Azione, l'UE ha raccomandato un impegno ulteriore per ridurre la produzione dei rifiuti, limitando al contempo il ricorso alla discarica, muovendosi per quanto possibile verso un'economia "circolare" guidata dal principio del "ciclo di vita" dei prodotti. Gli aspetti problematici rimangono spesso legati alla complessità normativa e burocratica, che limita l'applicabilità di processi anche tecnicamente fattibili, nonché ritardi nell'applicazione delle migliori prassi. Assieme alla normativa europea, anche quella nazionale (decreto "Sblocca Italia", collegato a Legge di stabilità, ecc.) sta modificando le condizioni in cui avviene la gestione dei rifiuti. La sessione è dedicata a nuove soluzioni gestionali, tecnologie innovative di valorizzazione per materiali altrimenti destinati allo smaltimento, valutazione della sostenibilità di processi di raccolta e recupero dei rifiuti.

A cura di: **Università di Bologna – CIRI Energia e Ambiente, Div. Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali – SCI, ENEA, CTS Ecomondo**

Presidenti di sessione:

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

Trattamento dei rifiuti organici per ottenere biomassa ed acqua per uso agricolo e zootecnico

*Vito Cutraro cutraro52@virgilio.it, Noto(Sr) Italia
Pasqualina Cinnirella cinnirella64@virgilio.it, Noto(Sr) Italia*

Riassunto

Un approccio non convenzionale alla gestione della frazione umida dei rifiuti organici si basa sulla possibilità di trattare "Waste food" provenienti dalla raccolta differenziata "porta a porta" al fine di produrre una biomassa denominata B.O.E.D. "Biomassa Organica Energetica Disponibile" da essere utilizzata nella produzione di mangimi, pellet per stufe, produzione di biogas, concime e fertilizzante organico, compost di pregiata qualità e possibilità di utilizzazione nel settore delle energie alternative pulite ed acqua di condensa da utilizzare nel settore agricolo e zootecnico.

Summary

An unconventional approach to the management of the wet fraction of organic waste is based on the ability to treat "food waste" from the collection "door to door" in order to produce a biomass called B.O.E.D. "Biomass Organic Power Available" to be used in feed, pellet stoves, biogas, fertilizer and organic fertilizer, compost of a high quality and useful in the field of alternative energy and clean condensate for use in agriculture and livestock.

1. Introduzione

La ricerca ha dimostrato che dal trattamento della frazione organica dei rifiuti da cucina e ristorazione (resti di carne, verdure, pesci, frutta, caffè, pasta, ecc.) e dei rifiuti alimentari in scadenza, previo lavaggio, triturazione, centrifugazione ed essiccazione, si ottiene una Biomassa (B.O.E.D.) ed Acqua di essiccazione da utilizzare nel settore agricolo e zootecnico. Su questa biomassa e sull'acqua di essiccazione si sono determinati tutti i parametri dettati dalle rispettive normative al fine di essere utilizzate in maniera sicura nel settore agricolo e zootecnico.

A questo scopo si è utilizzato un impianto di essiccazione da 5 tonnellate/ciclo che tratta scarti di cibo "waste food" proveniente dalla raccolta differenziata "porta a porta" e rifiuti alimentari scaduti o in scadenza, mediante un trattamento prevalentemente meccanico composto da varie fasi, al fine di produrre una "biomassa stabile" da utilizzare nella produzione di mangimi, pellet per stufe e nel campo delle energie alternative pulite ed acqua di essiccazione da utilizzare nel settore agricolo e zootecnico.

2. Metodo di ricerca

La ricerca presentata ad ECOMONDO 2014, in questo ultimo anno si è concentrata prevalentemente nel cercare di recuperare l'acqua contenuta nei rifiuti organici (15-20%) e nell'ottenimento di biomassa da poter utilizzare sia nel settore mangimistico, come CSS-

combustibile e come concime/fertilizzante. Il lavaggio, la triturazione e la centrifugazione sono delle fasi imprescindibili per avere un rifiuto organico di qualità e con poca umidità (30%).

2.1 Sistema di lavaggio

I rifiuti organici “waste food” provenienti dalla raccolta differenziata “porta a porta” vengono avviati ad un sistema di lavaggio temporizzato e selezionati da personale qualificato, che tramite vaglio a cestello toglie quei rifiuti non adatti alla produzione della biomassa, che per distrazione sono finiti nel contenitore utilizzato dal cittadino per la raccolta dei cibi di scarto (carta, plastica, sostanze tossiche, vetro, ecc.). La fase di lavaggio è di estrema importanza, ciò per evitare che qualsiasi sostanza nociva possa essere presente nella biomassa, dato l'utilizzo nella produzione di mangimi per animali. L'acqua di lavaggio verrà avviata ad un impianto di depurazione o sversata in fogna, evidentemente dopo le opportune analisi fisico-chimiche.

2.2 Triturazione

Il sistema di triturazione consiste nel tritare i “waste food” con H₂O in modo da ottenere un prodotto semiliquido/pastoso adatto ad essere avviato alla fase di centrifugazione, tramite coclea, in una centrifuga bifase.

2.3 Centrifugazione

La centrifuga permetterà di togliere circa il 60-70% di umidità al rifiuto trattato e lo renderà idoneo per essere avviato alla fase di essiccazione. La centrifuga lavorerà in continuo e non verranno utilizzati polielettroliti o altri additivi che comprometterebbero i risultati finali per cui la ricerca è nata. La fase liquida che uscirà dalla centrifuga verrà inviata in testa alla fase di triturazione.

2.4 Essiccazione

La fase di essiccazione è la fase più importante per tutto il sistema di ricerca e solo dopo un grande studio di ricerca, sperimentazione e progettazione si è riusciti a brevettare un “DRYER” che ha permesso l'ottenimento di una biomassa stabile nel tempo, denominata B.O.E.D. “Biomassa Organica Energetica Disponibile”.

2.5 Twist-screen

Questa fase permette di tritare la biomassa e dal quadro sinottico annesso al twist screen, si programmeranno le dimensioni granulometriche della B.O.E.D. e questa si invierà, tramite coclea, alla fase di insaccamento nei Ton-bag.

2.6 Fluogramma del processo di essiccazione (caldaia a vapore)

Il fluogramma di processo di essiccazione sotto riportato è stato progettato e realizzato per una potenzialità di trattamento di 5 tonnellate/giorno di “waste food” utilizzando una caldaia a biomassa che utilizza parte della B.O.E.D. e riscalda dell'olio adiatermico in delle “serpentine” che crea una temperatura all'interno del DRYER di circa 130 °C che permette di essiccare l'organico; L'acqua di condensa viene recuperata tramite un condensatore o immettendo in controcorrente aria fredda.

PIPING & INSTRUMENTATION DIAGRAM

ITALY Food Waste 5Ton Dryer (Heat source : LNG Steam Boiler)

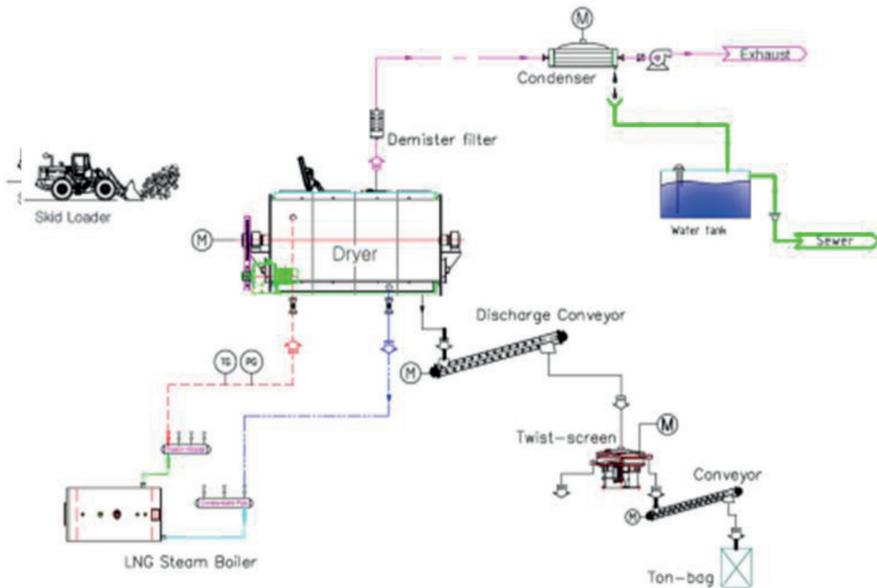


Fig. 1. – Fluogramma del processo di Essiccazione per un impianto da 5 ton/ciclo

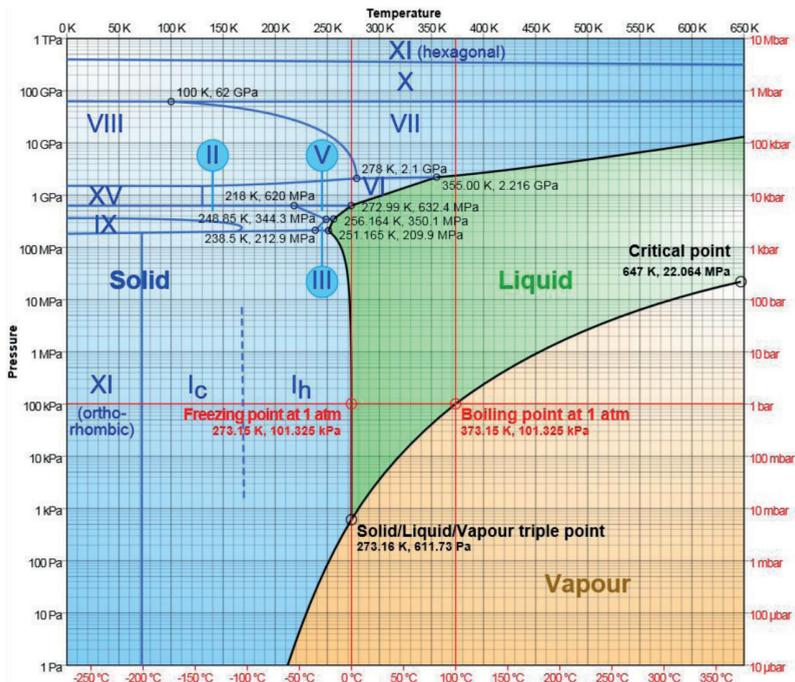


Fig.2 – Diagramma del recupero dell'acqua, con le relative temperature e pressioni del passaggio dallo stato di vapore a quello liquido

3. Risultati e discussione

La metodica applicata e le analisi chimiche hanno confermato la possibilità di poter utilizzare “Waste food” nella produzione di mangimi, concime/fertilizzante e CSS-combustibile ed acqua di essiccazione per uso agricolo e zootecnico. L'alto Potere Calorifico Inferiore (5880 kcal/kg e 25,7 MJ/kg) di questa Biomassa, maggiore di quello del Pellet (4500 kcal/kg) e non lontano dal PCI del Coke che viene utilizzato nelle centrali termoelettriche, induce ad una seria riflessione ed approfondimenti su questi valori energetici e bisogna considerare che la biomassa prodotta rientra tra gli “End of Waste” (Decreto Ministeriale 6 luglio 2012). Un altro aspetto da considerare è la drastica riduzione del volume del rifiuto organico (circa 2/3) e la facilità di trasporto di questa Biomassa (Ton-bag o container) e se per necessità si volesse smaltire in discarica, i volumi sarebbero ridotti di 2/3 e sicuramente si accelererebbero tutti i processi biochimici legati alla trasformazione della sostanza organica e si ridurrebbero anche i tempi per la produzione di biogas e di percolato, per non parlare della drastica riduzione di CO₂ in atmosfera. Il recupero dell'acqua di essiccazione ha ulteriormente rafforzato il sistema di essiccazione proposto, considerando che quasi tutti gli altri sistemi hanno bisogno di apporto d'acqua (discarica, inceneritori di vecchia generazione, digestione anaerobica e durante lo spargimento nei suoli dell'ammendante da compostaggio), mentre questo sistema permette di recuperare acqua e di utilizzare parte della biomassa, se economicamente conveniente, per alimentare la caldaia che fa funzionare tutto il sistema.

4. Conclusioni

L'innovazione di questo tipo di approccio presuppone il recupero dell'organico dai rifiuti domestici “porta a porta” e dei rifiuti alimentari da grandi catene di distribuzione scaduti o in scadenza, al fine di evitare che vadano in discarica o alla termodistruzione o presso impianti di compostaggio o in digestione anaerobica. Non possiamo permetterci di sprecare “materia ed energia” proveniente dai rifiuti organici, né tantomeno alimentare impianti che distruggono questa risorsa. Bisogna cambiare rotta e quindi cambiare il modo di vedere i rifiuti urbani ed in particolare la sostanza organica proveniente dai rifiuti domestici, la ricerca proposta va in questa direzione e vuole essere un'alternativa agli attuali sistemi di trattamento e smaltimento. Bisogna evitare assolutamente che l'organico/umido, vada sprecato e il recupero di materia ed energia da questi rifiuti deve essere prioritario ed indispensabile per sovvertire le vecchie tendenze e tecnologie fin adesso proposte.

La ricerca ha dimostrato che dai “waste food” tramite un processo di trattamento di lavaggio, triturazione, centrifugazione, essiccazione, si può ottenere una “materia prima” a norma del Reg.(UE) n°68/2013 da poter essere utilizzata nella produzione di mangimi, CSS-Combustibile, concime e fertilizzante ed acqua di essiccazione per uso agricolo e zootecnico. In ultima analisi si vuole ricordare quanto asserito dal Decreto Ministeriale 6 luglio 2012 che stabilisce le nuove modalità di incentivazione della produzione di energia elettrica da impianti alimentati da fonti rinnovabili (CSS-combustibili), quale appunto è la biomassa prodotta con questo nuovo impianto di trattamento per “waste food”, essendo tra l'altro un “end of waste” così come riportato dal Decreto Ministeriale 6 luglio 2012.

Bibliografia

- [1] **Cuttraro V.** Trattamento dei “rifiuti da cucina e ristorazione” per l'ottenimento di “materia prima” come da Regolamento (UE) n°68/2013, da utilizzare nella produzione di mangimi per animali o per altri usi. 14th International Waste management and landfill SARDINIA Symposium, Settembre 2013.
- [2] **Cuttraro V.** “Trattamento Waste food” per l'ottenimento di una biomassa da utilizzare nella produzione di mangimi per animali e CSS-Combustibile” - Brazilian Association of ABES Sanitary and Environmental Engineering, Giugno 2014

[3] **Cutrarò V.** “ Trattamento “Waste food” per ottenere una biomassa (B.O.E.D.) da utilizzare nella produzione di mangimi, pellet per stufe e in alternativa a vari combustibili fossili.”

Rimini ECOMONDO Novembre 2014 - Sessione poster.

[4] **Cutrarò V.** “Trattamento del cibo di scarto per ottenere biomassa (settore mangimistico e/o CSS combustibile, concime/fertilizzante) ed acqua per il consumo animale e/o irrigazione. 2° WORKSHOP - Rifiuti e Life Cycle Thinking - Politecnico di Milano, Mercoledì 24 giugno 2015

Wa.Re.Lab. – Laboratori per la riduzione dei rifiuti. Analisi sulla produzione e riutilizzo dei rifiuti speciali nell'area industriale di Tito – Pignola (Potenza)

*Walter Giudice walter.giudice@enea.it, Pietro Garzone, Salvatore Dimatteo
ENEA, Centro Ricerche Trisaia – Rotondella (MT)*

Riassunto

L'Economia Circolare rappresenta il più recente tentativo di concepire una integrazione sostenibile fra l'attività economica e la protezione dell'ambiente.

In tale logica, il progetto Wa.Re.Lab., intende favorire la sostenibilità ambientale dei contesti produttivi dislocati in aree marginali del sistema produttivo nazionale.

L'obiettivo del progetto è la creazione, a livello territoriale, di un mercato "intelligente" degli scarti capace di mettere in relazione domanda ed offerta, minimizzando il ricorso allo smaltimento, favorendo le pratiche di riciclo/recupero e riducendo, altresì, i costi di trasporto.

Summary

Circular Economy represents the most recent attempt to conceive the integration between economic activity and environmental protection, in a sustainable way.

Wa.Re.Lab. project, in that sense, seeks to promote environmental sustainability of national productive contexts located into marginal areas.

The purpose of the project is creating a "smart" waste marketplace, in order to link supply and demand, minimize disposal practices, encourage recycling or recovery and, also, reduce transportation costs.

1. Introduzione

La gestione degli scarti dei processi produttivi costituisce una delle voci di spesa più importanti per la maggior parte delle aziende. La loro razionale gestione, indirizzata soprattutto alla loro valorizzazione attraverso pratiche di riuso/riciclo, costituisce quindi un potenziale beneficio sia in termini finanziari che ambientali.

Il progetto Wa.Re.Lab - finanziato dalla Fondazione con il Sud nell'ambito del Bando Ambiente 2012 - si inquadra in questa ottica. Lo scopo del progetto è la creazione di un'isola ecologica virtuale capace di mettere in relazione, a livello territoriale, domanda ed offerta di scarti derivanti da attività produttive e commerciali, al fine di incentivare l'uso come sottoprodotti, come Materie Prime Secondarie (MPS) o come End of Waste (EoW), nel rispetto del quadro normativo vigente.

Lo stesso progetto mira inoltre a creare, nelle stesse imprese, la consapevolezza dei vantaggi connessi con la razionale gestione degli scarti, così da diffondere la cultura della riduzione della produzione dei rifiuti e del riciclo/recupero.

2. Relazione

Nella prima fase del progetto le imprese dell'area ASI di Tito-Pignola sono state invitate, dopo alcuni seminari formativi, a rispondere ad un questionario con lo scopo di fotografare lo stato della gestione degli scarti di produzione, così da permettere la costruzione di un data-base utile per la valutazione delle possibilità del riutilizzo degli stessi scarti come sottoprodotti ovvero, previo trattamento di recupero, come materie prime seconde, minimizzando il ricorso allo smaltimento e/o il loro trasferimento al di fuori del contesto industriale di riferimento.

Circa la metà delle aziende ha partecipato con un certo interesse all'azione di scouting.

Il questionario ha anche permesso l'acquisizione di informazioni utili per valutare la sensibilità ambientale delle imprese.

2.1 Aspetto giuridico

La gestione dei rifiuti costituisce un'attività economica a tutti gli effetti ed in quanto tale deve essere praticata tenendo conto non solo delle implicazioni ambientali, sociali e sanitarie ma anche degli aspetti tecnici, normativi e di fattibilità economica. In tale ottica la gestione dei rifiuti deve tener conto dei seguenti criteri di priorità, come da direttiva quadro in materia di gestione dei rifiuti (dir. 2008/98/CE), recepita nell'ordinamento nazionale dalla parte IV del D.lgs 152/06 e smi "Norme in materia ambientale". I criteri di priorità sono nell'ordine:

- Prevenzione;
- Preparazione per il riutilizzo;
- Riciclaggio;
- Recupero di altro tipo (es. recupero di energia);
- Smaltimento.

Questi criteri sono legati a livello normativo alla definizione stessa di rifiuti [art. 183, c. lett. a) del D.lgs 152/06 e smi – ["rifiuto": qualsiasi sostanza od oggetto di cui il detentore si disfi o abbia l'intenzione o abbia l'obbligo di disfarsi]. La linea di confine fra rifiuto e non rifiuto resta, ad oggi, a livello di normativa nazionale e comunitaria, principalmente legato al concetto di "disfarsi" [1].

L'esclusione di un materiale dalla disciplina dei rifiuti non è affatto scontata, in ragione del rinvio alla disciplina dei sottoprodotti o delle Materie Prime Secondarie (MPS) o al concetto di "End of Waste (EoW)". Questo perché si tratta di concetti residuali riguardo la definizione dei rifiuti, rispetto i quali, l'esito positivo dell'esclusione di un materiale/oggetto dalla classificazione come "rifiuto" spetta al produttore, su cui grava l'onere della prova [2].

In Italia la pratica di ricorrere alla nozione di sottoprodotto è ridotta a causa dell'assenza di decreti attuativi in materia, eccetto che per alcune categorie di scarti (es. Sottoprodotti di Origine Animale).

Al contrario la disciplina delle Materie Prime Secondarie è regolata da alcuni decreti ministeriali, in via di sostituzione, per alcune categorie merceologiche, da regolamenti (nazionali e comunitari) legati al concetto di "EoW". Essi sono già in vigore per:

- Rottami di ferro, acciaio e alluminio (Regolamento n.333/2011),
- Vetro (Regolamento n. 1179/2012),
- Combustibili Solidi Secondari (CSS – Decreto ministeriale n. 22/2013),
- Rame (Regolamento n. 715/2013).

2.2 Analisi dei dati raccolti e confronto con dati nazionali e regionali

L'area territoriale fra i comuni di Tito e Pignola è una delle nove aree industriali gestite dal consorzio ASI di Potenza. Le aziende attive sono 107 ed impiegano, stando ai dati forniti dall'ASI, poco più di 1.600 addetti.

Trattasi di un comprensorio industriale caratterizzato da microimprese, infatti ben 68 aziende occupano meno di 10 addetti. Sul totale delle aziende si annovera la presenza di sole 5 im-

prese di media dimensione che impiegano da 50 a 200 dipendenti per un complessivo di 600 addetti.

Il settore maggiormente rappresentato è quello manifatturiero che registra circa il 70% delle imprese e l'85 % degli addetti, seguito dal settore commercio e servizi.

Macrosettore ATECO	Numero di imprese
Attività manifatturiere - (ATECO da 10 a 33)	64
Costruzioni - (ATECO da 41 a 43)	5
Commercio - (ATECO da 45 a 47)	21
Trasporti e magazzinaggio - (ATECO da 49 a 53)	7
Servizi di informazione e comunicazione - (ATECO da 58 a 63)	3
Altri settori	5
Attività di raccolta, recupero e smaltimento rifiuti (ATECO 38)	2
TOTALE	107

Tab. 1 – Settori di attività delle imprese dell'area ASI di Tito-Pignola (Potenza)

Su 107 imprese invitate hanno risposto al questionario in 49, poco meno del 50 %, ma che rappresentano, in termini occupazionali più del 70 % degli addetti, pari a 1.147. Settori di riferimento ed addetti relativi alle aziende del campione in studio sono riportati nella tabella seguente.

Macrosettore ATECO	Numero di imprese	Numero di addetti
Attività manifatturiere - (ATECO da 10 a 33)	35	966
Costruzioni - (ATECO da 41 a 43)	3	41
Commercio - (ATECO da 45 a 47)	7	98
Trasporti e magazzinaggio - (ATECO da 49 a 53)	3	29
Servizi di informaz. e comunicaz. - (ATECO da 58 a 63)	1	13
TOTALE	49	1.147

Tab. 2 – Settori di attività delle imprese campione

Dette aziende hanno prodotto circa 11.277 tonnellate di rifiuti speciali (esclusi quelli assimilabili agli urbani) così suddivisi:

- 161 tonnellate di rifiuti speciali pericolosi;
- 10.167 tonnellate di rifiuti speciali non pericolosi (esclusi quelli provenienti da attività da costruzione e demolizione);
- 949 tonnellate di rifiuti non pericolosi da attività di costruzione e demolizione.

I rifiuti pericolosi rappresentano l'1,43 % sul totale dei rifiuti prodotti.

Nessuna azienda ha fatto ricorso alla nozione giuridica di “sottoprodotto” per il riutilizzo dei propri scarti.

L'analisi dei dati per macrosettore evidenzia che le “attività manifatturiere” risultano essere quelle con maggior produzione di rifiuti. Delle 11.227 ton di rifiuti complessivi, ben 10.270,5 ton (pari al 91,5 % del totale) derivano da questo macrosettore.

La sola attività produttiva “fabbricazione di prodotti in metallo”, nella quale figurano ben 15 imprese con 353 addetti (30,7 % del totale), rappresenta, in proporzione, il 76,8% della produzione totale di rifiuti, pari a ben oltre il 84,3% del totale di macrosettore attività manifatturiere.

Il rapporto fra rifiuti prodotti e numero di dipendenti risulta in qualche misura legato al numero degli addetti del settore manifatturiero anche se la produzione pro-capite per le imprese più piccole risulta superiore.

La tabella seguente evidenzia la produzione di rifiuti del campione di imprese in relazione ai codici CER maggiormente rappresentati:

Capitolo	CODICE CER	IMPRESSE PRODUTTRICI [numero]	QUANTITA' [ton]
12	120199 – Rifiuti non specificati altrimenti	12	6.076,5
	120101 – Limatura e trucioli ferrosi	5	1.407,4
	120102 – Polveri e particolato ferrosi	2	971,4
	120105 – Limatura e trucioli plastici	1	116,0
15	150101 – Imballaggi in carta e cartone	17	970,4
	150106 – Imballaggi misti	12	124,3
	150103 – Imballaggi in legno	8	88,6
	150102 – Imballaggi in plastica	11	62,2
	150107 – Imballaggi in vetro	1	45,9
17	170101 - Cemento	1	479,6
	170405 – Ferro e acciaio	19	352,4
	170202 - Vetro	1	105,7
Altri capitoli	160216 – Componenti da apparecchi fuori uso	6	66,7
	160117 – Metalli ferrosi	5	46,9
	160601* - Batterie al piombo	8	43,9

Tab. 3 – Rifiuti maggiormente prodotti dalle aziende campione

Il capitolo 12 – “Rifiuti prodotti dalla lavorazione e dal trattamento fisico e meccanico superficiale di metalli e plastica” si conferma il più rappresentato, concorde con l’analisi per comparto produttivo, con ben 8.601 ton, pari a circa il 76,3 % del totale.

Al secondo posto si trova il capitolo 15 “Rifiuti di imballaggio, assorbenti, stracci, materiali filtranti e indumenti protettivi (non specificati altrimenti)” che con 1.305,8 ton, rappresenta da solo l’11,6% della produzione complessiva di rifiuti, coinvolgendo 39 imprese intervistate (il 79,6 % del totale).

Pertanto i soli capitoli del CER 12 e 15 rappresentano complessivamente quasi l’88 % del totale dei rifiuti prodotti dal campione di imprese.

L’analisi di dettaglio dei rifiuti ha evidenziato che gli scarti sono costituiti in massima parte dal rifiuto 120199 “Rifiuti non specificati altrimenti” che da solo rappresenta più di 6.076 ton, pari a ca. il 54,1% del totale dei rifiuti prodotti.

È stata effettuata l’aggregazione merceologica, indipendente dai CER, utile per capire quantitativi, caratteristiche e potenzialità di recupero degli stessi scarti. I risultati sono sintetizzati di seguito:

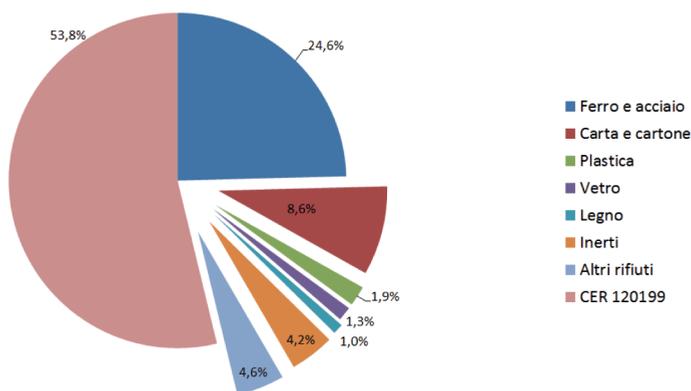


Fig. 1 – *Classificazione dei rifiuti prodotti per categoria merceologica*

Dal grafico si evince che i cascami delle lavorazioni metalliche (CER 120199, 120101 e 120102), pari a ca. 8.850 ton, costituiscono quasi l'80% della produzione complessiva di rifiuti. Tale dato costituisce sotto molti punti di vista un aspetto positivo, in relazione al fatto che trattasi di materiali facilmente ricollocabili nel settore del recupero e potenzialmente riutilizzabili nelle prossimità dell'area.

Al fine di approfondire l'analisi, i dati ottenuti dal questionario sono stati confrontati con quelli regionali ricavabili dai rapporti sui rifiuti speciali prodotti dall'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) [3].

Non avendo disponibili dati relativi al 2013 si è proceduto all'analisi degli anni 2009-2012 da cui sono stati estrapolati dati medi e tendenziali di produzione.

Si evidenzia che la produzione di rifiuti speciali pericolosi in Basilicata, sul totale dei rifiuti speciali, si attesta intorno al valore medio di 7,4 % (anni 2009-2012) contro l'1,4 % delle aziende intervistate.

Esaminando il solo macrosettore "Attività manifatturiera" l'intera Basilicata ha una produzione di rifiuti di circa 219.000 tonnellate (ISPRA - Media anni 2009-2012), e pertanto il campione ASI rappresenta poco più del 4,6% del totale regionale.

Scendendo nel dettaglio l'attività più rappresentata dal campione è la "fabbricazione di prodotti in metallo" (15 imprese con 353 dipendenti). Per tale attività il confronto con il dato regionale evidenzia maggiormente il "peso" dell'attività svolta nel sito.

Analizzando la voce per capitolo di CER, le 8.601 ton di rifiuti del cap. 12 prodotte dalle imprese costituiscono il 12,7% della produzione media regionale riferita allo stesso capitolo e confermano l'area quale uno dei maggiori produttori di tale CER anche in relazione alla specificità produttiva della stessa area industriale.

2.3 Potenzialità del riutilizzo

La gestione dei rifiuti comprende due tipologie di operazioni previste dalla normativa: il recupero (R) e lo smaltimento (D) e le varie sottocategorie di trattamento, come stabilito negli allegati B e C alla parte IV del D.Lgs. 152/2006.

Purtroppo non tutti gli intervistati hanno risposto al questionario sulle modalità di gestione degli scarti. Alcune imprese hanno fornito il quantitativo di rifiuti in regime di deposito temporaneo e, quindi, con destinazione da stabilire, mentre altre non hanno fornito dati in merito. Pertanto l'analisi si è concentrata solo sulle destinazioni indicate.

Tuttavia i dati ottenuti, hanno evidenziato una certa sensibilità delle imprese sul tema del recupero, visto che la maggior parte degli scarti prodotti sono già avviati a recupero presso impianti locali.

Dall'analisi dei dati è risultato infatti che solo una frazione minoritaria dei rifiuti prodotti, per lo più pericolosi, è avviata allo smaltimento. Nei grafici seguenti si sintetizzano i risultati:

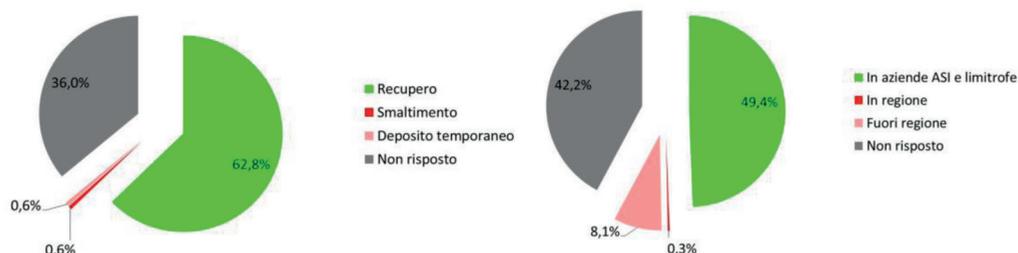


Fig. 2 – Destinazione dei rifiuti prodotti

L'analisi ha altresì evidenziato la presenza nell'area ASI di 6 imprese autorizzate al recupero (attività R13, R3, R4, R5). Come indicato in fig. 2, queste imprese sono già destinatarie di quasi la metà dei rifiuti prodotti, mentre poco più dell'8 % dei rifiuti viene avviato a recupero in impianti fuori regione.

Le imprese suddette, stando ai dati forniti dalla Provincia di Potenza sono autorizzate al recupero della maggior parte delle tipologie di scarti prodotti nell'area. La conclusione che si può trarre è che il sistema economico ha fatto sì che siano nate spontaneamente imprese in grado di recuperare le frazioni merceologiche di rifiuti speciali maggiormente presenti.

Purtroppo gli scarti prodotti in quantitativi trascurabili, non suscitando interessi economici a livello locale, rischiano di essere inviati a smaltimento, anziché al recupero, così da disperdere materiali che potrebbero essere portati a nuova vita.

3. Conclusioni

Il progetto Wa.Re.Lab., nel rispetto della normativa comunitaria e nazionale in materia ambientale, intende porsi, a livello locale, come esperienza pilota per la gestione sostenibile degli scarti relativi al sistema produttivo ASI di Tito-Pignola.

Il questionario sottoposto alle imprese dell'area ha permesso l'acquisizione di una prima tranche di dati utili per valutare la sensibilità ambientale delle imprese nonché la loro capacità di generazione di scarti/sottoprodotti anche ai fini del loro riutilizzo/recupero. I dati, altresì, costituiranno la base su cui implementare la piattaforma web a cui le aziende dell'area potranno accedere per mettere a disposizione delle altre aziende i propri scarti per rendere possibile lo scambio di materie utili per altre attività, nel rispetto del quadro giuridico-normativo nazionale.

L'analisi sulla produzione degli scarti, valutata per le imprese che hanno contribuito all'iniziativa in circa 11.300 ton, ha mostrato che più del 90 % dei rifiuti è ascrivibile ad attività manifatturiere, che rappresentano quasi l'85 % degli addetti.

La maggior parte dei rifiuti sono infatti costituiti da cascami di lavorazione dei metalli, che rappresentano quasi l'80 % del totale. Seguono gli scarti costituiti da imballaggi, che rappresentano oltre il 10 % dei rifiuti censiti nel questionario.

Solamente poco più dell'1 % del totale dei rifiuti prodotti sono classificabili come pericolosi.

Gli intervistati hanno mostrato una certa sensibilità sul tema del recupero dei rifiuti, visto che la maggior parte degli scarti sono già avviati a recupero presso impianti locali.

Escludendo le tipologie di rifiuti per cui non sono stati forniti dati sul destino finale, dall'analisi dei dati è risultato che solo una frazione minoritaria dei rifiuti prodotti, per lo più pericolosi, è avviata allo smaltimento.

L'analisi ha altresì evidenziato la presenza di imprese autorizzate al recupero che, compatibilmente con le disponibilità autorizzate, di fatto costituiscono, sia in termini quantitativi e qualitativi e sia in termini strutturali, uno degli elementi cardine del sistema comprensoriale di gestione degli scarti.

Bibliografia

- [1] **P. Ficco et al.**, “Gestire i rifiuti tra legge e tecnica” – Edizioni Ambiente 2013;
- [2] **M. Pernice, G. Mininni**, “Il sistema normativo e tecnico di gestione dei rifiuti” – IPSOA 2008
- [3] **Autori Vari**, “Rapporto rifiuti speciali” – ISPRA - Edizioni 2011-2012-2014

Effetto della cavitazione idrodinamica su sottoprodotti agroindustriali utilizzabili in digestione anaerobica

*Mirco Garuti m.garuti@crpa.it, Claudio Fabbri, Sergio Piccinini
Centro Ricerche Produzioni Animali – CRPA Lab, Sezione Ambiente ed Energia - Reggio Emilia*

Riassunto

Nel presente lavoro vengono illustrati gli effetti della cavitazione idrodinamica controllata su vinacce esauste (scarto della lavorazione dell'uva) e sansa di oliva (scarto della produzione dell'olio). Le biomasse sono state trattate utilizzando un reattore di cavitazione pilota ed è stata valutata sia la resa in metano mediante test BMP (Biochemical Methane Potential) che la riduzione dei solidi mediante granulometria ad umido. Le vinacce esauste trattate con cavitazione idrodinamica hanno mostrato una resa in metano circa 8,5% maggiore rispetto al campione non trattato, un incremento nella cinetica di produzione e una sensibile diminuzione dei solidi con diametro superiore a 3,15 mm. Il trattamento applicato alla sansa di olive ha invece evidenziato un aumento nella resa in metano di circa il 30% rispetto al campione non trattato. La possibilità di pretrattare con cavitazione idrodinamica controllata questo tipo di sottoprodotti agroindustriali potrebbe aumentarne in modo significativo il loro utilizzo per la produzione di biogas.

Summary

Controlled hydrodynamic cavitation effects on exhausted grape marc (winery wastes) and olive pomace (olive waste) are investigated. This pretreatment is evaluated using a pilot scale cavitation reactor, methane yield is measured by Biochemical Methane Potential (BMP) test and particles size reduction is established by wet sieving. Cavitation pretreatment of exhausted grape marc showed 8,5% methane yield more than original substrate, increment in methane production rate and considerable particles size reduction of solids with >5-3,15 mm diameter. Cavitated olive pomace showed a methane yield increment about 30% in comparison to original substrate. Controlled hydrodynamic cavitation of these agro-industrial byproducts could increase significantly their use in biogas production.

1. Introduzione

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 (500-15.000 K), pressioni (100-5.000 atm) e spostamenti di fluido con velocità dell'ordine di $1.000-1.500 \text{ m s}^{-1}$ [1, 2]. La cavitazione è classificabile in diverse tipologie a seconda del modo in cui essa è generata; la cavitazione acustica, ad esempio, è prodotta da onde sonore in fase liquida che creano variazioni di pressione mentre la cavitazione idrodinamica viene prodotta

dalle variazioni di pressione indotte dal passaggio forzato di un fluido in determinate strozzature. Più precisamente la cavitazione idrodinamica è generata in appositi sistemi in cui il fluido in ingresso subisce un violento abbassamento di pressione a seguito del passaggio forzato in un orifizio; durante questo passaggio il fluido aumenta la sua velocità causando un abbassamento della pressione locale al di sotto di una determinata soglia critica di pressione con la conseguente formazione di zone di vapore in fase liquida che originano le microbolle di cavitazione. 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.

La cavitazione idrodinamica controllata si riferisce ad un sistema realizzato con una pompa e un reattore di cavitazione in cui, mediante la modulazione della portata del fluido passante e la regolazione della potenza del cavitatore, sia possibile eseguire questo tipo di pretrattamento al fine di rendere il processo più efficiente ed economicamente sostenibile [2]. Dal punto di vista industriale la cavitazione idrodinamica può essere utilizzata per la disinfezione microbica, per la rottura cellulare finalizzata al recupero di biomolecole ad alto valore aggiunto, per il processo di produzione del biodiesel, per la produzione di emulsioni in campo farmaceutico o alimentare e per il miglioramento di processi biologici di depurazione e di digestione anaerobica [3].

La cavitazione idrodinamica è già applicata con successo in impianti di digestione anaerobica per il trattamento di fanghi [4] ma anche in impianti che trattano effluenti zootecnici e sottoprodotti agro-industriali [5].

2. Materiali e metodi

2.1 Caratterizzazione delle biomasse utilizzate

Il trattamento di cavitazione idrodinamica è stato applicato alle seguenti biomasse:

- vinacce esauste, costituite dalle parti solide dell'uva (bucce, vinaccioli e graspi) che residuano dalla fase di vinellazione in distilleria (lavaggio con acqua per asportare alcool e zuccheri).
- sansa di oliva, sottoprodotto del processo di estrazione dell'olio di oliva.

Nel presente lavoro per lignina si intende l'ADL (Acid Detergent Lignin), determinato secondo metodo Van Soest (1991). Oli e grassi greggi sono stati determinati con metodica REG CE 152/09 27/01/09 ALL III MET H Proc B.

2.2 Cavitazione idrodinamica controllata

Le biomasse sono state trattate utilizzando un reattore pilota in cui la cavitazione è generata dal passaggio della miscela in ingresso in un rotore forato in movimento (55-60 Hz, 20-25 A, 1-2 atm di pressione).

Per il trattamento, le biomasse sono state miscelate con acqua al fine di avere una miscela con 7,5-8,0% di solidi totali.

Il campione di vinaccia esausta è stato fatto passare per due volte nel reattore di cavitazione applicando un'intensità energetica di 245 kJ/kgST a ciascun passaggio. Analogamente, il campione di sansa di oliva è sottoposto ad un doppio passaggio a 375 kJ/kgST.

2.3 Valutazione del potenziale metanigeno

La misura del potenziale biochimico metanigeno (BMP) è svolto in conformità con la norma UNI EN ISO 11734:2004. Il test BMP è condotto a $38 \pm 0,2$ °C. La degradabilità della sostanza organica è calcolata dal rapporto fra la quantità in peso del biogas prodotto e la quantità di solidi volatili caricati. Il risultato viene espresso in normal metri cubi di metano per tonnellata di solidi volatili ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{t SV}$).

2.4 Analisi granulometrica

L'analisi granulometrica delle biomasse non trattate e dei campioni sottoposti a cavitazione è effettuata mediante setacciatura ad umido mediante vibrosetacciatore Analysette 3 PRO (Fritsch). I setacci utilizzati sono disposti l'uno sull'altro con diametro della luce decrescente andando dall'alto verso il basso: 5 mm, 3,15 mm, 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,3 mm, 0,1 mm (in accordo con la norma ISO 3310-1). Inizialmente, 30-150 g di campione tal quale (corrispondenti a circa 12 g di solidi totali) sono miscelati con 1000 ml di acqua distillata; successivamente il campione è posto sul primo setaccio e viene applicato un flusso di acqua pari a circa 3,8 l/min e un programma di setacciatura corrispondente a 15 minuti con ampiezza di vibrazione verticale di 2 mm e 20 minuti con ampiezza 0,5 mm. Al termine dell'analisi i setacci vengono essiccati a 105 °C fino a peso costante. La distribuzione percentuale nelle varie classi granulometriche viene calcolata come rapporto tra i solidi totali pesati su ciascun setaccio dopo essiccamento e i solidi totali di partenza.

3. Risultati e discussione

3.1 Effetto della cavitazione idrodinamica controllata su vinacce esauste

Nelle prove di laboratorio la degradabilità massima della vinaccia esausta a 27 giorni dall'avvio del test è stata il 26% della sostanza organica mentre la resa in metano è stata pari a 116,6 Nm³ CH₄/t SV. La vinaccia esausta sottoposta al trattamento di cavitazione idrodinamica presenta invece una degradabilità del 27,1% e una resa in metano pari a 126,8 Nm³ CH₄/t SV, circa 8,5% maggiore rispetto al campione non trattato (Fig. 1).

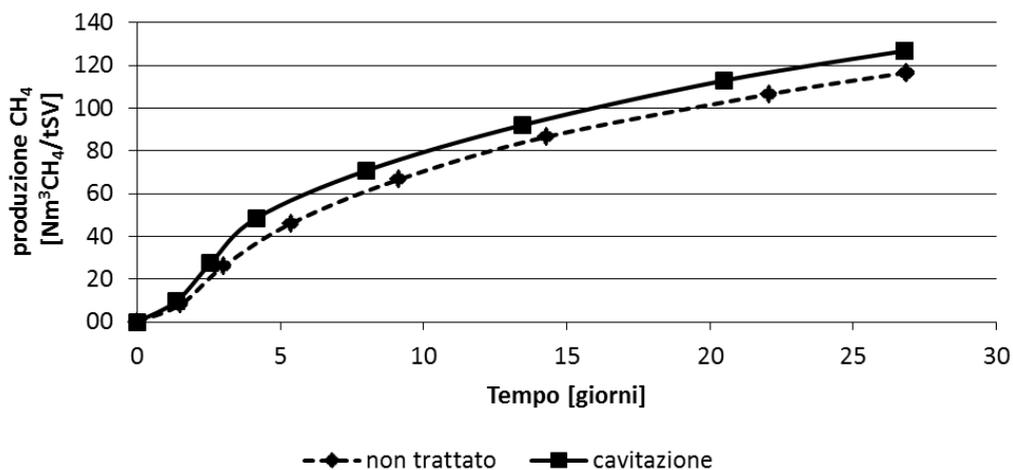


Fig. 1 – Produzione di metano del campione di vinaccia esausta non trattato e del campione sottoposto a cavitazione idrodinamica controllata

Analizzando le cinetiche di produzione di metano si nota che la velocità di produzione più elevata si raggiunge a 3 giorni per il campione non trattato e a 2,6 giorni per il campione cavitato (Fig. 2). Entrambe le cinetiche di produzione sono caratteristiche di un consumo di molecole facilmente degradabili, come zuccheri e alcoli residui. La cinetica di produzione nel campione cavitato risulta maggiore a quella del campione non trattato fino al giorno 8, successivamente si assiste ad un allineamento delle due curve (Fig. 2). Tale differenza è in accordo con la maggiore produzione cumulativa del campione trattato, probabilmente dovuta

alla rottura dei vinaccioli che ha reso metabolizzabile una quota di oli e grassi greggi non disponibile in precedenza (5% sui solidi totali).

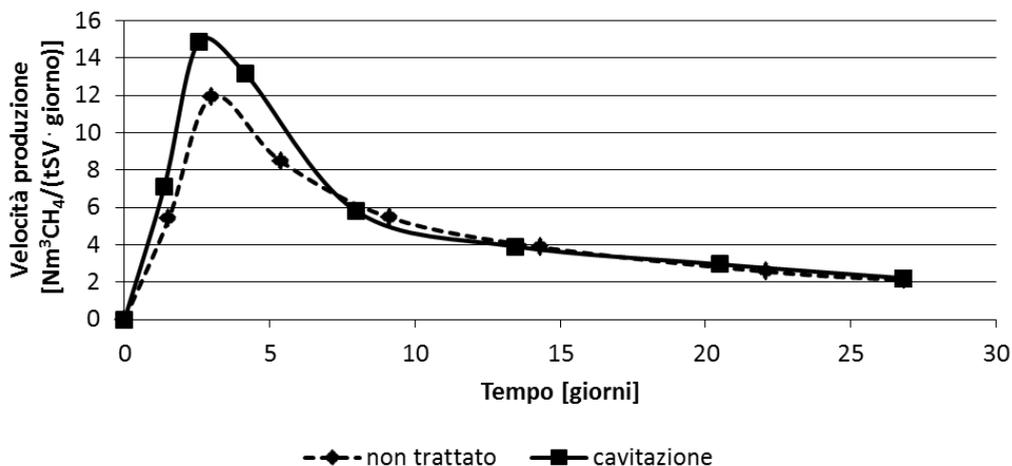


Fig. 2 – Velocità di produzione di metano del campione di vinaccia esausta non trattato e del campione sottoposto a cavitazione idrodinamica controllata

Il pretrattamento delle vinacce con cavitazione idrodinamica permette una sensibile riduzione della pezzatura dei solidi totali presenti. Il trattamento agisce principalmente su classi granulometriche con diametro maggiore di 5 mm, compreso tra 3,15 e 5 mm e tra 2 e 3,15 mm. Complessivamente il contenuto di solidi totali con diametro inferiore a 0,3 mm passa da 10,8% del campione non trattato a 56,6% del campione cavitato (Tab. 1): ciò determina un aumento della superficie di contatto tra biomassa microbica e matrice, giustificando la più veloce cinetica di produzione di metano nel campione trattato.

	Solidi Totali (%)							
	> 5	3,15 < F < 5	2 < F < 3,15	1 < F < 2	0,5 < F < 1	0,3 < F < 0,5	0,3 < F < 0,1	< 0,1
Non trattato	27,47	17,56	10,70	15,92	11,41	6,13	5,40	5,40
Cavitato	0,71	1,50	5,27	16,47	11,93	7,54	15,51	41,08

Tab. 1 – Analisi granulometrica del campione di vinaccia esausta non trattato e del campione sottoposto a cavitazione idrodinamica controllata (classi granulometriche espresse in millimetri)

Le vinacce esauste sono caratterizzate però da un alto contenuto di lignina (43% sui solidi totali) dovuto alla presenza di raspi e vinaccioli che ne fanno, in ultima analisi, una matrice a bassa degradabilità per la digestione anaerobica nonostante l'evidente riduzione di diametro a seguito del trattamento.

3.2 Effetto della cavitazione idrodinamica controllata su sansa di oliva

La degradabilità massima della sansa di oliva a 27 giorni dall'avvio del test è stata il 51% della sostanza organica mentre la resa in metano è stata pari a 281,7 Nm³ CH₄/t SV. La sansa di oliva sottoposta al trattamento di cavitazione idrodinamica presenta invece una degradabilità del 65,7% e una resa in metano pari a 369,2 Nm³ CH₄/t SV, circa il 30% maggiore rispetto al campione non trattato (Fig. 3).

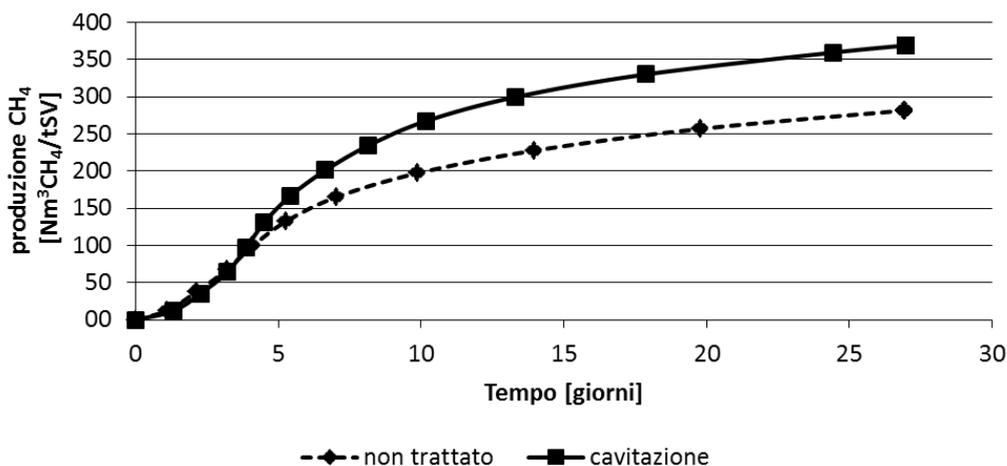


Fig. 3 – Produzione di metano del campione di sansa di oliva non trattato e del campione sottoposto a cavitazione idrodinamica controllata

Analizzando le cinetiche di produzione di metano si nota che sono perfettamente confrontabili nei primi tre giorni del test ed entrambi i campioni hanno raggiunto la velocità di produzione più elevata dopo 4-4,5 giorni, ma il campione cavitato evidenzia una produzione di metano molto più elevata, in termini quantitativi, rispetto al campione non trattato dal quarto al giorno fino al termine della prova (Fig. 4).

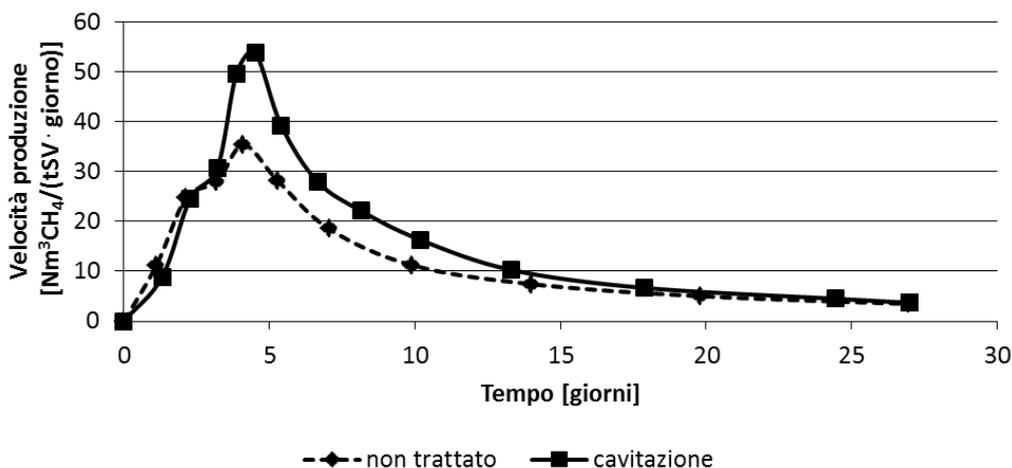


Fig. 4 – Velocità di produzione di metano del campione di sansa di oliva non trattato e del campione sottoposto a cavitazione idrodinamica controllata

L'effetto migliorativo del pretrattamento, probabilmente, non è tanto da ricercare nella riduzione macroscopica della pezzatura dei solidi che, come mostrato in Tab. 2, è piuttosto limitata, quanto nell'aumentata disponibilità di sostanza degradabile per i batteri. Ciò potrebbe essere ricondotto sia ad un effetto disgregativo su quote di fibra incrostate da lignina che all'effetto emulsionante della cavitazione sugli oli e grassi, che rappresentano in questa matrice una quota considerevole (30% sui solidi totali).

	Solidi Totali (%)							
	> 5	3,15 < F < 5	2 < F < 3,15	1 < F < 2	0,5 < F < 1	0,3 < F < 0,5	0,3 < F < 0,1	< 0,1
Non trattato	0,27	0,61	3,83	16,54	18,73	15,68	22,13	22,20
Cavitato	0,21	0,37	5,19	11,50	13,09	9,75	29,26	30,63

Tab. 2 – *Analisi granulometrica del campione di sansa di oliva non trattato e del campione sottoposto a cavitazione idrodinamica controllata (classi granulometriche espresse in millimetri)*

Per classi granulometriche con diametro superiore a 2 mm, la cavitazione idrodinamica non determina sostanziali benefici rispetto al campione non trattato poiché caratterizzato da pezzatura piuttosto ridotta, tipica di una matrice di questo tipo con componente fibrosa molto corta e assenza di nocciolino. Il trattamento agisce principalmente su classi granulometriche con diametro compreso tra 0,5 e 2 mm. Complessivamente il contenuto di solidi totali con diametro inferiore a 0,3 mm passa da 44,3% del campione non trattato a 59,9% del campione cavitato (Tab. 2): ciò è in accordo con le cinetiche di produzione di metano che sono pressoché identiche nei primi giorni del test.

4. Conclusioni

La degradabilità delle vinacce di lavorazione dell'uva può essere particolarmente influenzata dalla tipologia della stessa e dall'eventuale trattamento di distillazione a cui possono essere sottoposte. La cavitazione idrodinamica controllata su vinacce esauste ha portato ad un aumento nella quantità e nella cinetica di produzione di metano ed ad una sensibile riduzione nella grandezza dei solidi totali. Il pretrattamento condotto su sansa di oliva non ha invece provocato sensibili variazioni nella pezzatura della matrice ma ha determinato circa il 30% in più di metano rispetto alla matrice non trattata.

Questo tipo di pretrattamento applicato direttamente alle biomasse al carico in un impianto di digestione anaerobica può determinare benefici sia in termini di produzione di biogas che un miglioramento globale della miscelazione come conseguenza dell'effetto disgregativo. Saranno però necessari ulteriori studi per definire le condizioni operative della cavitazione idrodinamica controllata, sia in termini di energia applicata che di continuità di risultati, al fine di valutarne la sua sostenibilità economica in un processo industriale.

Bibliografia

- [1] **Suslick K.S.** (1990) *The chemical effects of ultrasound*. Science, 247, 1439-1445.
- [2] **Letcher, T., Scott, J. L. and Patterson, D. A.** (2014) *Chemical Processes for a Sustainable Future*. Abingdon, U. K.: Royal Society of Chemistry.
- [3] **Gogate P. R., Kabadi A. M.** (2009) *A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology*. Biochemical Engineering Journal, 44, 60–72.
- [4] **Kozyuk O., Reimersus P.** (2015). *Methods for treating biosolids sludge with cavitation*. US 2015/0158752 A1
- [5] **Garuti M., Fabbri C., Piccinini S.** (2014). *Applicazione della cavitazione idrodinamica in digestione anaerobica*. Atti di ECOMONDO 2014 - Green economy: ricerca, innovazione e azioni nel mediterraneo. Maggioli Editore, Santarcangelo di Romagna, 42-48.

Stato dell'arte nell'ambito dei processi industriali di trattamento e valorizzazione di pneumatici fuori uso per recupero di materia o energia a livello internazionale

Farnoosh Farmand Ashtiani farnoosh.farmand@gmail.com CINIGeo Roma, Laura Cutaia ENEA Roma, Floriana La Marca Università La Sapienza Roma

Riassunto

In questo articolo si presenta il lavoro di analisi e rassegna svolto per individuare sia le tecnologie per la valorizzazione energetica o per il recupero di materiali ad alto valore aggiunto dagli Pneumatici a Fine Uso (PFU), sia gli impianti presenti a livello internazionale che operano nel settore del trattamento e della valorizzazione degli PFU. Come risultato di una ricerca bibliografica, condotta su riviste scientifiche internazionali del settore, è stato predisposto un database con i dati internazionali relativi ai principali impianti individuati, anche di tipo sperimentale, e le tecnologie attualmente implementate. Le tecnologie di trattamento individuate sono state classificate in due categorie principali, in funzione della finalità di recupero di materia oppure di energia da PFU.

Summary

This article presents the work of analysis and review carried out to outline both technologies for the recovery of energy and high added value materials from end of life tires (ELT), both the plants operating at international level for treatment and beneficiation of ELT. As a result of a bibliographical research, conducted on scientific journals in the field, a database was prepared reporting international data related to key identified plants, including experimental, and currently implemented technologies. The identified treatment technologies were classified into two main categories, depending on the purpose of materials or energy recovery from ELT.

1. Introduzione

Uno dei settori in cui maggiormente si utilizzano prodotti in gomma è l'industria automobilistica, per lo più in forma di pneumatici. Le composizioni chimiche molto diverse e le strutture reticolate presenti nella gomma per gli pneumatici sono necessarie per conferire ad essi alta resistenza alla biodegradazione, alla decomposizione fotochimica, ai reagenti chimici e alle alte temperature. Il crescente numero di pneumatici usati costituiscono pertanto una grave minaccia per l'ambiente, proprio per queste caratteristiche di resistenza. Per tale ragione, le recenti normative, sia nazionali che internazionali, impongono che la gestione degli PFU sia improntata a criteri di economicità, efficienza e sostenibilità, imponendo che siano privilegia-

te le opzioni di recupero di materia e di energia, rispetto a quella di smaltimento definitivo. Su tale spinta, il progresso tecnologico compiuto negli ultimi anni nella gestione dei rifiuti delle gomme e della plastica ha fatto sì che i PFU siano percepiti come una potenziale fonte di materie prime preziose. L'incremento degli studi relativi a processi di recupero e riciclaggio sempre più efficienti, unitamente alle norme di legge restrittive dell'Unione Europea per quanto riguarda la gestione degli pneumatici usati, hanno portato a sviluppare soluzioni che consentano di convertire in energia o nuovi materiali polimerici il notevole flusso di rifiuti di gomma. Da una revisione critica di numerosi studi sul ciclo di vita mediante metodologia LCA pubblicati da SWM (*Solid Waste Management Strategy*) e analizzando la distribuzione geografica degli impianti, emerge che essi si concentrano principalmente in Europa, con scarsa diffusione nei paesi in via di sviluppo [1].

2. Relazione

Come obiettivi del presente lavoro, sono stati oggetto dell'indagine in UE e EXTRA UE:

- Analisi e rassegna di nuove tecnologie e/o buone prassi per la valorizzazione energetica o per il recupero di materiali ad alto valore aggiunto da PFU.
- Analisi e rassegna di impianti per la valorizzazione energetica o per il recupero di materiali da PFU.

A partire dall'individuazione dei principali impianti di trattamento e valorizzazione dei PFU operanti a livello europeo ed internazionale, come risultato di una ricerca effettuata in Internet, sono state identificate alcune tecnologie implementate sia a livello industriale che sperimentale, di seguito elencate e raccolte in un database di inventario.

2.1 Analisi e rassegna delle tecnologie

2.1.1 Tecnologie di trattamento finalizzate al recupero di materia da PFU

I processi di trattamento PFU con finalità di recupero di materia sono: processi meccanici, che prevedono stadi successivi di triturazione, granulazione e macinazione per la riduzione dimensionale a cui seguono operazioni di separazione delle diverse frazioni di materiali (metalli, tessili), preceduta eventualmente da stallonatura; processi termomeccanici, termochimici fisici e/o biologici, che prevedono la devulcanizzazione per la produzione di gomma rigenerata.

Processo	Diffusione della tecnologia	
	UE	EXTRA-UE
Stallonatura	X	X
Triturazione a temperatura ambiente	X	X
Triturazione criogenica	0	0
Triturazione <i>waterjet</i>	X	X
Devulcanizzazione	X	X

Tab. 1 – Processi per il recupero di materia da PFU: diffusione delle tecnologie in UE ed EXTRA-UE alla scala industriale

Le particelle di gomma triturate con la tecnologia *Waterjet* possiedono particolare reattività chimica, grazie alla morfologia delle superfici caratterizzata da convessità e concavità microscopiche. Tali proprietà conferiscono valore aggiunto nelle applicazioni industriali.

Gli studi effettuati con la Microscopia a Scansione Elettronica (SEM), infatti indicano che con la macinazione criogenica si avranno le particelle più fini e regolari, mentre con la macinazione *Waterjet* le particelle di gomme in questo caso hanno un'elevata rugosità, che le rende adatte alla preparazione di miscele bituminose [2].

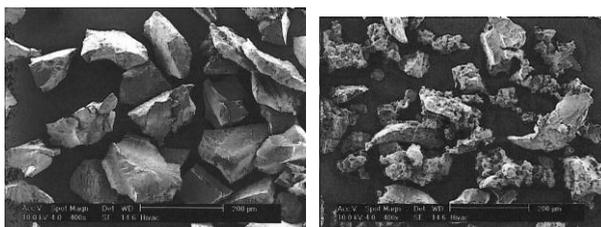


Fig. 1 – Micrografie di granulati di gomma ottenuti con triturazione con i processi Criogenica e Waterjet

Esistono numerosi studi e brevetti in letteratura sull'impiego di granulati di PFU, come ad esempio utilizzo di PFU miscelato a polveri metalliche miste come materiale schermante da radiazioni nucleari [3]; i potenziali settori di impiego dei materiali triturati (dimensioni tra 50 e 400 mm) dai PFU sono nella produzione di energia elettrica, come combustibili nei cementifici, oppure nelle opere civili [4]. Le frazioni granulate (dimensioni tra 10 e 20 mm), in genere, si impiegano nel settore della costruzione di campi di calcio, delle pavimentazioni di impianti sportivi e di parchi giochi. Infine, il polverino (dimensioni inferiori a 0,8 mm) di PFU, si adopera, in genere nella produzione di sigillanti e di asfalti modificati [5]. Numerose ricerche hanno convalidato e migliorato le proprietà e le tecnologie relative agli asfalti modificati con polverino da PFU, come ad esempio la progettazione di strumenti per la misurazione della viscosità [6] e della separazione di fase delle miscele bituminose modificate con il polverino. I materiali recuperati da PFU, tuttavia, devono essere sottoposti ad opportune analisi per verificare la composizione chimica degli stessi. La presenza di sostanze chimiche organiche pericolose come Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), Ftalati, Benzotiazolo e derivati, nelle superfici di parchi giochi e di pavimentazioni realizzate con pneumatici riciclati, è stata riscontrata in alcuni lavori riportati in letteratura. Mediante estrazione con solvente, seguita da analisi degli elementi estratti, con gas cromatografo a spettroscopia di massa GC-MS, in alcuni campioni è stata evidenziata una concentrazione di IPA estremamente elevata [7].

2.1.2 Tecnologie di trattamento finalizzate al recupero di energia da PFU

Il recupero di energia può avvenire sotto forma di energia elettrica e/o calore. I processi possono essere di combustione, di gassificazione, di pirolisi.

Processo	Diffusione della tecnologia	
	UE	EXTRA-UE
Combustione	X	X
Gassificazione	X	X
Pirolisi	*X	*X

Tab. 2 – Processi per il recupero di energia da PFU: diffusione delle tecnologie in UE ed EXTRA-UE alla scala industriale, *X: scala industriale/Pilota

Pirolisi e gassificazione differiscono dalla combustione, in quanto possono essere utilizzate per il recupero del contenuto chimico dei rifiuti, piuttosto che del loro valore energetico. I prodotti chimici derivati da pirolisi e gassificazione in alcuni casi possono essere utilizzati come materia prima per altri processi o come combustibile secondario. A causa del costo elevato degli impianti e della manutenzione, e del costo poco competitivo dei suoi prodotti, la pirolisi degli pneumatici fuori uso è applicata molto raramente su scala industriale [8]. Ciò nonostante, considerando l'intensa attività di ricerca per migliorare le tecnologie esi-

stenti, anche al fine di ridurre i costi dell'energia e delle materie prime petrolchimiche, questo metodo di gestione degli PFU presenta un considerevole potenziale di sviluppo futuro. Diversi studi in letteratura riferiscono sulla progettazione di impianti pilota, su indagini relative alla composizione ed alla resa dei vari prodotti di pirolisi, compresi gli effetti della miscelazione con oli diesel [9, 10]. Esistono inoltre altre tecnologie sperimentali di pirolisi applicabili ai PFU, eseguite in presenza di composti in uno stato supercritico (ad esempio CO₂), di plasma o di micro-onde [11-13], di cui non si ha ancora riscontro in applicazioni industriali.

2.2 Analisi e rassegna degli impianti identificati per la valorizzazione energetica o per il recupero di materiali da PFU

Dalla presente indagine sono stati identificati in totale 24 impianti internazionali: di questi, 6 impianti operano il trattamento di recupero di materia da PFU, di cui 2 impianti pilota con tecnologia Waterjet, i restanti 18 impianti operano il recupero di energia, di cui 12 con la tecnologia di gassificazione e 6 con quella di pirolisi.

Tecnologia	Germania	Giappone	USA	India	Cina	Bangladesh	Emirati arabi	Ungheria	Belgio	Totale
Triturazione			3i				1i			4
Waterjet								1p	1p	2
Gassificazione/ Combustione	1i	7i								8
Gassificazione «PRG»		1i	1d	1i	1i					4
Pirolisi	2i	1i	2p							5
Pirolisi esclusivamente PFU						1c				1
Totale	3	9	6	1	1	1	1	1	1	24

Tab. 3 – La distribuzione degli impianti identificati per Paesi e le tecnologie di trattamenti; p: Pilota, c: Commerciale, i: Industriale, d: Dimostrativo

2.3 La gestione degli PFU

Dall'analisi di "The Statistics Report ETRMA 2014", un documento in cui "European Tyre and Rubber Manufacturers Association" illustra una serie di dati relativi al mercato dei pneumatici e della gomma in generale, emerge che nel 2013 sono stati prodotti in UE 4,67 milioni di tonnellate di pneumatici.

Riferendosi alle quote di mercato della raccolta dei Consorzi di gestione dei PFU di 14 nazioni tra UE27, in cui vige il sistema *producer responsibility* ed alle 2 nazioni più importanti (Germania e Regno Unito) che agiscono in regime di *free market* si ha in totale una quantità pari di PFU trattati pari a 1.952.019 tonnellate. Riferendosi invece, alle sole 14 nazioni UE27, in cui vige il sistema *producer responsibility* i quantitativi di PFU recuperati come materia sono pari a 581.680 tonnellate, mentre, il recupero di energia dai PFU, nel 2013 in Europa, è stato pari a 633.598 tonnellate. Dei quantitativi di PFU recuperati come materia, 89% è stato utilizzato

per produrre manufatti, 11% è stato granulato e utilizzato come materiale in opere di ingegneria civile. Invece, per il recupero di energia dai PFU, 86% è stato utilizzato nei cementifici, 14% è stato inviato in impianti di recupero energetico.

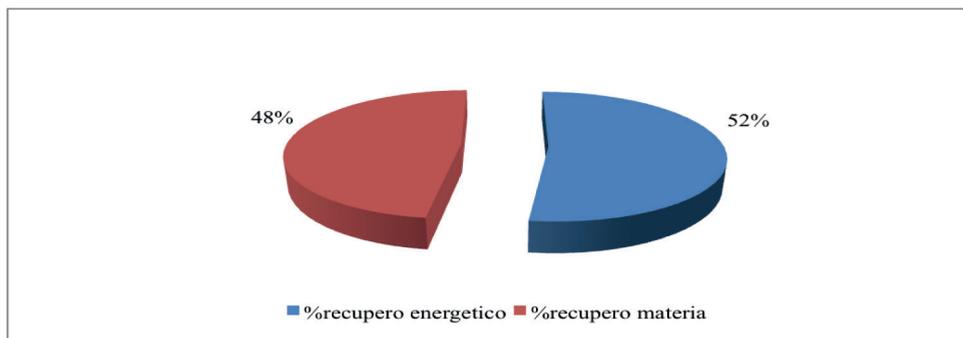


Fig. 2 – La distribuzione recupero di materia/energia da PFU 14 paesi UE- 2013

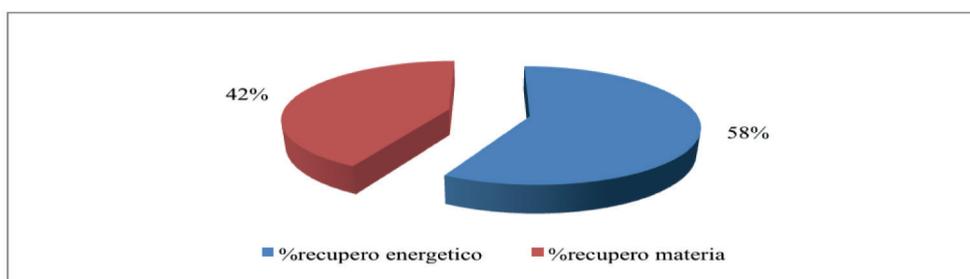


Fig. 3 – La distribuzione recupero di materia/energia da PFU in USA- 2013

3. Conclusioni

I quantitativi di pneumatici prodotti in UE sono pari al 4,67 milioni di tonnellate (ETRMA 2014) con un incremento percentuale del 2%, mentre il consumo europeo di pneumatici si è mantenuto basso rispetto agli anni precedenti.

In UE il settore di recupero di materia da PFU è cresciuto di 8 volte negli ultimi 18 anni, mentre la frazione non trattata diminuisce dal 62% al solo 5%.

Nel 2013, il recupero di energia risulta 52% (in USA pari al 58%), rispetto a quello di materia che risulta 48% (42% in USA) (Figure 2 e 3).

Nel 2013 la mancanza di domanda dei materiali riciclati in UE, mantiene elevato il recupero di PFU in cementifici che lo usano in sostituzione al coke.

La macinazione a temperatura ambiente risulta più frequente rispetto a quella criogenica ed alla tecnologia Waterjet, mentre la gassificazione e combustione in impianti di potenza risulta più sviluppata rispetto alla pirolisi.

Dal presente indagine sono stati identificati 24 impianti, in particolare due impianti pilota di Waterjet tra 6 impianti con trattamento di recupero di materia da PFU. Su 18 impianti individuati per il recupero energetico; 12 sono applicano la tecnologia di gassificazione, e 6 quella di pirolisi. A causa del costo elevato degli impianti e della manutenzione, la pirolisi degli pneumatici fuori uso è applicata molto raramente su scala industriale.

I materiali recuperati da PFU, tuttavia, devono essere sottoposti ad opportune analisi per verificare la composizione chimica degli stessi.

Il presente lavoro necessita ulteriori indagini per essere integrata con l'identificazione di un maggior numero di impianti presenti in UE ed EXTRA UE.

Bibliografia

- [1] **Laurent A., Bakas I., Clavreul J., Bernstad A., Niero M., Gentil E., Hauschild Z., Christensen H.** Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. Waste Management, Volume 34, Issue 3, Pages 573–588. March 2014.
- [2] **Memon N.** “*Characterisation of conventional and chemically dispersed crumb rubber modified bitumen and mixtures*”. University of Nottingham. Nottingham, UK: PhD tesi, 2011.
- [3] **Zeev Shayer.** “*Radiation protection material using granulated vulcanized rubber, metal and binder*”. United States Patent Application Publication , Pub. No.: US (2014) /0061965 A1.
- [4] **Munnoli P.M. Sheikh S., Mir T., Kesavan V., Jha R.** “*Utilization of rubber tyre waste in subgrade soil*”. Global Humanitarian Technology Conference-South Asia Satellite (GHTC-SAS), 2013 IEEE.
- [5] **Holubka M., Salaiova B., Kovalakova M.** “*Waste tire rubber processing in view of advanced recycling asphalt rubber technologies*”. SGEM2013 Conference Proceedings, ISBN 978-619-7105-04-9 / ISSN 1314- 2704, Volume 1, Pages 1203–1210. June 2013.
- [6] **Lo Presti D., Fecarotti C., Clare Adam T., Airey G.** “*Toward more realistic viscosity measurements of tyre rubber-bitumen blends*”. Construction and Building Materials, Received in revised form 24 March 2014.
- [7] **Llompарт M., Sanchez-Prado L., Lamas J. P., Garcia-Jares C., Roca E., Dagnac T.** “*Hazardous organic chemicals in rubber recycled tire playgrounds and pavers*”. Chemosphere, Volume 90, Pages 423–431, 2013.
- [8] **Sienkiewicz M., Kucinska-Lipka J., Janik H., Balas A.** “*Progress in used tyres management in the European Union: A review*”. Waste Management, Volume 32, Issue 10, Oct 2012, Pages 1742-1751.
- [9] **Friго S., Seggiani M., Puccini M., Vitolo S.** “*Liquid fuel production from waste tyre pyrolysis and its utilization in a Diesel engine*”. Fuel 116 399–408, 2014.
- [10] **Sharma A., Murugan S.** “*Investigation on the behaviour of a DI diesel engine fueled with Jatrophа Methyl Ester (JME) and Tyre Pyrolysis Oil (TPO) blends*”. Fuel 108, 699–708, 2013.
- [11] **Martínez J., Puy N., Murillo R., García T., Navarro M., Mastral A.** “*Waste tyre pyrolysis – A review*”. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 23, Pages 179-213, July 2013.
- [12] **Quek A., Balasubramanian R.** “*Liquefaction of waste tires by pyrolysis for oil and chemicals—A review*”. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, Volume 101, , Pages 1-16, May 2013.
- [13] **Antoniou N., Zabaniotou A.** “*Features of an efficient and environmentally attractive used tyres pyrolysis with energy and material recovery*”. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 20, Pages 539-558, April 2013.

Il piano di comunicazione nel processo di raccolta differenziata del Comune di Cassino

Sebastiano Mangiagli sebastianomangiagli@libero.it - Dipartimento Economia e Giurisprudenza - Università degli Studi di Cassino e del Lazio Meridionale, Cassino (FR), Luca Mangiagli - Dipartimento Economia e Impresa - Università degli Studi di Catania, Catania (CT)

Riassunto

Per il successo di un programma di raccolta differenziata, è necessario che si verifichi una completa adesione dei cittadini e, in generale, di tutte le utenze di produttori di rifiuti alle quali il programma si rivolge; questo perché la raccolta differenziata è un classico caso di servizio alla cui realizzazione concorrono in maniera determinante coloro ai quali esso viene rivolto.

Tale riflessione rappresenta l'assunto base del presente studio.

In esso viene proposta una matrice finalizzata alla definizione e successiva realizzazione di un piano di raccolta differenziata locale, col supporto delle scelte operate nell'anno 2013 dal Comune di Cassino in termini di target di comunicazione all'interno del proprio piano.

Summary

For the success of recycling program, it is necessary that you become full support of the people and, in general, all the utilities of waste producers to whom the program is intended, this is because the collection is a classic case of service to the realization of which contribute in a decisive way those to whom it is addressed.

This observation is the basis of this study.

It is proposed a matrix aimed at defining and subsequent implementation of a plan for local recycling, with the support of the choices made in the year 2013 by the City of Cassino in terms of target communication within your plan.

1. Introduzione

Per un'efficace gestione dei servizi pubblici di igiene ambientale, e in particolar modo dei servizi di raccolta differenziata, è di fondamentale importanza un coinvolgimento positivo dei cittadini, delle imprese, delle attività commerciali e una completa accettazione delle modalità e della programmazione scelte. Invero, l'utente è, a pieno titolo, protagonista attivo di tale sistema di gestione, incidendo sul risultato finale e, talvolta, stabilendo il successo o l'insuccesso del processo di raccolta [1]. Ne consegue che l'azione comunicativa sulla raccolta differenziata debba essere funzionale al sistema di raccolta, trasmettendo agli utenti l'utilità o la necessità di alcune scelte, indirizzandoli ad un corretto utilizzo dei servizi che sono loro offerti [2]. Occorre infatti che si diffonda la conoscenza di quali siano le conseguenze economiche e sociali di comportamenti impropri, quali il vandalismo, l'uso non corretto dei contenitori stradali e, più in generale, il non rispetto delle regole da seguire per una corretta raccolta differenziata [3]. Il che equivale a sostenere che, in sede di pianificazione della comunicazione [4], i *policy*

maker devono sviluppare una radicata confidenza con il territorio e con le esigenze degli utenti, concentrare l'azione nei tempi opportuni, coinvolgere tutte le tipologie di residenti (sia le utenze domestiche che quelle commerciali) e stabilire una perfetta sinergia con l'erogatore del servizio di raccolta rifiuti [5].

2. Relazione

2.1 Il contenuto del piano di comunicazione in un processo di raccolta differenziata

La comunicazione relativa alla raccolta differenziata deve essere impostata secondo logiche che favoriscano la consapevolezza ambientale dei cittadini: occorre, cioè, stimolare l'accettabilità sociale del cambiamento facendo comprendere ai cittadini le motivazioni sottostanti la raccolta differenziata. Infatti, la percezione del fatto che la differenziazione dei rifiuti abbia delle motivazioni eticamente valide e porti a delle conseguenze positive, si traduce in una spinta a realizzarla nel modo migliore possibile e, di conseguenza, in un incremento delle percentuali di raccolta differenziata registrate [6]. Oltretutto non è trascurabile la circostanza per cui differenziare deve essere visto oltre che come un obbligo legislativo ed etico anche come un'opportunità di miglioramento della qualità della vita.

Ciò premesso, nell'ambito di un processo di raccolta differenziata gli obiettivi della comunicazione sono sintetizzabili nei seguenti punti [7]:

- spiegare le motivazioni che inducono ad attivare servizi di raccolta differenziata,
- informare in ordine alle corrette modalità di effettuazione della raccolta,
- fornire assicurazioni sull'effettivo riciclaggio dei materiali separati,
- sottolineare i vantaggi economici ed ecologici che ne derivano.

Per raggiungere gli obiettivi sopra esposti, il piano di comunicazione deve rispettare alcuni punti cardine [8, 9]:

- la comunicazione deve essere parte di un progetto integrato con le strategie di raccolta;
- i vari interlocutori vanno informati con un linguaggio ed una metodologia idonei;
- la comunicazione deve risultare di chiara ed efficace comprensione, puntando anche sui semplici consigli pratici;
- gli strumenti di comunicazione vanno studiati al fine di raggiungere un ampio numero di utenti nel territorio considerato e di creare una partecipazione attiva delle utenze presenti.

Prima dell'avvio della campagna informativa è necessario pianificare le fasi di realizzazione della campagna stessa [10]: 1) concertazione con gli *stakeholder* per la verifica degli obiettivi quali-quantitativi da raggiungere in termini di raccolta differenziata; 2) analisi del contesto socio-ambientale del territorio di riferimento; 3) verifica delle possibilità di promozione dell'iniziativa; 4) individuazione della linea grafica; 5) individuazione dei contenuti; 6) individuazione degli strumenti da utilizzare.

In merito a quest'ultimo punto, si propone di seguito un'elencazione delle principali attività di comunicazione a sostegno di un processo di raccolta differenziata [7]:

- *azioni di direct marketing*: si tratta di attività di comunicazione rivolte direttamente ai destinatari, senza alcuna intermediazione [11], come ad esempio i *social network* [12] e la distribuzione di pieghevoli o di altro materiale informativo; materiali come volantini, opuscoli, calendari, che riportano le informazioni più dettagliate sulla raccolta differenziata (tipologie, destino finale, stazioni ecologiche, compostaggio domestico, centro di raccolta, attività domestiche e non domestiche, ecc.) vengono indirizzati a tutte le famiglie e progettati in modo da poter essere consultati con comodità ogni volta che sorge un dubbio durante la quotidiana separazione dei rifiuti domestici;

- *azioni di direct relation*, consistenti in incontri pubblici organizzati sotto forma di riunioni allo scopo di informare la popolazione sulle iniziative intraprese e sui risultati raggiunti e di garantire un contatto diretto tra cittadino e pubblica amministrazione. Ad essi possono anche

- partecipare le associazioni ambientaliste locali, per illustrare le loro attività sul territorio;
- *affissione stradale*: considerati i brevissimi tempi di esposizione al messaggio, non si presta a fornire istruzioni, ma ad attrarre l'attenzione dei passanti su temi generali; è il caso dei pannelli segnaletici che vengono affissi nei punti appositamente dedicati sul territorio comunale, sulle vetrine dei negozi e presso scuole e uffici pubblici. Essi, se posizionati in punti strategici del centro, oppure utilizzati durante manifestazioni sportive o culturali, costituiscono un elemento comunicativo di sicuro impatto per chiunque si trovi sul percorso;
 - *comunicazione tabellare*, ovvero mediante periodici o quotidiani; in tali fattispecie è fondamentale la scelta del titolo, che ha il compito di indurre il lettore a proseguire nella lettura del testo;
 - *comunicazione radiotelevisiva*, per il tramite delle emittenti locali; in questi casi ci si rivolge in forma diretta ai cittadini, per esempio attraverso interviste che forniscano informazioni e chiarimenti sulle modalità di raccolta differenziata;
 - *conferenze stampa*: gli organi di stampa possono sostenere o, viceversa, ostacolare il governo locale; queste attività devono essere sviluppate anche prima dell'attivazione del servizio, per creare condivisione sugli obiettivi e consenso sulle scelte operative;
 - *convegni, seminari*: è preferibile, infatti, che i giudizi positivi sul processo di raccolta differenziata provengano anche da esperti in materia in contesti istituzionalmente e scientificamente riconosciuti, quali le Università [13];
 - *programmi specifici per le scuole*, in considerazione del fatto che è particolarmente importante coinvolgere i bambini e i ragazzi, cioè le future generazioni di cittadini, nella promozione delle iniziative legate al rispetto e alla tutela dell'ambiente [14];
 - *comunicazione interna*: il coinvolgimento emotivo del personale *front-office*, che si pone come interfaccia aziendale nei confronti dei cittadini, è indispensabile ai fini del successo di un sistema di raccolta differenziata; i mezzi vanno dalla *newsletter* ai circoli di qualità, dalle presentazioni ai seminari interni, dai corsi di formazione alle attività sociali [15];
 - *numero verde*, strumento di contatto con la cittadinanza, che favorisce l'ascolto dei bisogni degli utenti;
 - *coinvolgimento diretto degli opinion leader* locali, come le associazioni di volontariato e ambientaliste, oltre alle rappresentanze sindacali, dell'industria, del commercio e dell'artigianato [16].

In considerazione dell'importanza rivestita dal piano di comunicazione nei processi di raccolta differenziata, il paragrafo successivo verrà dedicato all'analisi delle attività di comunicazione recentemente predisposte dal Comune di Cassino.

2.2 Gli strumenti di comunicazione implementati dal Comune di Cassino

Da quanto finora riportato è emerso come il successo di un sistema di raccolta differenziata non possa prescindere da un piano di comunicazione che garantisca la diffusione delle informazioni concernenti il processo di raccolta. Tale necessità è stata avvertita anche dal Comune di Cassino (Comune della Provincia di Frosinone di 34.994 abitanti alla data del 1° gennaio 2014 [17]), che, attraverso la De Vizia Transfer S.p.a., ha implementato il servizio di raccolta differenziata porta a porta a partire dall'11 aprile 2013. Gli impianti presso i quali vengono conferiti i rifiuti sono localizzati nel territorio di quattro Comuni della Provincia di Frosinone: Colfelice, San Vittore del Lazio, Sant'Elia Fiumerapido, Ceprano. In particolare, presso l'impianto di [18]:

- Colfelice, gestito dalla Società Ambiente Frosinone S.p.a., vengono conferiti rifiuti solidi urbani, sfalci e potature, rifiuti umidi;
- San Vittore del Lazio, gestito dalla Ferone S.r.l., vengono conferiti carta e cartone, vetro, rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE), rifiuti ingombranti, rifiuti pericolosi;

- Sant'Elia Fiumerapido, gestito dalla Selecta S.r.l., vengono conferiti carta e cartone;
- Ceprano, gestito dalla Sabellico S.r.l., vengono conferiti plastica e metalli.

Il Comune di Cassino ha implementato le attività di comunicazione riportate nel precedente paragrafo a partire dall'11 aprile 2013, tenendo conto delle necessità e delle opportunità di accesso alle informazioni da parte delle diverse tipologie di destinatari, secondo la matrice successiva (figura 1).

		Attività di comunicazione										
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	L	M
Target generici	Famiglie	X	X	X	X	X					X	X
	Studenti di scuole dell'obbligo	X	X	X		X		X	X		X	X
	Studenti universitari	X	X	X	X	X		X				X
Target specifici	Amministratori di condominio	X									X	
	Portieri	X	X		X							X
	Imprese di pulizia	X	X									X
	Associazioni di cittadini	X	X				X	X				X
	Associazioni ambientaliste	X	X				X	X				X
	Associazioni di categoria	X					X	X				X
	Istituzioni	X	X				X	X				X
	Stampa	X	X				X	X				X
	Personale delle aziende	X			X					X		X
	Sindacati	X					X	X		X		X

A = azioni di *direct marketing*

B = azioni di *direct relation*

C = affissione stradale

D = comunicazione tabellare

E = comunicazione radiotelevisiva

F = conferenze stampa

G = convegni, seminari

H = programmi specifici per scuole

I = comunicazione interna

L = numero verde

M = coinvolgimento diretto

Fig. 1 – I target destinatari delle attività di comunicazione realizzate dal Comune di Cassino dall'11 aprile 2013 nell'ambito del proprio piano di raccolta differenziata

Fonte: ns. elaborazione

Tale matrice, ottenuta sulla base di un sondaggio compiuto nei confronti di un campione di 350 cittadini cassinesi maggiorenni, pari all'1% del totale, oltre a permettere di individuare le scelte in termini di target di comunicazione che il Comune ha operato nel 2013 all'interno del proprio piano di raccolta differenziata, consente di effettuare delle considerazioni di carattere economico.

Al riguardo va rilevato che:

- le azioni di *direct marketing*, di *direct relation*, di convegnistica e di coinvolgimento diretto sono state fundamentalmente rivolte a tutti i target di riferimento;
- l'affissione stradale, la comunicazione tabellare e radiotelevisiva, i programmi specifici per le scuole e il numero verde sono stati indirizzati prevalentemente ai target generici, vale a dire alle famiglie e agli studenti di ogni ordine e grado, andando incontro a costi molto elevati;
- le conferenze stampa e le azioni di comunicazione interna (mezzi dal costo molto contenuto o addirittura nullo) sono state dirette a target specifici, come le associazioni ambientaliste e i sindacati.

Infine, l'efficacia del piano di comunicazione implementato trova riscontro nei confortanti dati della raccolta differenziata attualmente in fase di elaborazione da parte dell'amministrazione comunale.

3. Conclusioni

Nel presente articolo si è messo in risalto come anche nei processi di raccolta differenziata il piano di comunicazione abbia assunto un ruolo fondamentale nel panorama delle leve a disposizione delle amministrazioni pubbliche e nel contesto dei processi di innovazione. Le ragioni di questa centralità sono riconducibili ad alcuni mutamenti avvenuti sul piano istituzionale e su quello dei rapporti tra istituzioni e società.

Innanzitutto, è mutata la relazione tra amministrazioni e cittadini, considerato che ai cittadini sono stati riconosciuti nuovi diritti. In secondo luogo, le amministrazioni hanno riservato una maggiore attenzione alla qualità nell'erogazione dei servizi, orientando la loro azione in funzione dei bisogni dei cittadini e cercando soluzioni innovative sul piano dell'ascolto e dell'accesso ai servizi. Informare i cittadini sui servizi offerti da un Comune, possibilmente anticipando la loro richiesta, significa infatti porre le condizioni concrete per assicurare l'esercizio dei diritti e farsi carico in modo responsabile delle esigenze dei cittadini, garantendo loro pari opportunità nell'accesso ai servizi.

Ma il piano di comunicazione assume un ruolo decisivo anche nel percorso inverso della relazione tra amministrazione e cittadini. È sempre più importante ascoltare le esigenze, predisporre canali adeguati per raccogliere i suggerimenti, valutare la soddisfazione degli utenti. Per migliorare i servizi infatti occorre sviluppare un apprendimento organizzativo, il quale a sua volta necessita di percorsi strutturati di ascolto e confronto con i fruitori dei servizi.

È per questo che il monitoraggio del piano di comunicazione in un processo di raccolta differenziata rappresenta un fondamentale presupposto per l'efficace attuazione del piano, poiché consente di verificare l'adeguamento dell'organizzazione ai suoi contenuti, di accertare il funzionamento dell'amministrazione nel senso da esso indicato e di riscontrare la diffusione all'esterno e all'interno dell'Ente della nuova cultura di comunicazione. In corso di attuazione del piano può rendersi necessario apportare delle correzioni, per necessità sopraggiunte od evidenziatesi che riguardano le strategie di comunicazione, gli strumenti, i destinatari, i costi e i tempi previsti per la realizzazione degli obiettivi prefissati, nel rispetto della *ratio* cui si ispira il piano di comunicazione e delle scelte che si sono operate. Per rispondere a queste esigenze, in conclusione, è necessario prevedere una verifica strategica dello stato di attuazione del piano, allo scopo di monitorare l'effettiva adozione delle scelte compiute in termini di congruenza tra i risultati conseguiti e gli obiettivi predefiniti e di verifica della realizzazione degli stessi.

Bibliografia

- [1] **A. Bratti, A. Vaccari** (a cura di), *Gestire i beni comuni. Manuale per lo sviluppo sostenibile locale*, Edizioni Ambiente, Milano, 2006;
- [2] **V.R. Santamato**, *L'impresa di servizi nel cambiamento*, Franco Angeli, Milano, 2010;
- [3] **D. Di Simone, S. Ronchi**, *Terra! Conservare le superfici, tutelare la risorsa: il suolo, un bene comune*, Maggioli, Rimini, 2012;
- [4] **C. Lakhani**, "Diversion, but at what cost? The economic challenges of recycling in Ontario", in *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 95, 2015, pp. 133-142;
- [5] **A. Caramis**, *Comunicare porta a porta. Manuale di comunicazione pubblica sulla raccolta differenziata dei rifiuti*, Bonanno, Acireale, 2012;
- [6] **S. Consiglio, G. Ragozini, A.M. Zaccaria** (a cura di), *Soddisfazione del cittadino e politiche pubbliche. La raccolta differenziata a Napoli*, Carocci, Roma, 2012;
- [7] **G. Russo, S. Mangiagli**, "Il piano di comunicazione nel processo di raccolta differenziata del Comune di Piedimonte San Germano", in *Atti dei seminari Ecomondo*, 2012, pp. 563-569;
- [8] **A. Papini, A. De Vivo**, *La comunicazione pubblica locale. I cambiamenti organizzativi nei processi di comunicazione dalla legge 150/2000 al DL 78/2010*, Guerini e Associati, Milano, 2012;
- [9] **A. Di Raco**, *Guida al piano di comunicazione. Come si fa la progettazione, la programmazione, il controllo*, CELID, Torino, 2010;

- [10] **L. Macchioni, V. Neri, F. Nobili**, *Il piano di comunicazione. Che cosa è, come farlo, perché farlo*, ETS, Pisa, 2010;
- [11] **L.D. Spiller, M. Baier**, *Contemporary Direct and Interactive Marketing* (3rd Edition), Atlasbooks Dist Serv, Ashland – OH, 2012;
- [12] **C. Dossena**, *Reputazione, apprendimento e innovazione nelle imprese. Il ruolo delle online community*, Franco Angeli, Milano, 2012;
- [13] **R. Davidson**, *Marketing Destinations and Venues for Conferences, Conventions and Business Events*, Elsevier Science & Technology, Amsterdam, 2006;
- [14] **B. Legros, J.-N. Delplanque**, *L'enseignement face à l'urgence écologique*, Aden, Bruxelles, 2009;
- [15] **A. Padula**, *Marketing interno. Prospettive e applicazioni innovative*, Hoepli, Milano, 2007;
- [16] **C. Sofia**, *Gruppi e opinion leadership. Impatti sociali sulle politiche locali*, Franco Angeli, Milano, 2005;
- [17] <http://demo.istat.it/>;
- [18] http://www.comune.cassino.fr.it/index.php?option=com_phocadownload&view=category&download=1119:chi-riceve-il-nostro-rifiuto&id=14:ambiente-ed-energia.

Le motivazioni sottostanti il comportamento dei cittadini nei processi di raccolta differenziata

Sebastiano Mangiagli sebastianomangiagli@libero.it - Dipartimento Economia e Giurisprudenza - Università degli Studi di Cassino e del Lazio Meridionale, Cassino (FR), Luca Mangiagli - Dipartimento Economia e Impresa - Università degli Studi di Catania, Catania (CT)

Riassunto

Secondo parte della letteratura in tema di consumer behavior, il comportamento del consumatore va interpretato secondo un'ottica cognitivista, rappresentando il risultato di un'interazione tra variabili di natura psicologica, fattori esterni e fattori sociali. Scopo del presente lavoro consiste nell'applicazione della logica cognitivista all'analisi del comportamento dei cittadini nei processi di raccolta differenziata, nei cui confronti l'attenzione pubblica è cresciuta soprattutto negli ultimi anni. Più specificamente, lo studio si prefigge di indagare le principali motivazioni che inducono i cittadini di San Michele di Ganzaria (CT) ad effettuare la raccolta differenziata, in considerazione del raggiungimento da parte del Comune dell'obiettivo del 65% di raccolta differenziata dei rifiuti urbani fissato dal D.Lgs. 152/06 a partire dal 2012.

Summary

According to part of the literature related to consumer behavior, the behavior of the consumer must be interpreted according to a cognitive perspective, representing the result of an interaction between psychological variables, external factors and social factors. The aim of this work is the application of cognitive aspect to the analysis of behavior of the population in differentiated waste collection processes, with regards to whom public attention has grown in the last few years. More specifically, the study is based on the identification of the main reasons that lead citizens of San Michele di Ganzaria (CT) to carry out differentiated waste collection, in consideration of the achievement by the City of 65% objective of differentiated municipal waste collection laid down by Legislative Decree 152/06 from 2012.

1. Introduzione

Nell'ambito delle tematiche ambientali che negli ultimi anni maggiormente si sono imposte all'attenzione dell'opinione pubblica è da segnalare quella dei rifiuti, la cui attività di riciclaggio è considerata di estrema rilevanza allo scopo di tutelare la salute dell'ambiente e della collettività in un'ottica di sviluppo sostenibile [1, 2]. Secondo l'art 183 del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, per raccolta differenziata si intende: «la raccolta idonea, secondo criteri di economicità, efficacia, trasparenza ed efficienza, a raggruppare i rifiuti urbani in frazioni merceologiche omogenee, al momento della raccolta o, per la frazione organica umida, anche al momento del trattamento, nonché a raggruppare i rifiuti di imballaggio separatamente dagli altri rifiuti urbani, a condizione che tutti i rifiuti sopra indicati siano effettivamente destinati al recupero». Sempre il D.Lgs. 152/06 all'articolo 205 fissa l'obiettivo del 65% di raccolta

differenziata dei rifiuti urbani da raggiungere entro il 31 dicembre 2012. Il crescente interesse della collettività per le tematiche ambientali è testimoniato dai più recenti dati che riguardano la crescita della raccolta differenziata in Italia. Nel 2013, infatti, secondo il rapporto sui Comuni Ricicloni pubblicato da Legambiente nel mese di luglio del 2014 [3], 1.328 Comuni hanno superato la quota del 65% di raccolta differenziata. Le tre regioni che hanno raggiunto le migliori performance sono state il Veneto, con una percentuale del 67% di amministrazioni virtuose sul totale dei Comuni, seguito dal Friuli Venezia Giulia con il 50,2% e dalle Marche col 34,6%. Per quanto riguarda i capoluoghi di Provincia, è stato il Comune di Pordenone a fare registrare la più alta percentuale di raccolta differenziata (81,1%), seguito da Trento (70,9%), Novara (70,7%), Belluno (70,6%), Andria (66,1%) e Salerno (65,0%). Fra i sei Comuni (tutti sotto i 10.000 abitanti) della Sicilia che nel 2013 hanno raggiunto la quota del 65% di raccolta differenziata, si segnala San Michele di Ganzaria appartenente alla Provincia di Catania. Sempre dall'ultimo dossier di Legambiente risulta che San Michele di Ganzaria ha ottenuto la quota del 75,7%, posizionandosi al primo posto nella graduatoria regionale davanti a Licodia Eubea (73%), Bisacchino (72,5%), Giuliana (69,5%), Chiusa Sclafani (67,6%) e Contessa Entellina (67,3%).

Ma la raccolta differenziata è da ritenere un comportamento dettato esclusivamente dalla volontà dei cittadini di tutelare la salute dell'ambiente e della collettività, o esistono altre motivazioni da tenere in considerazione?

Obiettivo del presente articolo consiste nel volere individuare, alla luce dei risultati positivi ottenuti dal Comune di San Michele di Ganzaria, le principali motivazioni che inducono i cittadini ad effettuare la raccolta differenziata.

2. Relazione

2.1 *Il consumer behavior: un'analisi della letteratura*

Al fine di indagare sul comportamento dei cittadini nei processi di raccolta differenziata, si ravvisa la necessità di partire dall'analisi dei contributi in materia di *consumer behavior* [4, 5, 6, 7, 8, 9, 10]. Da tale analisi, si desume un'evoluzione cronologica della disciplina: 1) nel periodo compreso fra gli anni '50 e la prima metà degli anni '60, prevalgono gli approcci fondati sul rapporto stimolo-risposta e sul sistema motivazionale dell'individuo; 2) tra la seconda metà degli anni '60 e gli anni '70, gli studi di matrice sociologica mettono in evidenza l'importanza delle pressioni sociali e ambientali sui processi comportamentali dei singoli, creando in tal modo le basi per la psicologia cognitivista; 3) sempre fra gli anni '70 e i primi anni '80, il comportamento del consumatore viene considerato come un complesso processo decisionale che termina con la valutazione post-acquisto; 4) negli anni '80, la psicologia cognitivista si concentra su particolari campi d'indagine, quali la percezione, la selezione, l'interpretazione, la ritenzione e l'utilizzo delle informazioni pubblicitarie; 5) negli anni '90, partendo dalla logica cognitivista si sviluppano tre filoni di ricerca: il primo si sofferma sulle caratteristiche intrinseche del consumatore, il secondo su tutte le variabili legate al prodotto, quali il prezzo, i prodotti sostitutivi, le attività comunicazionali, le politiche distributive, il terzo sui gruppi sociali che influenzano il comportamento del consumatore; 6) allo stato attuale, sta assumendo una crescente rilevanza la prospettiva esperienziale [11], secondo la quale gli individui tengono uno specifico comportamento d'acquisto in quanto spinti non da variabili utilitaristiche e cognitive, ma da quelle affettive ed emozionali.

Fra gli approcci sopra delineati, prevale un'impostazione cognitivista che abbraccia tutti i tre filoni di ricerca sviluppatasi negli anni '90. Secondo questa prospettiva, implicitamente sostenuta in [4] ed esplicitamente in [12] e [13], il comportamento del consumatore è il risultato di un'interazione tra: variabili di natura psicologica (motivazioni, valori, percezioni,

conoscenze, atteggiamenti, intenzioni), fattori esterni (prezzi, prodotti alternativi, campagne comunicazionali [14, 15]), fattori di natura sociale (influenze culturali e familiari). Secondo tale orientamento, l'individuo tiene un determinato comportamento sulla base delle informazioni reperite dall'ambiente circostante ed elaborate mediante processi cognitivi di attenzione, comprensione, memoria ed integrazione. Infatti, quanto viene percepito durante la propria esistenza permane a lungo nella memoria dell'individuo, per potere essere in seguito recuperato in conseguenza di uno stimolo ricevuto dall'esterno, come ad esempio un'attività promozionale. In tal modo il consumatore, tramite una sorta di filtro affettivo, collega uno stimolo ad un processo cognitivo cui seguirà un comportamento [16].

2.2 Indagine sul comportamento dei cittadini del Comune di San Michele di Ganzaria nei processi di raccolta differenziata

L'approccio cognitivista fondato su fattori psicologici, esterni e sociali è applicabile ai processi di raccolta differenziata, in quanto le motivazioni che possono spingere i cittadini a partecipare a tali iniziative possono essere molteplici: 1) sensibilità alle tematiche ambientali, 2) timore del giudizio altrui, 3) timore dell'applicazione di sanzioni amministrative, 4) vantaggi di costo sulle tasse sui rifiuti, 5) vantaggi di costo sul *packaging* dei prodotti. In effetti, si può essere interessati ad effettuare la raccolta differenziata dei rifiuti non solo perché attenti all'ambiente, ma anche per altri motivi [17, 18, 19, 20]: o perché ci si adegua al comportamento degli altri, o perché si teme che il Comune possa adottare delle sanzioni (ad esempio multe) nei confronti di chi non raggiunge una certa quota di rifiuti differenziati, o nella speranza che il Comune, essendo riuscito a vendere i rifiuti riciclabili, ridurrà le tasse, o ancora nella speranza che le imprese produttrici utilizzando confezioni riciclabili possano ridurre i prezzi al consumo.

Secondo quanto precedentemente accennato, il Comune di San Michele di Ganzaria (CT) è riuscito a superare nel 2013 l'obiettivo del 65% di raccolta differenziata dei rifiuti urbani, raggiungendo il primo posto nella classifica dei Comuni della Regione Sicilia. Questi risultati sono la conseguenza di una maggiore presa di coscienza della cittadinanza nei confronti dell'emergenza rifiuti, o esistono anche altre motivazioni da tenere in considerazione? Allo scopo di fornire una risposta a tale quesito, è stata realizzata una ricerca descrittiva [21] e quantitativa [22] fondata sulla raccolta di dati primari. In particolare, alla luce dell'universo di cittadini maggiorenni residenti nel Comune alla data del 1° gennaio 2014, pari a 2.775 unità [23], si è proceduto all'esplorazione dei dati primari mediante l'effettuazione telefonica di un sondaggio monodomanda ad un campione probabilistico stratificato proporzionato formato da 277 soggetti (10% del totale). Il tasso di risposta complessivo si è attestato al 74%. Ciononostante, si è deciso di non procedere alla revisione del campione in quanto le mancate risposte si sono equamente distribuite tra i diversi livelli di stratificazione originaria del campione. La domanda rivolta agli intervistati è riportata nella tabella 1.

<i>Qual è la motivazione prevalente che La induce ad effettuare la raccolta differenziata?</i>
<input type="checkbox"/> La sensibilità alle tematiche ambientali
<input type="checkbox"/> Il timore del giudizio altrui
<input type="checkbox"/> Il timore dell'applicazione di sanzioni amministrative
<input type="checkbox"/> L'opportunità di ottenere dei vantaggi di costo sulle tasse sui rifiuti
<input type="checkbox"/> L'opportunità di ottenere dei vantaggi di costo sul <i>packaging</i> dei prodotti

Tab. 1 – Quesito formulato al campione indagato

Fonte: ns. elaborazione

Per l'estrazione del campione [24] si è innanzitutto tenuto presente che dei 2.775 maggiorenni residenti nel Comune di San Michele di Ganzaria, 315 appartengono alla fascia d'età

compresa fra i 18 e i 25 anni, 817 a quella compresa fra i 26 e i 45 anni, 885 a quella compresa fra i 46 e i 65 anni, 758 hanno un'età superiore ai 65 anni. In seguito, è stato applicato il metodo del campionamento probabilistico [25] stratificato proporzionato. Con tale metodo: a) la popolazione è divisa in sottogruppi o strati (per fasce d'età); b) il campione si forma estraendo a caso un certo numero di unità da ogni gruppo che è al suo interno omogeneo e alla fine si combinano i diversi campioni così ottenuti creando un campione che risulta in ultima istanza probabilistico.

Tale procedimento ha condotto all'applicazione di quattro proporzioni, da cui deriva la tabella 2 riportata di seguito.

<i>Fasce d'età</i>	<i>Proporzioni</i>	<i>Sub-campioni</i>
18-25	$2.775 : 277 = 315 : x_1 \Rightarrow x_1 \cong 31$	31
26-45	$2.775 : 277 = 817 : x_2 \Rightarrow x_2 \cong 82$	82
46-65	$2.775 : 277 = 885 : x_3 \Rightarrow x_3 \cong 88$	88
>65	$2.775 : 277 = 758 : x_4 \Rightarrow x_4 \cong 76$	76
Totale campione		277

Tab. 2 – *Il campione di indagine*

Fonte: ns. elaborazione

Ne consegue che dei 277 cittadini che compongono il campione, 31 vanno riferiti alla fascia d'età che include coloro che hanno fra i 18 e i 25 anni, 82 hanno un'età compresa fra 26 e 45 anni, 88 fra 46 e 65 anni, 76 sono ultrasessantacinquenni.

Gli esiti dell'indagine sono esposti nella successiva tabella 3.

		Motivazione prevalente					
		<i>Sensibilità alle tematiche ambientali</i>	<i>Timore del giudizio altrui</i>	<i>Timore dell'applicazione di sanzioni amministrative</i>	<i>Vantaggi di costo sulle tasse sui rifiuti</i>	<i>Vantaggi di costo sul packaging dei prodotti</i>	Totale
Fasce d'età	18-25	38,71%	6,45%	9,68%	22,58%	22,58%	100,00%
	26-45	32,93%	14,63%	14,63%	15,85%	21,95%	100,00%
	46-65	31,82%	14,77%	18,18%	14,77%	20,45%	100,00%
	>65	28,95%	17,11%	21,05%	14,47%	18,42%	100,00%

Tab. 3 – *Le motivazioni sottostanti il comportamento dei cittadini di San Michele di Ganzaria nel processo di raccolta differenziata*

Fonte: ns. elaborazione

Secondo quanto contenuto nella tabella precedente, le motivazioni che inducono ad effettuare la raccolta differenziata sono diverse in base alla fascia d'età di appartenenza degli intervistati. Nello specifico:

- per ogni fascia d'età la motivazione prevalente è quella relativa all'ambiente;
- la quota di cittadini che dichiarano di essere sensibili all'ambiente diminuisce al crescere dell'età;
- le motivazioni rappresentate dal "Timore del giudizio altrui" e dal "Timore dell'applicazione di sanzioni amministrative" risultano crescenti al crescere dell'età;
- analogamente a quanto rilevato per la "Sensibilità alle tematiche ambientali", anche le motivazioni "Vantaggi di costo sulle tasse sui rifiuti" e "Vantaggi di costo sul packaging dei prodotti" crescono in corrispondenza di fasce d'età più basse, anche se con percentuali minori.

Riassumendo, i dati raccolti hanno permesso di riscontrare il seguente fenomeno, compatibilmente con quanto sostenuto in [26]: *al diminuire dell'età, le motivazioni che inducono i cittadini del Comune di San Michele di Ganzaria ad effettuare la raccolta differenziata sono sempre più legate alla sensibilità ambientale e ai vantaggi di costo sia sulle tasse sui rifiuti che sul packaging dei prodotti*. In conclusione, non sempre i cittadini effettuano la raccolta differenziata perché ritengono indispensabile la salvaguardia dell'ambiente che li circonda.

3. Conclusioni

Il successo di un programma di raccolta differenziata dipende dall'adesione da parte dei cittadini e, più in generale, di tutte le utenze di produttori di rifiuti alle quali il programma si rivolge; questo perché la raccolta differenziata è una tipologia di servizio alla cui realizzazione concorrono in maniera determinante coloro ai quali esso viene rivolto. Ne consegue che i cittadini e le diverse categorie di *stakeholder* coinvolte devono essere corresponsabilizzati, sensibilizzati e ascoltati, vale a dire resi destinatari di piani di comunicazione che li trasformino da meri utenti passivi di un servizio a protagonisti attivi. L'articolo proposto mette in risalto la circostanza per cui quando un cittadino è chiamato a rispondere ad un programma di raccolta differenziata, egli non è spinto soltanto dalla volontà di migliorare l'ambiente in cui vive, ma anche da motivazioni economiche consistenti in risparmi nel costo della vita (meno multe, meno tasse, minori costi dei beni acquistati). In sintesi, dalla ricerca in oggetto deriva che gli amministratori comunali e, più in generale, quelli pubblici, nella predisposizione dei propri programmi di comunicazione relativi a processi di raccolta differenziata, dovrebbero esaltare maggiormente le motivazioni legate ai vantaggi di costo sulle tasse sui rifiuti e sul *packaging* dei prodotti.

Bibliografia

- [1] World Commission on Environment and Development, *Our Common Future*, Oslo, 20 Marzo 1987;
- [2] **G.L. Gregori, V. Temperini, A. Perna**, "Lo sviluppo del green marketing nelle imprese alberghiere: i principali risultati di una ricerca esplorativa", in *Rivista di Studi sulla Sostenibilità*, n. 1, 2012, pp. 79-96;
- [3] Legambiente, "Speciale Comuni Ricicloni 2013", in *Rifiuti oggi*, n. 1, 2013;
- [4] **D. Dalli, S. Romani**, *Il comportamento del consumatore. Acquisti e consumi in una prospettiva di marketing*, Franco Angeli, Milano, 2009;
- [5] **D.L. Hoffman, M.B. Holbrook**, "The Intellectual Structure of Consumer Research: A Bibliometric Study of Author Cocitations in the First 15 Years of the Journal of Consumer Research", in *Journal of Consumer Research*, vol. 19, n. 4, 1993, pp. 505-517;
- [6] **R.W. Belk**, "Studies in the New Consumer Behaviour", in **D. Miller**, *Acknowledging Consumption*, Routledge, London, 1995;
- [7] **P. Strach, T. Kincl**, "Beyond Customer Satisfaction: How to Measure Service Excellence", in *XIV International Business and Economy Conference*, 5-8 gennaio 2015, Bangkok;
- [8] **G. Devetag**, "From utilities to mental models: A critical survey on decision rules and cognition in consumer choice", in *Industrial and Corporate Change*, vol. 8, n. 2, 1999, pp. 289-351;
- [9] **M.R. Solomon**, *Consumer behavior: buying, having, being*, 8th ed., Prentice Hall, New York, 2002;
- [10] **R. East, M. Wright, M. Vanhuele**, *Comportamento del consumatore. Applicazioni per il marketing*, Apogeo, Milano, 2009;
- [11] **B.J. Pine II, J.H. Gilmore**, *L'economia delle esperienze*, Etaslibri, Milano, 2000;
- [12] **J. Nantel**, "I comportamenti del consumatore", in **F. Colbert**, *Marketing delle arti e della cultura*, (trad. it.), Etaslibri, Milano, 2000;
- [13] **D. Collodi, F. Crisci, A. Moretti**, "Consumer Behavior nei prodotti artistici: una prospettiva di ricerca", in *Atti del Convegno "Le Tendenze del Marketing in Europa"*, 21-22 gennaio 2005, Parigi;
- [14] **M. Lindstrom**, *Neuromarketing. Attività cerebrale e comportamenti d'acquisto*, Apogeo, Milano, 2009;
- [15] **F. Babiloni, V. Meroni, R. Soranzo**, *Neuroeconomia, neuromarketing e processi decisionali*, Springer Verlag, Milano, 2007;

- [16] **L. Petruzzellis, J.C. Chebat**, *Comportamento del consumatore. Teoria e casi di studio*, Pearson, Milano, 2010;
- [17] **Y. Lan, Q.-H. Zhu, B. Liu**, “A Study of Factors Influencing Consumers’ Behavior in Recycling Waste Household Electronic Appliances”, in *Ecological Economy*, vol. 6, n. 1, 2010, pp. 68-79;
- [18] **Z. Wang, B. Zhang, J. Yin, X. Zhang**, “Willingness and behavior towards e-waste recycling for residents in Beijing city, China”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 19, n. 9-10, 2011, pp. 977-984;
- [19] **S. Lee, H.S. Paik**, “Korean household waste management and recycling behavior”, in *Building and Environment*, vol. 46, n. 5, 2011, pp. 1159-1166;
- [20] **T. Ramayah, J.W.C. Lee, S. Lim**, “Sustaining the environment through recycling: An empirical study”, in *Journal of Environmental Management*, vol. 102, 2012, pp. 141-147;
- [21] **C. Mari**, *Metodi qualitativi di ricerca – I casi aziendali*, Giappichelli, Torino, 1994;
- [22] **T.C. Kinnear, J.R. Taylor**, *Marketing research: an applied approach*, McGraw Hill, New York, 1996;
- [23] <http://demo.istat.it/>;
- [24] **S. Barile, G. Metallo**, *Le ricerche di mercato – Aspetti metodologici e applicativi*, Giappichelli, Torino, 1994;
- [25] **B. Frosini, M. Montanaro, G. Nicolini**, *Il campionamento da popolazioni finite. Metodi e applicazioni*, Utet, Torino, 1999;
- [26] **J.E. Bigné**, “El consumidor verde: bases de un modelo de comportamiento”, in *Esic Market*, n. 96, 1997, pp. 29-43.

L'evoluzione degli strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata: le App

Sebastiano Mangiagli sebastianomangiagli@libero.it - Dipartimento Economia e Giurisprudenza - Università degli Studi di Cassino e del Lazio Meridionale, Cassino (FR), Alessia Carbè - Istituto Comprensivo 2 Pontecorvo, Pontecorvo (FR)

Riassunto

Fra i più innovativi strumenti di comunicazione impiegati nei processi di raccolta differenziata rientrano le App, applicazioni per dispositivi elettronici mobili, come smartphone e tablet, utilizzate in aggiunta alle dotazioni di software di base di questi dispositivi. Esse offrono ai cittadini la possibilità di segnalare alle Amministrazioni locali la presenza di rifiuti abbandonati abusivamente, nonché di disporre di informazioni aggiornate riguardanti, tra l'altro, il calendario della raccolta differenziata, le modalità di smaltimento dei rifiuti e i contatti relativi al Comune.

Scopo del presente lavoro consiste nell'esposizione di alcune best practices rilevate nel contesto italiano delle App impiegate quali strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata.

Summary

Among the most innovative communication tools used in recycling processes within the Apps, applications for mobile electronic devices, such as smartphones and tablets, used in addition to the facilities of the basic software of these devices. They offer citizens the opportunity to report to local government the presence of abandoned waste illegally, as well as updated information regarding, among other things, the schedule of the waste, the waste disposal arrangements and contacts related to the City.

The aim of this work is to expose some best practices found in the Italian context of the Apps employed as tools of communication in recycling processes.

1. Introduzione

Nell'ambito dei processi di erogazione dei servizi di raccolta differenziata, assumono un rilievo particolarmente significativo la definizione e successiva realizzazione di un piano di comunicazione finalizzato a trasmettere agli utenti l'utilità o la necessità di alcune scelte, indirizzandoli ad un corretto utilizzo dei servizi che sono loro offerti [1]. Nello specifico, in sede di pianificazione della comunicazione [2], i *policy maker* devono sviluppare una radicata confidenza con il territorio e con le esigenze degli utenti, concentrare l'azione nei tempi opportuni, coinvolgere tutte le tipologie di residenti (sia le utenze domestiche che quelle commerciali) e stabilire una sinergia con l'erogatore del servizio di raccolta rifiuti [3].

Affinché si possano raggiungere tali finalità, il piano di comunicazione deve rispettare alcuni principi [4,5]: la comunicazione deve essere parte di un progetto integrato con le strategie di raccolta; i vari interlocutori vanno informati con un linguaggio ed una metodologia idonei; la

comunicazione deve risultare di chiara ed efficace comprensione, puntando anche sui semplici consigli pratici; gli strumenti di comunicazione vanno studiati al fine di raggiungere un ampio numero di utenti nel territorio considerato e di creare una partecipazione attiva delle utenze presenti.

In riferimento a quest'ultimo punto, fra le attività di comunicazione a sostegno di un processo di raccolta differenziata [6] rientrano le azioni di *direct marketing*: si tratta di attività rivolte direttamente ai destinatari, senza alcuna intermediazione [7], come ad esempio i *social network* [8] e i materiali informativi come volantini, opuscoli, calendari, che riportano le informazioni più dettagliate sulla raccolta differenziata (tipologie, destino finale, stazioni ecologiche, compostaggio domestico, centro di raccolta, attività domestiche e non domestiche, ecc.) e che vengono progettati in modo da poter essere consultati in caso di dubbio durante la quotidiana separazione dei rifiuti domestici. Sono altresì da considerare strumenti di *direct marketing* le *App*, applicazioni che consentono ai dispositivi mobili di svolgere funzioni specifiche; esse offrono ai cittadini la possibilità di disporre di informazioni aggiornate sul calendario della raccolta differenziata, sulle modalità di smaltimento dei rifiuti, sui contatti relativi al proprio Comune di residenza.

Alla luce delle sopra riportate considerazioni, la presente ricerca si prefigge di esporre alcune *best practices* rilevate nel panorama italiano delle *App* impiegate quali strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata.

2. Relazione

2.1 Le *App*: soggetti coinvolti e diverse tipologie

Attualmente si sta assistendo ad un diffuso ricorso ad apparecchiature volte alla comunicazione in mobilità come gli *smartphone* e i *tablet*. Parallelamente gli utenti del web utilizzano sempre più di frequente le *App*, applicazioni per dispositivi elettronici mobili impiegate in aggiunta alle dotazioni di *software* di base di questi dispositivi [9].

Secondo quanto riportato in uno studio condotto dalla società statunitense Gigaom [10], nel 2013 l'*App economy* ha apportato all'Unione Europea 17,5 miliardi di euro, occupando 1.000.000 di sviluppatori e 800.000 addetti al marketing e all'assistenza. Sempre in base a tale ricerca, entro il 2018 l'*App economy* favorirà la creazione di quasi 5 milioni di posti di lavoro, per una cifra d'affari di 63 miliardi di euro.

I soggetti coinvolti nell'ambito del ciclo di vita dell'*App economy* sono i seguenti [11]:

- i titolari degli *App store*, come:
 - o App Store per applicazioni iOS;
 - o Google Play per applicazioni Android;
 - o Windows Phone Store per applicazioni Windows Phone;
 - o BlackBerry World per applicazioni BlackBerry;
 - o Amazon Appstore per applicazioni Android;
 - o Ovi Store (Nokia) per applicazioni dedicate agli *smartphone* Nokia;
 - o Samsung Apps per applicazioni Android e Bada;
- i gestori di telefonia mobile, i cui profitti derivano:
 - o dagli abbonamenti sottoscritti dagli utenti per la connessione a Internet impiegata per scaricare e utilizzare le *App*;
 - o dalla vendita delle loro *App* sui negozi *online* di applicazioni;
 - o dalla sponsorizzazione delle *App* sfruttando il proprio marchio;
- gli sviluppatori, ovvero singoli programmatori informatici, *start-up*, agenzie di comunicazione o ancora società informatiche;
- gli utenti finali; essi possono essere sia singoli privati sia aziende che utilizzano le *App* allo scopo di svolgere attività imprenditoriali (approvvigionamento di materie prime, consegna di

prodotti finiti, gestione di dati della clientela, comunicazione, da parte delle Amministrazioni locali, riferita al servizio di raccolta differenziata, ...).

Quanto fin qui riportato è sintetizzabile nella figura 1 seguente.

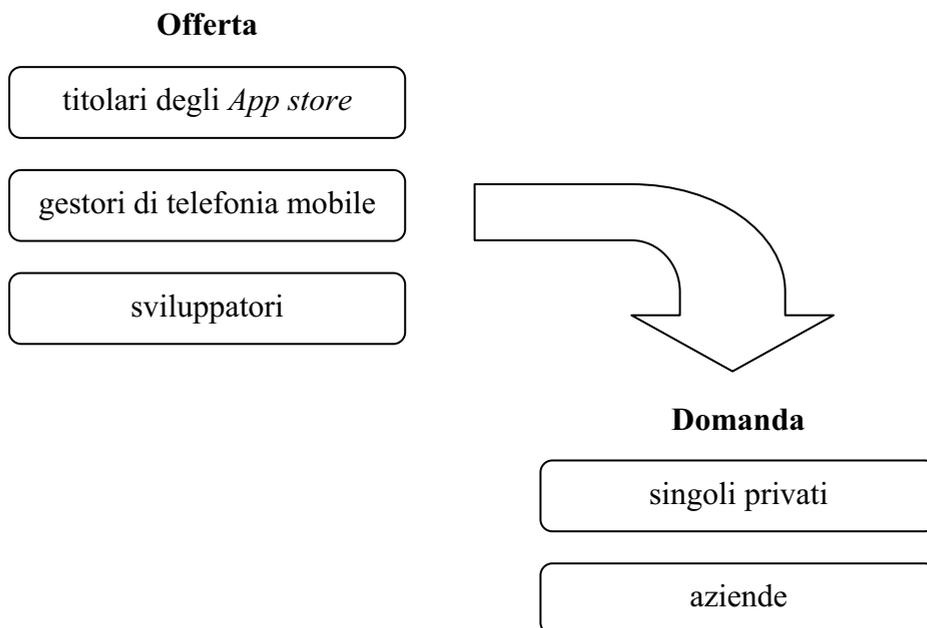


Fig. 1 – I soggetti coinvolti nell'ambito del ciclo di vita dell'App economy

Fonte: ns. elaborazione

I recenti sviluppi dell'informatica hanno reso possibile lo sviluppo di *App* fondate su differenti tecnologie [11]:

- *App stand alone*, che non richiedono la connessione a Internet;
- *App* che permettono l'uso dei contenuti su Internet in modalità disconnessa, che, dopo avere scaricato i dati, consentono all'utente di fruire del contenuto senza essere connessi a Internet;
- *App* connesse in *real time*, che necessitano della connessione costante a Internet.

Allo stato attuale, le *App* più diffuse sono quelle funzionanti in *real time*.

2.2 Le *App* quali strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata

Tra le funzionalità svolte dalle *App*, va segnalata quella che riguarda la comunicazione inerente il servizio della raccolta differenziata dei rifiuti; difatti le *App* possono anche essere impiegate come strumenti d'informazione a disposizione dei cittadini, in sostituzione del calendario cartaceo per la raccolta differenziata che viene distribuito in molti Comuni.

Nell'ambito delle *best practices* rilevate nel panorama italiano delle *App* impiegate quali strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata, si segnalano le seguenti: 'Raeporter', 'PuliAmo', 'Io chiudo il ciclo', 'Trashcube', '100% Riciclo' ed 'Ekologi'.

'Raeporter' [12] è una *App* per Android e iOS nata dalla collaborazione tra Ecodom, uno dei principali consorzi che si occupa di smaltimento dei RAEE [13], e Legambiente. 'Raeporter' permette di fotografare grandi elettrodomestici abbandonati abusivamente, geolocalizzarli e inviare la segnalazione ad un sito web. Successivamente l'associazione provvede a inoltrare la segnalazione alle Amministrazioni comunali di pertinenza per potere recuperare i rifiuti e smaltirli.

Analogamente a 'Raeporter', l'App 'PuliAmo' [14] nasce come strumento a disposizione dei cittadini per segnalare gli abbandoni non autorizzati e le discariche abusive. Oggi attraverso 'PuliAmo' i cittadini di Milano, Varese, Bergamo e Brescia possono, non solo segnalare situazioni di degrado ambientale, ma anche:

- conoscere le corrette modalità di smaltimento dei rifiuti,
- essere aggiornati sul calendario di raccolta e di spazzamento delle strade,
- prenotare il ritiro dei rifiuti ingombranti,
- richiedere un sopralluogo per il servizio di pulizia delle facciate ricoperte da graffiti,
- verificare la presenza di cassonetti ed isole ecologiche.

Tale App è attualmente disponibile per iOS, Windows Phone, BlackBerry e Android.

'Io chiudo il ciclo' [15] è una App per Android realizzata nell'ambito di un progetto che ha coinvolto la Regione Liguria e il Conai, Consorzio Nazionale Imballaggi. Essa consente ai cittadini dei Comuni liguri di ottenere informazioni su: sistemi di raccolta in vigore, calendario della raccolta, sistema porta a porta, localizzazione delle isole ecologiche più vicine rispetto al proprio domicilio, modalità di ritiro degli ingombranti a casa.

'Trashcube' [16] è una App per Android e iOS che consente di individuare in quale cassonetto conferire i rifiuti, l'ubicazione delle stazioni ecologiche e il calendario della raccolta. Se il rifiuto cercato non è presente nel *database*, è possibile effettuare una segnalazione alla società sviluppatrice del *software*, la Quadrifoglio Spa. Tale App è rivolta ai cittadini dei Comuni di Firenze, Bagno a Ripoli, Calenzano, Campi Bisenzio, Fiesole, Greve in Chianti, Impruneta, San Casciano in Val di Pesa, Scandicci, Sesto Fiorentino, Signa e Tavarnelle Val di Pesa.

'100% Riciclo' [17] è una App per Android che fornisce informazioni su modalità di differenziazione dei rifiuti, luogo di raccolta e calendario delle aperture dei centri di raccolta. L'App è stata progettata a beneficio dei Comuni appartenenti alla Comunità delle Giudicarie, rientrante nell'ambito della Provincia di Trento.

Infine, 'Ekologi' [18], App per Android e iOS, oltre a fornire la funzionalità di calendario per conoscere il giorno e la categoria di raccolta per un determinato giorno del mese, consente ai Comuni di gestire eventuali zone di raccolta e associare le vie corrispondenti per migliorare l'efficacia del calendario. Allo stato attuale, 'Ekologi' è stata adottata da alcuni Comuni della Provincia di Bergamo.

Nella tabella 1 esposta di seguito si riassumono le principali caratteristiche delle *best practices* rilevate.

App	Piattaforma	Funzionalità
Raeporter	Android iOS	- Segnalazione ai Comuni di elettrodomestici abbandonati abusivamente.
PuliAmo	iOS Windows Phone BlackBerry Android	- Segnalazione ai Comuni di elettrodomestici abbandonati abusivamente. - Informazioni ai cittadini su: <ul style="list-style-type: none"> ■ modalità di smaltimento, ■ calendario di raccolta, ■ modalità di ritiro dei rifiuti ingombranti. - Richiesta di sopralluoghi per il servizio di pulizia delle facciate ricoperte da graffiti. - Verifica della presenza di cassonetti ed isole ecologiche.

Segue

App	Piattaforma	Funzionalità
Io chiudo il ciclo	Android	– Informazioni ai cittadini su: sistemi di raccolta in vigore, calendario della raccolta, sistema porta a porta, localizzazione delle isole ecologiche più vicine al proprio domicilio, modalità di ritiro degli ingombranti a casa.
Trashcube	Android iOS	– Informazioni ai cittadini su: modalità di smaltimento, calendario di raccolta, ubicazione delle stazioni ecologiche.
100% Riciclo	Android	– Informazioni ai cittadini su: modalità di raccolta, luoghi di raccolta, calendario di apertura dei centri di raccolta.
Ekologi	Android iOS	– Informazioni ai cittadini su: modalità di smaltimento, calendario di raccolta suddiviso per via.

Tab. 1 – *Principali caratteristiche delle best practices rilevate*

Fonte: ns. elaborazione

Alla luce di quanto descritto nell'ambito del presente paragrafo, si rileva che le *App* progettate per il servizio di raccolta differenziata permettono ai Comuni italiani di gestire informazioni relative a categorie di rifiuti sottoposti a raccolta differenziata, calendario e modalità di conferimento dei rifiuti [19], piattaforma ecologica, contatti del personale comunale, notifiche ai cittadini.

3. Conclusioni

Dal presente articolo è emerso come lo sviluppo di apparecchiature volte alla comunicazione in mobilità come gli *smartphone* e i *tablet*, avendo favorito la crescita delle interazioni fra utenti del web, abbia condotto ad un'evoluzione degli strumenti di comunicazione nei processi di raccolta differenziata. Tuttavia tali sviluppi sono limitati da alcune criticità connesse all'accesso a Internet: innanzitutto le reti di *information & communication technology* [20] non sono distribuite uniformemente né in ambito mondiale né in ambito locale [21]; inoltre sussiste ancora un basso livello di alfabetizzazione digitale e di consapevolezza delle reali potenzialità offerte dal web sotto il profilo socio-economico.

Di conseguenza, si ravvisa la necessità di potenziare le infrastrutture tecnologiche di comunicazione e di stimolare un utilizzo più consapevole del web.

In ultima analisi, va rilevato che, allo stato attuale, le *App* più diffuse in Italia in relazione ai processi di raccolta differenziata hanno una funzione informativa nei confronti dei cittadini. Si ritiene invece opportuna la creazione di *App* di tipo preventivo, ovvero volte alla prevenzione dell'aumento della produzione di rifiuti, che educino alla riduzione dell'impiego di risorse mediante il riutilizzo tanto di materiali riciclati quanto di componenti recuperabili.

Bibliografia

[1] V.R. Santamato, *L'impresa di servizi nel cambiamento*, Franco Angeli, Milano, 2010;

[2] C. Lakhan, "Diversion, but at what cost? The economic challenges of recycling in Ontario", in *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 95, 2015, pp. 133-142;

- [3] **A. Caramis**, *Comunicare porta a porta. Manuale di comunicazione pubblica sulla raccolta differenziata dei rifiuti*, Bonanno, Acireale, 2012;
- [4] **A. Papini, A. De Vivo**, *La comunicazione pubblica locale. I cambiamenti organizzativi nei processi di comunicazione dalla legge 150/2000 al DL 78/2010*, Guerini e Associati, Milano, 2012;
- [5] **A. Di Raco**, *Guida al piano di comunicazione. Come si fa la progettazione, la programmazione, il controllo*, CELID, Torino, 2010;
- [6] **G. Russo, S. Mangiagli**, “Il piano di comunicazione nel processo di raccolta differenziata del Comune di Piedimonte San Germano”, in *Atti dei seminari Ecomondo*, 2012, pp. 563-569;
- [7] **L.D. Spiller, M. Baier**, *Contemporary Direct and Interactive Marketing* (3rd Edition), Atlasbooks Dist Serv, Ashland – OH, 2012;
- [8] **C. Dossena**, *Reputazione, apprendimento e innovazione nelle imprese. Il ruolo delle online community*, Franco Angeli, Milano, 2012;
- [9] **S. Petroni**, “Anytime anywhere learning: if mobile apps affect second language learning”, in **C. Williams** (a cura di), *Innovation in Methodology and Practice in Language Learning: Experiences and Proposals for University Language Centres*, Cambridge Scholars Publishing, Cambridge, 2015;
- [10] **Gigaom**, *Sizing the EU app economy*, febbraio 2014;
- [11] **A. Prunesti, F. Lalli**, *Geolocalizzazione e mobile marketing. Fare business con le App e i social game*, Franco Angeli, Milano, 2011;
- [12] <http://www.raeporter.it>;
- [13] **G. Russo, S. Mangiagli**, “Il sistema di gestione dei RAEE in Italia: il centro di raccolta intercomunale presso l’impianto RAECycle Sud di Siracusa”, in *Atti dei seminari Ecomondo*, 2011, pp. 818-826;
- [14] <http://www.a2a.eu/gruppo/cms/a2a/it/clienti/ambiente/puliamo.html>;
- [15] <http://www.iochiudoilciclo.it>;
- [16] http://www.quadrifoglio.org/lay_app.php?IDCategoria=242;
- [17] http://www.comunitadellegiudicarie.it/uploads/media/C.S. 100_Riciclo una App che ti dice tutto sulla raccolta differenziata.pdf;
- [18] <http://www.ekologi.it/>;
- [19] **M. Rigillo, M.C. Vigo Majello, G. Testa, L. Boccia**, “Integrated model for the management of agricultural areas in urban space. The case study of via Pedamentina in Naples (Italy)”, in *Atti delle Giornate Internazionali di Studio – 2^a Edizione di “Abitare il Futuro”*, Napoli 12-13 dicembre 2012, pp. 1900-1911;
- [20] **H. Chesbrough**, *Open Innovation. The New Imperative for Creating and Profiting from Technology*, Harvard Business Scholl Press, Boston, 2003;
- [21] **E.H. Fouberg, A.B. Murphy, H.J. de Blij**, *Human Geography. People, Place and Culture* (10th ed.), John Wiley & Sons, Chichester, 2012.

Progetto “MicroRae Return” | Il modello di Gest Srl per una raccolta capillare ed efficiente dei piccoli R4

*Massimo Pera m.pera@gesenu.it, Marco Bagnini
Gest Srl, Perugia*

Riassunto

Il rapido sviluppo tecnologico degli ultimi decenni, ha contribuito a migliorare la qualità del nostro vivere quotidiano ed ha avuto come conseguenza un grande incremento della domanda di materie prime con una corrispondente elevata produzione di rifiuti hi-tech. Lo sviluppo di tecnologie innovative dedicate al recupero/riciclo di materie prime seconde ricopre un ruolo fondamentale nel modello di sviluppo sostenibile, rispondendo alla criticità di approvvigionamento di materie prime e alla contestuale necessità di ridurre le quantità dei rifiuti smaltiti in discarica, minimizzando così il depauperamento delle risorse naturali. In quest’ottica nasce l’esigenza di rendere più capillare la raccolta dei Micro Rae, considerati comunemente rifiuto Hi-Tech di classe “B” nella gerarchia del riciclo e di solito conferiti dai cittadini in maniera scorretta, rendendo vano il loro recupero.

Summary

The rapid technological development of the past decades has given its contribute to the improvement of the quality of our daily lives, but it has also increased the request for raw material and the related production of hi-tech waste. In order to minimize the waste of natural resources, the development of innovative technologies for the recycling of raw-second material has not only having a crucial role in the model of the sustainable development on the raw material supply-chain level, but also on the consequent reduction of the amount of waste in garbage dumps. In this perspective, there is a growing need of a more widespread collection of Micro Rae which are generally considerate as a “Class-B” waste in the recycling-pyramid and, so, disposed in an improper way by making their recycling useless.

1. Introduzione

La famiglia dei Rae (in inglese, Weee, Waste electrical and electronic equipment) comprende tutti i rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche, ossia tutti quei congegni che per funzionare hanno bisogno di energia elettrica. Una volta sostituiti o rotti, non debbono essere gettati nei normali cassonetti per rifiuti, ma devono essere raccolti correttamente in maniera separata, al fine di ottimizzare la loro valorizzazione, diminuire la quantità di rifiuti smaltiti in discarica e salvaguardare l’ambiente. L’impatto ambientale dei Rae pericolosi (R1, R3, parte dei R4 e R5) è dovuto all’effetto delle sostanze nocive sull’ambiente e sulla salute in caso di smaltimento incontrollato, contaminando così l’aria, il suolo ed il sottosuolo nei luoghi di abbandono. Basti pensare che una moderna apparecchiatura elettronica, può contenere fino a 60 elementi, parte costituiti da materiale recuperabile e gran parte costituiti

da sostanze pericolose che devono essere trattate e smaltite in sicurezza (Mercurio, Cadmio, Piombo, ecc.); ciò rende i Raee la categoria di rifiuti urbani che, rapportata al peso e al volume contiene il maggior numero di sostanze inquinanti. Le piccole apparecchiature elettriche ed elettroniche, proprio a causa delle loro ridotte dimensioni (inferiore ai 24 cm), vengono spesso “sottovalutate” dai cittadini e gettati erroneamente nei contenitori per la raccolta indifferenziata, determinando così un ingente spreco di materie prime seconde che potrebbero essere valorizzate.

2. Relazione

In questo scenario, la Direttiva europea 2012/19/EU, recepita in Italia con il D.lgs. 49/2014, sulle apparecchiature elettriche ed elettroniche, introduce un nuovo modello di raccolta dove i consumatori conferiscono separatamente i rifiuti elettronici al momento dell’acquisto del nuovo o direttamente presso i Centri di Raccolta. I costi per l’avvio a recupero e smaltimento sono a carico del sistema Raee che si finanzia attraverso un eco contributo praticato sul prezzo di acquisto delle nuove apparecchiature. Tale normativa estende il concetto di Raee anche agli impianti fotovoltaici con potenza nominale inferiore ai 10 KW fissando nel contempo nuovi obiettivi di raccolta. Nel D.lgs. 49/2014 vengono fissati anche i nuovi obiettivi di raccolta. Il volume dei Raee non è più calcolato in base al peso di Raee raccolto ad abitante (Kg/ab), ma come quantità di rifiuti raccolti in funzione del volume di prodotti tecnologici immessi nel mercato negli ultimi 3 anni, con il conseguente innalzamento del target da 45 tonnellate di raccolta ogni 100 tonnellate immesse sul mercato entro il 2016, a 65 nell’anno 2019. Con il nuovo sistema di raccolta, l’Italia dovrà passare da una media pro-capite di 3,81 Kg/ab. a 7,5 entro il 2016 e a 10 Kg/ab nel 2019. La normativa vigente, pertanto, stimola sia i consorzi che i gestori dei servizi di igiene urbana a migliorare gli attuali modelli organizzativi di raccolta differenziata delle apparecchiature elettriche ed elettroniche al fine di facilitare il corretto conferimento delle stesse ai cittadini ed ai Grandi distributori.

2.1 La raccolta dei Raee: analisi dello scenario attuale

I rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche sono rifiuti in forte crescita, sia per l’espansione del mercato di tali apparecchiature, dove figura in testa la Cina con 11,1 milioni di tonnellate di apparecchiature immesse sul mercato nel 2012 [1], sia per i cicli di sostituzione sempre più brevi che le rendono rapidamente obsolete. È calcolato che nel Mondo se ne producano ad oggi quasi 50 milioni di tonnellate all’anno, destinate a superare i 65 milioni nel 2017; la stessa analisi stima che un continente come l’Australia, con una media di 22 apparecchi elettronici in ogni abitazione, nel giro di due anni circa 9 milioni di computer, 5 milioni di stampanti e 2 milioni di telefoni cellulari, verranno rottamati. L’EPA [2] ha calcolato che nel 2005 gli americani hanno prodotto circa 2 milioni di tonnellate di Raee, di cui solo il 12,5% è stato raccolto e avviato a riciclo. In Europa la cifra arriva a circa 10 milioni di tonnellate: di queste le organizzazioni dei produttori ne raccolgono solo 3,5 milioni, con una media pro-capite di 7 Kg/ab. I paesi scandinavi sono i più virtuosi, con circa 15 Kg/ab. di Raee avviati a riciclo.

	Raee prodotti nel 2012 (tonnellate)
Mondo	50.000.000
Europa	10.000.000
Italia	800.000

Tab. 1 – United Nations Report 2013

Non va altrettanto bene in Italia, dove a fronte di una produzione annua che si attesta attorno al milione di tonnellate, la media di raccolta è ferma a circa 4 Kg/ab. Nel 2013 sono stati immessi sul mercato nazionale 18,3 Kg/ab. di apparecchiature elettriche ed elettroniche, a fronte dei quali ogni italiano ha prodotto circa 16 Kg di Raee. Tra centri di raccolta comunali e grandi distributori, sono rientrati nel circuito del recupero e del riciclo circa 11,2 Kg/ab. (il 69% di quelli generati), ma solo 4 di questi sono stati conferiti ai sistemi collettivi, ossia il 36%. Significa che una percentuale intorno al 75% sfugge al sistema legale [3]. A sostanziale conferma di questo, anche i numeri del rapporto Ispra [4], secondo cui i Raee gestiti nel 2013 (quelli con corretta attribuzione del codice CER) ammontano a 209.500 tonnellate, con uno scarto minimo, del 7%, rispetto alle 226.000 tonnellate calcolate dal Cdc Raee [5] (differenza che secondo Ispra, sarebbe dovuta a errori di compilazione del MUD). Ne consegue che oltre il 70% dei rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche, viene movimentato come minimo da un codice CER errato, quindi gestito in modo illecito. Nel 2014 sono state raccolte 231.717 tonnellate di Raee. La performance migliore è stata quella della Valle d'Aosta, con 7,80 Kg/ab.; la peggiore quella della Calabria, con 1,71 Kg/ab. La Lombardia è stata la regione con il miglior risultato assoluto, circa 49.000 tonnellate, e con il più alto numero di centri di raccolta sul proprio territorio, ben 834. Nel biennio 2013 – 2014, la raccolta complessiva è aumentata del 2%. Questi risultati da una parte potrebbero essere interpretati come un primo segnale di ripresa dalla crisi economica, che negli scorsi anni aveva fortemente condizionato il mercato delle apparecchiature elettriche ed elettroniche. Infatti, la riduzione degli acquisti comporta anche una diminuzione dei rifiuti prodotti, a causa della mancata sostituzione delle apparecchiature obsolete o rotte con apparecchiature nuove.

Raggruppamento	2012	2013	2014	2014 vs 2013
R1 (Freddo e clima)	63.902,813	62.158,612	64.024,226	+3,00%
R2 (Grandi Bianchi)	57.709,717	56.156,357	57.949,079	+3,19%
R3 (TV e monitor)	76.501,315	68.879,875	68.512,035	-0,53%
R4 (Piccoli elettrodomestici)	38.814,869	37.620,439	39.957,152	+6,21%
R5 (Sorgenti luminose)	1.036,849	1.115,935	1.274,539	+14,21%
Totale (tonnellate)	237.965,563	225.934,42	231.717031	+ 2,00%

Tab. 2 – Rapporto annuale 2014, CdC Raee

2.2 Approfondimento sulla raccolta rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche del raggruppamento 4

Dall'analisi dei dati rilevati nel rapporto annuale del CdC Raee 2014, in merito ai quantitativi dei vari raggruppamenti Raee raccolti nell'ultimo triennio, emerge in maniera chiara il fenomeno della sostituzione del vecchio apparecchio con il nuovo. In questo mercato di Aee di sostituzione, l'apparecchio acquistato tende a sostituire quello vecchio o obsoleto, che diventa quindi Raee.

	R1	R2	R4	Totale
Imnesso	179.572,50	287.228,41	290.275,96	757.076,87
Raccolta	64.024,23	57.949,08	39.957,15	161.930,46
Tasso	35,65%	20,18%	13,77%	

Tab. 3 – Rapporto annuale 2014, CdC Raee, Tasso di ritorno

Osservando ed analizzando il raggruppamento 4 (Piccoli elettrodomestici) il dato che appare evidente è il tasso di ritorno, ossia il rapporto tra raccolto e immesso sul mercato, che risulta pari a solo il 14% ed è il più basso in assoluto tra tutte le tipologie di Raee. Questo dipende sicuramente dal fatto che alcune di queste apparecchiature vengono tenute in casa anche dopo la loro sostituzione (come ad esempio i cellulari, laptop, mouse, tastiera, stampanti, fax, radio, videoregistratori, ecc.), ma anche dalle loro piccole dimensioni che rendono più facile uno smaltimento non corretto nei rifiuti indifferenziati. Bisogna tuttavia segnalare, che la raccolta degli R4 necessita di una capillarità di servizio maggiore rispetto agli altri raggruppamenti. È dimostrato difatti che negli R4 è fortissima la correlazione tra la presenza dei Centri di raccolta e/o punti di conferimento ubicati nel territorio, e i quantitativi raccolti. In pratica, quanto più è semplice per i cittadini effettuare il conferimento dei piccoli elettrodomestici, tanto più sono invogliati a farlo correttamente.

2.3 Focus sulla Provincia di Perugia: analisi della raccolta degli R4

Nel 2014 la Regione Umbria la raccolta dei Raee si attesta su quantitativi pro-capite pari a 4,4 Kg/ab. risultando al di sopra della media nazionale. Il quantitativo raccolto in termini assoluti è pari a 3.949,849 tonnellate, per l'anno 2014, con 3.042,905 Kg raccolti nella sola Provincia di Perugia. Il quantitativo di R4 raccolto nella Provincia di Perugia, mediante i 51 Centri di raccolta comunali è pari a 515,387 tonnellate, pari a 0,81 Kg/ab. Confrontando tale dato con il medesimo rilevato nella Regione Valle d'Aosta, si ha che in quest'ultima il quantitativo di R4 raccolto per l'anno 2014 è stato pari a 192.705 tonnellate, con un valore pro-capite pari a 1,50 Kg/ab., cioè quasi il doppio di quello raccolto nella Provincia di Perugia. Questa differenza di risultato è stata frutto di una marcata disparità nella densità di Centri di raccolta distribuiti nel territorio. Difatti, nella Regione Valle d'Aosta, la densità dei CdR è pari ad 1 ogni 4.800 abitanti, contro il dato della Provincia di Perugia nella quale è presente 1 CdR ogni 12.500 abitanti. In questo contesto emerge l'importanza di investire nella raccolta differenziata di piccole apparecchiature elettriche ed elettroniche, aumentando fin quanto è possibile le opportunità di conferimento ai cittadini, mediante l'interazione diretta con la loro quotidianità e le loro abitudini, con l'obiettivo di aumentare i quantitativi pro – capite raccolti e minimizzare lo smaltimento non corretto delle apparecchiature.

2.4 Progetto MicroRaee Return

Il progetto “MicroRaee Return” è stato sviluppato da Gest Srl, gestore dei servizi di igiene urbana nell'ATI n.2 Umbria, nel corso dell'anno 2015. Ha visto interessati 5 tra i Comuni più importanti della Provincia di Perugia, quali Perugia, Bastia Umbra, Todi, Bettona e Torgiano, per un totale di circa 216.459 abitanti. Il progetto ha avuto come principale obiettivo quello di implementare, nel territorio di riferimento, la raccolta dei piccoli R4, con esclusiva attinenza alle apparecchiature di dimensione inferiore ai 24 cm, al fine di minimizzare i quantitativi che venivano smaltiti dai cittadini in maniera non corretta nel contenitore della frazione indifferenziata. Il progetto ha previsto la realizzazione di un sistema di raccolta differenziata delle piccole apparecchiature elettriche ed elettroniche ad integrazione dei 9 Centri di raccolta comunali già presenti. L'idea progettuale è nata con l'obiettivo di creare una rete capillare di

contenitori ed intercettare così i piccoli Raee domestici: questo perché, nonostante i cinque Comuni abbiano tutti un Centro di Raccolta (Perugia ne ha cinque), i territori interessati hanno un'estensione molto ampia, pertanto spesso i cittadini si trovano lontani dai CdR e per tale motivo conferivano i piccoli RAEE nei contenitori domiciliari del rifiuto secco residuo invece di recarsi al CdR comunale. Tale progetto, primo nel suo genere in ambito regionale, e tra i primi nello scenario nazionale, ha visto l'installazione di n.110 contenitori, realizzati in acciaio e con basamento in cemento, a forma di parallelepipedo con sportello superiore apribile ed aventi una capacità di 80 lt. La bocca di immissione dei contenitori ha dimensioni pari a 16x24 cm, cioè dimensionata per permettere l'ingresso dei soli piccoli R4 ed evitare l'immissione di oggetti estranei che possano compromettere la qualità della raccolta; inoltre lo sportello della colonnina presenta uno scivolo in acciaio zincato, così da impedire il prelievo dei Raee all'interno dei contenitori da parte di estranei. I contenitori sono stati installati in luoghi ad elevata frequentazione (centri commerciali, supermercati, CVA, scuole, ecc.), a fianco dei già presenti contenitori adibiti alla raccolta delle pile: ciò al fine di favorire la raccolta dei piccoli Raee in luoghi già conosciuti e frequentati dai cittadini. L'installazione dei contenitori è stata accompagnata da una mirata campagna di comunicazione, articolata in più fasi e su diversi target, in particolare nelle scuole.

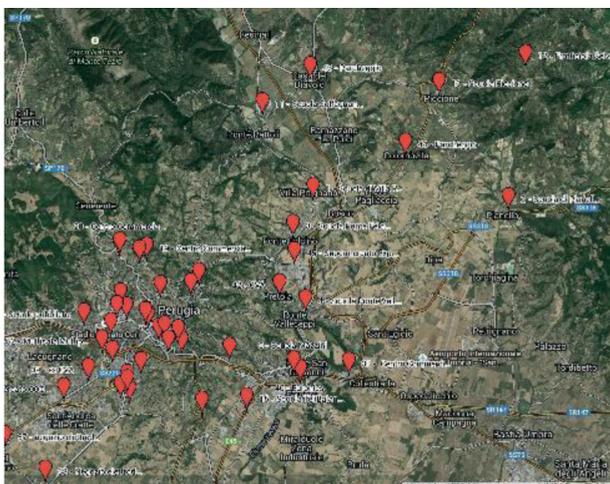


Fig. 1 - *Mappa colonnine installate sul Comune di Perugia*

L'implementazione di tale modello sul territorio, ha permesso di aumentare la capillarità del servizio di raccolta degli R4, passando da 1 punto di conferimento ogni 24.000 abitanti, a 1 punto di conferimento ogni 2.000 abitanti. Mensilmente il quantitativo medio raccolto da ogni singola colonnina è pari a circa 8 Kg. Effettuando una stima annuale, il quantitativo di R4 raccolto mediante tali dispositivi, è pari a circa 10 tonnellate. Il successo del modello di raccolta appena descritto è evidenziato dal fatto che, analizzando i quantitativi di R4 conferiti direttamente presso i Centri di raccolta nei primi mesi di attivazione del nuovo servizio, si evidenzia che tale quota è rimasta pressoché invariata. Di conseguenza si può affermare che il quantitativo di rifiuti R4 derivante dallo svuotamento delle colonnine distribuite sul territorio va a sommarsi al quantitativo già raccolto presso i Centri di raccolta comunali, a dimostrazione del principio che la corretta differenziazione delle piccole apparecchiature elettriche ed elettroniche è direttamente proporzionale alla facilità di conferimento del sistema.

3. Conclusioni

Il Sistema di raccolta delle piccole apparecchiature elettriche ed elettroniche a diffusione, essendo nella sua struttura più vicino alle esigenze dei cittadini, ci ha permesso nel tempo di intercettare quantitativi maggiori rispetto al modello organizzativo precedente che prevedeva i centri di raccolta come unico punto di conferimento. Questo nuovo modello territoriale integrato ha comportato, altresì, un controllo sociale da parte dei cittadini e dei commercianti sui punti di conferimento dislocati nel territorio, evitando furti e/o manomissioni da parte della criminalità organizzata, ed aumentando al contempo la qualità del materiale inviato a recupero.

Bibliografia

- [1] **Solving the E-Waste Problem (StEP) initiative**, *United Nations report 2013*;
- [2] **Environmental protection agency**, *l'Agenzia per la protezione dell'ambiente degli Stati Uniti*;
- [3] **United Nations University**, *il Centro Accademico di ricerca dell'Onu*;
- [4] **ISPRA**, *Rapporto rifiuti urbani 2014*;
- [5] **Centro di Coordinamento Raee**, *Rapporto annuale 2014*.

Fibers innovative burning and reuse by Self-propagating High temperature Synthesis (SHS)

Laura Gaggero, Valentina Caratto, [Maurizio Ferretti ferretti@chimica.unige.it](mailto:Maurizio.Ferretti@chimica.unige.it)
Università degli Studi di Genova, Genova

Riassunto

La tecnica di Sintesi Combustiva Autopropagante (Self-propagating High temperature Synthesis, SHS) è stata sperimentata su rifiuti contenenti asbesto e si è dimostrata efficace in virtù del calore rilasciato da una reazione fortemente esotermica innescata da una sorgente ad energia relativamente bassa. Il crisotilo è stato completamente convertito in olivina forsteritica mediante le reazioni $Mg_3Si_2O_5(OH)_4 + Fe_2O_3 + 3Mg$ and $2Mg_3Si_2O_5(OH)_4 + Fe_3O_4 + 4Mg$.

In confronto con i trattamenti termici convenzionali, il processo SHS si svolge con tempi di reazione molto brevi, è attivato a bassa energia e richiede apparati semplici, risultando quindi vantaggioso nella inertizzazione dell'asbesto, della quale diminuisce i tempi e i costi del processo.

I prodotti della reazione possono essere riutilizzati trasformandosi da rifiuto a materia prima seconda.

Summary

The SHS technique was tested asbestos waste and demonstrated effective for the heat release of highly exothermic reactions ignited by a relatively low-energy source. With the two reactions $Mg_3Si_2O_5(OH)_4 + Fe_2O_3 + 3Mg$ and $2Mg_3Si_2O_5(OH)_4 + Fe_3O_4 + 4Mg$ the chrysotile was completely converted into forsterite-rich olivine.

Compared with conventional thermal treatments, the SHS process, due to its fast reaction time, low activation energy and simple apparatuses, is particularly advantageous in asbestos neutralisation, decreasing the time and costs of the process. The product of the reaction can be re-used shifting from waste to secondary raw material.

1. Introduction

In March 2013 the European Commission passed Resolution 2012/2065(INI) [1] that compels the member states to remove and eliminate all asbestos-containing waste before 2028. Therefore, following the banning and phased withdrawal of asbestos from industrial and civil uses, increasing amounts of fibre-bearing wastes have become an environmental problem.

2. The neutralisation of asbestos

Definitive removal, insulation by resin coating and encapsulation are the most common ways to withdraw asbestos waste [2, 3]. After removal, neutralisation with fluorosulphonic acid attack [4], carbonation [5], hydrothermal process [6], thermal treatments [7, 8] and mechano-chemical methods [9, 10] have been temptatively addressed. However, encapsulating and

coating are temporary solutions subject to further weathering, and the fibre treatments based on chemical attack are liable to release toxic vapours.

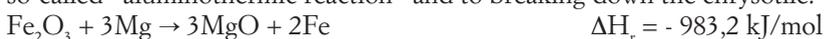
Thermal treatments at temperatures from 800°C to 1000°C have been demonstrated efficient processes to transform chrysotile into Mg-silicates [11, 12], although pseudomorphic on the pristine fibrous habit.

To reduce the environmental issue and exploring the possible recycling of the breakdown products of asbestos-waste, we tested the use of Self-propagating High-temperature Synthesis (SHS), a non-conventional thermal treatment applied since the 1960s in the synthesis of ceramic materials [13]. The SHS technique was tested in industrial waste treatment, with positive results in the fixation and consolidation of high-level radioactive waste, the treatment of zinc in hydro-metallurgical waste, the degradation of chlorinated aromatics and the recycling of silicon sludge and aluminium dross produced by the semiconductor industry and aluminium foundries, and in the treatment of fibrous phases, in particular sepiolite [14, 15].

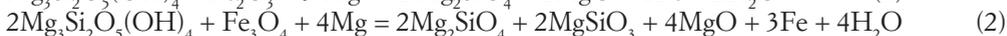
A “thermite” or “aluminothermic” reaction is the exothermic reduction of a metallic reagent and a metal oxide to an oxide more stable than the initial one. The reaction starts by point heating of the mixture until the triggering and proceeds as self-propagating (hence “Self-propagating High temperature Synthesis”). In order to develop a SHS process, the “adiabatic” temperature ($T_{ad} \geq 1800$ K) [16, 17] has been envisaged as the thermodynamic boundary.

To obtain chrysotile breakdown, experimental procedures taking advantage of the heat released by highly exothermic reactions ignited by a relative low energy source were adopted.

The reactants were selected from different oxide-metal couples capable of activating the so-called “aluminothermic reaction” and to breaking down the chrysotile:



The chrysotile was then mixed with the reactants in stoichiometric amounts, according to the following reactions:



Both reactions are highly exothermic in spite of heat subtraction during the transformation of the chrysotile:

$$\Delta H_r(1) = - 852,8 \text{ kJ/mol}$$

$$\Delta H_r(2) = - 1109,0 \text{ kJ/mol}$$

The reactants were mixed together with randomly-oriented chrysotile fibres (and then pressed into cylindrical pellets. A scanning electron microscope backscattered image allowed us to determine that the fibres were dispersed and to calculate their modal content.

After ignition, the average loss of weight of the sample was *c.* 4%, which when normalized to the per cent of chrysotile in the pellet, corresponds to a variable weight loss between 10 and 12%, likely corresponding to the dehydroxylation of the chrysotile [18, 19 and references within].

A morphological, mineralogical and compositional characterization after combustion was carried out with a scanning electron microscope coupled with an EDS microanalysis. After the SHS ignition, the fibrous habit completely disappeared and the breakdown of the chrysotile produced prismatic stubby olivine as in Figure 1. The neoformed olivine grew in MgO and Fe matrix. The volatiles produced by the advancing combustion induced the swelling of the pellets and a vesicular texture, however this effect is minimized by the input of the Ar flow.

The fayalite content of the olivine grains was variable and generally higher towards the crystal rims or in small grains in contact with metallic Fe, suggesting a relationship with the proximity of Fe_2O_3 in the pellet. In order to ascertain the pervasiveness of the reaction, XRPD analyses were carried out on “Hem + Mg” pellets after the SHS reaction. The results showed that chrysotile was absent from the pellets and replaced by forsterite, periclase and Fe.

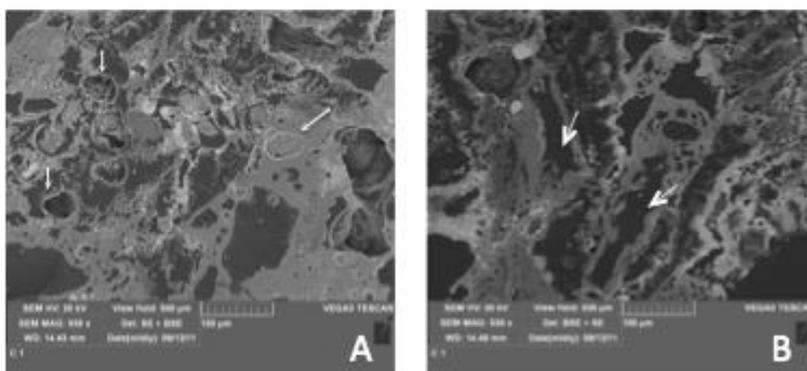


Fig. 1 – SEM microphotographs after SHS combustion: A) Spongy texture of wustite shells enclosed in forsterite (light grey, arrow on the right side). B) Cavities from volatile release, surrounded by blocky homogeneous forsterite.

3. Conclusions

1. The SHS reaction, compared with conventional thermal treatments [12, 13, 14], produces a pervasive compositional and morphological break down in some seconds. In a possible industrial scale up, the process is extremely profitable in terms of energy input.
2. Gualtieri et al., [20] have proposed a high-temperature process of chrysotile neutralisation after which neoformed olivine grows pseudomorphic on fibres, thus maintaining an overall asbestiform habit. Conversely, after the SHS treatment, the new olivine developed as sturdy granular crystals.
3. Following a conventional hour-long, step-heating treatment, enstatite can develop at 1000°C as a breakdown product. Nonetheless, enstatite was absent from our SHS products likely for the control of T and ΔT during the cooling.
4. Although the SHS reaction has been mostly addressed to metallic and metalloid materials, it was possible to obtain a chemical-physical breakdown of a hydrous silicate as chrysotile. The reaction is ignited by an external heat sources for a few seconds and proceeds as a combustion wave through the volume of the reactants without any additional energy.
5. Secondary minerals of industrial interest are derived from the chrysotile breakdown.
6. As the mutagenic action of asbestos resides in habit, composition and size, neutralization requires the structural change of the mineral fibre. All the experiments proved to be effective in destroying the fibrous habit and turning its composition to olivine.
- 7 The SHS process, due to its fast reaction time, low activation energy and basic equipment, is particularly advantageous in asbestos neutralisation in comparison with conventional thermal treatments.
8. Finally, the product of this transformation can be re-used as an abrasive, or refractory material: this represents the end of waste status and a second life as secondary raw material.

Bibliografia

- 1 Motion for a European Parliament Resolution on Asbestos related occupational health threats and prospects for abolishing all existing asbestos, 2012/2065(INI).
- 2 Y.M Chan, P. Agamuthu, R. Mahalingam, Solidification and stabilization of asbestos brake lining dust using polymeric resins, *Env. Eng. Sci.*, 17, 4 (2000) 203–213.
- 3 A. F. Gualtieri, A solution for the full impregnation of asbestos: the use of an epoxy polymer resin, *J. Appl. Poly. Sci.*, 75, 5 (2000) 713–720.
- 4 T. Sugama, R. Sabatini, L. Petrakis, Decomposition of chrysotile asbestos by fluorosulfonic acid, *Ind. Eng. Chem. Res.*, 37 (1998) 79–88.

- 5 G. Gadikota, C. Natali, C. Boschi, A.H.A. Park, Morphological changes during enhanced carbonation of asbestos containing material and its comparison to magnesium silicate minerals, *J. Hazard. Mater.*, 264 (2014) 42–52.
- 6 K. Anastasiadou, D. Axiotis, E. Gidaracos, Hydrothermal conversion of chrysotile asbestos using near supercritical conditions, *J. Hazard. Mater.*, 179 (2010) 926–932.
- 7 A. Viani, A.F. Gualtieri, Recycling the product of thermal transformation of cement-asbestos for the preparation of calcium sulfoaluminate clinker, *J. Hazard. Mater.*, 260 (2013) 813–818.
- 8 A. Averroes, H. Sekiguchi, K. Sakamoto, Treatment of airborne asbestos and asbestos-like microfiber particles using atmospheric microwave air plasma, *J. Hazard. Mater.*, 195 (2011) 405–413.
- 9 F. Colangelo, R. Cioffi, M. Lavorgna, L. Verdolotti, L. De Stefano, Treatment and recycling of asbestos-cement containing waste, *J. Hazard. Mater.*, 195 (2011) 391–397.
- 10 P. Plescia, D. Gizzi, S. Benedetti, L. Camillucci, C. Fanizza, P. De Simone, F. Paglietti, Mechanochemical treatment to recycling asbestos-containing waste, *Waste Manage.*, 23 (2003) 209–218.
- 11 A. Cattaneo, A.F. Gualtieri, G. Artioli, Kinetic study of the dehydroxylation of chrysotile asbestos with temperature by in situ XRPD, *Phys. Chem. Minerals*, 30 (2003) 177–183.
- 12 A.F. Gualtieri, A. Tartaglia, Thermal decomposition of asbestos and recycling in traditional ceramics, *J. Eu. Ceram. Soc.*, 20 (2000) 1409–1418.
- 13 A.G. Merzhanov, I.P. Boroviskaya, Self-propagating High-temperature Synthesis of refractory inorganic compounds, *Dokl. Acad. Sci. USSR*, 204 (1972) 429.
- 14 G. Cao, R. Orrù, Self-Propagating reactions for environmental protection: state of the art and future directions, *Chem. L. Eng. J.*, 87, 2 (2002) 239–249.
- 15 M. Porcu, R. Orrù, A. Cincotti, G. Cao, Self-propagating reactions for environmental protection: Treatment of wastes containing asbestos. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 44, 1 (2005) 85–91.
- 16 Z.A. Munir, Synthesis of high temperature materials by Self-Propagating Combustion methods, *Amer. Ceram. Soc. Bull.*, 67 (1988) 342–349.
- 17 F. Maglia, U. Anselmi-Tamburini, S. Gennari, G. Spinolo, Dynamic behaviour and chemical mechanism in the self-propagating high-temperature reaction between Zr powders and oxygen gas, *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 3 (2001) 489–496.
- 18 K.J.D. Mackenzie, H.R. Meinhold, Thermal reactions of chrysotile revisited: A ^{29}Si and ^{25}Mg MAS NMR study, *Am. Mineral.*, 79 (1994) 43–50.
- 19 J. Khorami, D. Choquette, F.M. Kimmerle, P.K. Gallagher, Interpretation of EGA and DTG analyses of chrysotile asbestos, *Thermochim. Acta*, 76 (1984) 87–96.
- 20 A.F. Gualtieri, C. Cavenati, I. Zanatto, M. Meloni, G. Elmi, M.L. Gualtieri, The transformation sequence of cement–asbestos slates up to 1200°C and safe recycling of the reaction product in stoneware tile mixtures, *J. Hazard. Mater.*, 152 (2008) 563–570.

La depolimerizzazione: una risorsa per il riciclo dei materiali plastici

*Patrizia Pagone ppagone@eco-logicasrl.it, Massimo Guido,
Ersilia D'Ambrosio, Eco-logica srl
Rosario Marra, Ecofuel Apulia srl Bari*

Riassunto

L'articolo presenta un impianto innovativo in grado di riciclare una quota parte di materie plastiche generalmente conferite in discarica. Un "misto di poliolefine" (MPO), miscela costituita da una frazione polimerica a base di poliolefine (polietilene e polipropilene) in percentuale maggiore o uguale all'85% e da una frazione costituita da altre materie plastiche quali polistirene (10% ca.), polibutene, polivinilcloruro, poliammide etc. (5% ca.), costituisce il materiale in ingresso all'impianto. Tale miscela alimenta 3 linee di depolimerizzazione Syntrol®, ognuna costituita da reattori operanti a temperature crescenti ed inferiori ai 400 °C. La presenza di scrubber alcalini e scrubber ad olio garantisce l'assenza di diossine e furani nei fumi in uscita. Utilizzando 100 kg di MPO, l'impianto consente di ottenere 54 kg di gasolio e 18 kg di cherosene.

Summary

The article introduces an innovative system able to recycle a portion of plastics generally landfilled. A polyolefin mixture (MPO), composed by a polyolefin fraction (polyethylene and polypropylene) greater than 85%, by polystyrene (10% approximatively) and by other plastics (polybutene, polyvinyl chloride, polyamide, etc.) is the material entering the plant. This mixture feeds 3 lines of depolymerization (Syntrol®), which are reactors operating at increasing temperatures lower than 400° C. The presence of 2 alkaline scrubbers and 1 alkaline scrubber guarantees the absence of dioxins and furans in exhaust smoke. Using 100 kg of MPO, the plant allows to obtain 54 kg of gas oil and 18 kg of kerosene.

1. Introduzione

La plastica è considerata una delle più grandi invenzioni del millennio [1]. A partire dal 1950 la sua produzione è incrementata mediamente del 10% ogni anno su scala globale. Il successo di tale materiale è dovuto alle sue versatilità: leggera, difficilmente degradabile, riutilizzabile e a basso costo. I materiali plastici hanno però un modesto ciclo di vita, compreso tra 1 e 35 anni in dipendenza dall'ambito di applicazione [2] e perciò costituiscono una minaccia ambientale rappresentando una cospicua parte dei rifiuti prodotti. La plastica resiste alla degradazione e persiste nell'ambiente per tempi prolungati; se non correttamente smaltita è soggetta a un lento processo degradativo che porta alla formazione delle microplastiche, che costituiscono un problema soprattutto per l'ecosistema marino [3]. Dei rifiuti solidi urbani annualmente prodotti, a scala globale, il 7 – 9 % in peso è costituito da rifiuti plastici [4]. Tale percentuale sale al 15–25% considerando i rifiuti urbani prodotti nel continente europeo. In Italia, secondo dati Ispra, nel 2013 si sono prodotti circa 29.594.665 tonnellate di rifiuti urbani e di questi il 42,3% è stato avviato a raccolta differenziata [5]. La plastica costituisce

circa l'8% delle frazioni merceologiche differenziate. Della plastica differenziata il 25% è avviato a riciclo, il 27% al recupero energetico e la restante parte viene conferita in discarica [6]. La riduzione dei rifiuti conferiti in discarica, unitamente all'attuazione di un sistema integrato e moderno di gestione di rifiuti urbani e assimilati, costituisce uno degli aspetti chiave del decreto "Sblocca Italia", che riprende quanto indicato nel VII Programma d'Azione UE [7]. Tra le tecnologie alternative al conferimento in discarica della plastica differenziata si annoverano: il riciclo meccanico, il riciclo biologico, l'incenerimento, il riciclo chimico (anche detto riciclo di terzo tipo o *feedstock recycling*), cui afferiscono la depolimerizzazione, l'ossidazione parziale (o gassificazione) e la pirolisi, suddivisa in *hydrocracking*, *cracking catalitico* e *cracking termico* (anche detto termolisi o depolimerizzazione termica), a seconda che avvenga in presenza di idrogeno, con l'aggiunta di catalizzatori o senza l'aggiunta di alcun composto [1, 8, 9]. Lo sviluppo a scala industriale delle tecnologie di riciclo chimico, promettente per gli obiettivi previsti dal Decreto 'Sblocca Italia', risulta però ancora limitato se non inesistente in Italia. L'unica iniziativa si segnala presso il centro di recupero Ra.Di. di Palmi (RC), dove è ubicato un impianto di cracking catalitico [10]. Il presente articolo descrive la tecnologia adoperata da un nuovo impianto di depolimerizzazione termica che si intende insediare sul territorio nazionale.

2. Relazione

L'impianto sfrutta il processo chimico di depolimerizzazione termica di materie plastiche rivenienti da raccolta differenziata per la produzione di gasolio e cherosene (Syntrol®). Di seguito si descrivono i principi di funzionamento dell'impianto, le materie in ingresso e in uscita. La tecnologia è confrontata con le altre alternative al conferimento in discarica della plastica differenziata, operative a scala industriale.

2.1 Il materiale in ingresso

Il materiale in ingresso ha caratteristiche chimico-fisiche conformi alla norma UNI 10667-18:2011 [11]: una miscela costituita da una frazione polimerica a base di poliolefine, in percentuale maggiore o uguale al 70% in peso riferita al campione secco, e da altre materie plastiche. Tale miscela, denominata misto di poliolefine (MPO), ha pezzatura inferiore a 2cm e composizione riportata in Tab. 1.

COREPLA MPO		t/anno	%
Polietilene	PE	8250	55
Polipropilene	PP	4500	30
Polistirene	PS, EPS	1500	10
Acrilonitrile-butadiene-stirene copolimero	ABS	< 150	<1
Poli(acrilonitrile)	PAN	< 150	<1
Poliammide	PA	< 150	<1
Polibutene	PB	< 150	<1
Policarbonato	PC	< 150	<1
Polimetil-metacrilato	PMMA	< 150	<1
Poliuretano	PUR	< 150	<1
Polivinilcloruro	PVC	< 150	<1
Stirene-acrilonitrile copolimero	SAN	< 150	<1

Tab. 1 – Caratteristiche del MPO

Il materiale proviene da operazioni effettuate in impianti aderenti al consorzio Corepla, adibiti alla selezione meccanica del materiale plastico da raccolta differenziata. Poiché la qualità dei combustibili prodotti con la depolimerizzazione termica dipende dalla composizione del materiale in ingresso [1], la corrispondenza della partita con la tipologia preventivamente omologata (Tab. 1) deve essere verificata in testa all'impianto, ricorrendo a fotometri "light scattering" opportunamente calibrati.

2.2 Descrizione del processo produttivo

Il materiale in ingresso è caricato sfuso su tramogge che alimentano un essiccatore. In tale impianto le MPO sono portate ad una temperatura di 40 – 50 °C al fine di eliminare l'umidità contenuta. Abbattuta l'umidità, le MPO sono sollevate da un trasportatore a coclea all'interno di un impianto di buffer, che intervalla in modo opportuno l'ingresso delle stesse nelle linee di depolimerizzazione. Nell'impianto di buffer le MPO sono inertizzate con azoto per evitarne l'ignizione [9]. Successivamente le MPO, mediante tre trasportatori a coclea, raggiungono le tre linee di depolimerizzazione Syntrol®, tutte operanti a pressione atmosferica ed in assenza di ossigeno. La Fig.1 rappresenta la singola linea, costituita da 3 reattori di termolisi operanti a temperatura crescente, 2 scrubber alcalini, 1 scrubber ad olio, 1 colonna di rettifica e condensazione, 1 caldaia a fluido diatermico dotata di canna fumaria e 1 impianto di trattamento dei residui solidi.

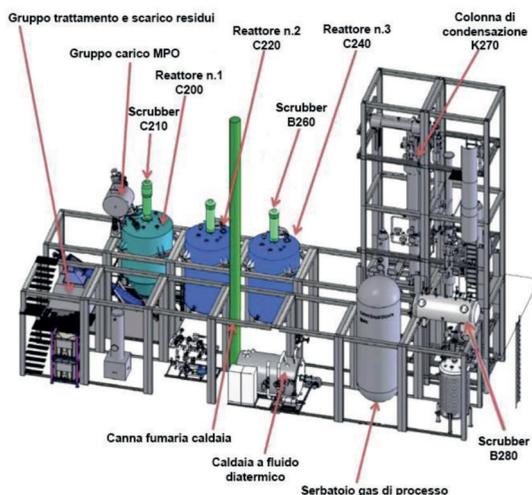


Fig. 1 – Tecnologia Syntrol®

Le MPO entrano all'interno del primo reattore (C200), in cui si ha una prima fusione del materiale portato ad una temperatura di ca. 300°C e ad una suddivisione dello stesso in fase gassosa, liquida e solida. Il primo reattore opera a ciclo chiuso, con uno scrubber alcalino di tipo "packed-bed" (C210) che opera ad una temperatura di ca. 35°C, purifica i gas prodotti all'interno del primo reattore facendo attraversare agli stessi un supporto di materiale filtrante irrorato con una soluzione di NaOH, che asporta gli eventuali composti acidi presenti. I gas uscenti dallo scrubber, a cui è aggiunto azoto a bassa pressione, sono reimmessi nel primo reattore. I residui solidi formati sono asportati ed allontanati dalla linea. Il materiale allo stato liquido e gassoso prosegue all'interno degli altri due reattori a temperatura crescente in cui ha luogo la pirolisi vera e propria. Il secondo reattore (C220) opera ad una temperatura di ca. 350°C mentre il terzo (C240) a ca. 400°C. I gas formati nel terzo reattore procedono

nello scrubber ad olio (B260), prima di entrare nella colonna di rettificazione e condensazione (K270), mentre i residui fusi non gassificati vengono riciclati al primo reattore. Dal fondo di quest'ultimo si estrae il cosiddetto "residuo solido", costituito dalla parte di materiale, prevalentemente carbonioso, non convertibile. Per quanto riguarda i gas uscenti dallo scrubber ad olio, essi entrano nella colonna di rettificazione e condensazione (K270), operante ad una temperatura inferiore ai 400° C. In tale colonna i gas vengono suddivisi, in base alla propria temperatura di condensazione, in composti assimilabili a gasolio e cherosene. Oltre a tali composti liquidi si formano anche dei gas incondensabili che procedono nel secondo scrubber alcalino (B280), di tipologia e funzionamento analogo al C210. I combustibili assimilabili a gasolio e cherosene sono poi trasferiti in 6 serbatoi di miscelazione e controllo qualità, in 2 serbatoi di accesa e in 2 serbatoi di stoccaggio. Nei serbatoi di miscelazione e controllo qualità vengono aggiunti additivi atti a rendere il prodotto finale conforme alle specifiche richieste dal mercato di destinazione. I gas incondensabili sono inviati nella caldaia industriale dove sono soggetti a combustione per l'autosostentamento energetico della singola linea. Tali gas, con potere calorifero di ca. 42.000 KJ/Kg, hanno una composizione variabile secondo la miscela adoperata quale materiale in ingresso. Utilizzando le MPO rispondenti alle specifiche riportate in Tab.1, il gas incondensabile è costituito dai composti riportati in Tab.2.

Gas	% massa/massa
Butano/Butene	35
Propano/Propene	34
Etano/Etene	14
Metano	5
Pentano/Pentene	2
Azoto	3,8
Anidride Carbonica	2,8
Acqua	2,2
Monossido di Carbonio	0,9
Idrogeno	0,2

Tab. 2 – Composizione dei gas incondensabili di processo

Per gli avviamenti a freddo delle tre linee di depolimerizzazione si utilizza il GPL. I fumi prodotti dal processo di combustione, aventi la composizione riportata in Tab. 3, sono immessi in atmosfera mediante un camino alto 19 m.

Sostanza	Emissioni (mg/Nm ³)
NO _x	157,56
CO	18,96
PM	2,48
VOC	1,11
SO ₂	0,92
HAP	0,02
Idrocarburi	0,02

Tab. 3 – Profilo stimato delle emissioni in atmosfera

Il residuo solido è prevalentemente costituito da carbon coke, materiali inerti chimicamente legati alla plastica (TiO₂, CaCO₃, SiO₂, pigmenti ecc.), impurità (alluminio, vetro, pietre, sabbia

ecc.) ed altri materiali (cera ecc.). Esso viene raffreddato fino a 50°C, solidificato e frantumato in piccole parti nel sistema di trattamento dei residui, costituito da uno scambiatore di calore a vite senza fine ed avviato allo smaltimento.

2.2 Bilancio di massa

L'impianto in progetto utilizza 15.000 t/a di MPO (5.000 t/a per linea), per la produzione di 8.100 t/a di gasolio (2.700 t/a per linea) e 2.700 t/a di cherosene (900 t/a per linea). Esso converte il 72% delle materie plastiche in ingresso in prodotti destinati alla vendita quali gasolio e cherosene. Ulteriori 1.710 t/a delle MPO sono convertiti in gas incondensabili utilizzati come combustibile all'interno del ciclo produttivo, mentre la restante parte, pari a 2.490 t/a, costituisce il residuo solido carbonioso da smaltire. L'impianto emette complessivamente, a seguito della combustione dei gas incondensabili, ca. 34.200 t/a di fumi aventi la composizione riportata in Tab. 3. Il bilancio di massa e il rendimento di conversione del processo sono riportati in Tab. 4.

Bilancio di massa	t/anno	%
Materie plastiche in ingresso (MPO)	15.000	100
Gasolio e Cherosene	10.800	72
Gas incondensabili di processo	1.710	11,4
Rifiuto solido carbonioso	2.490	16,6

Tab. 4 – Bilancio di massa e rendimento di conversione

2.3 Confronto con altre tecnologie alternative al conferimento in discarica

Le tecnologie alternative al conferimento in discarica della plastica consistono nel riciclo meccanico, riciclo biologico, incenerimento e riciclo chimico (depolimerizzazione, ossidazione parziale e pirolisi). Il *riciclo meccanico* consente di ottenere, da rifiuti plastici omogenei, prodotti aventi le medesime caratteristiche di quelli originari. Anche se a prima vista pare l'operazione più economica ed ambientalmente sostenibile, in realtà richiede elevati apporti energetici ed economici per la pulizia, la selezione, il trasporto e la trasformazione con aggiunta di additivi per ottenere prodotti rivendibili sul mercato [1]. Esso inoltre può essere applicato solo a categorie di plastiche denominate "termoplastiche". Il *riciclo biologico* trasforma plastiche costituite da "polimeri biodegradabili" in biomassa. Tale tipologia di plastica risulta poco utilizzata e limitata al settore alimentare, per cui risulta una tecnologia poco adoperata [9]. Con l'*incenerimento* dei rifiuti urbani e delle plastiche, vengono immessi in atmosfera gas serra e gas tossici quali diossine (PCDD) e furani (PCDF) [14]. Tra le tecnologie di *riciclo chimico*, la depolimerizzazione consente di trasformare polimeri di condensazione nei monomeri originari, tramite reazioni di sintesi reversibili (alcolisi, glicolisi, metanolisi, idrolisi ecc.). Tale tecnologia consente di produrre monomeri utilizzabili per la fabbricazione di nuove plastiche. L'ossidazione parziale consiste invece in una combustione limitata e controllata al fine di ottenere un gas, principalmente composto da H₂ e CO, di elevato potere calorifero, esente da diossine [12]. Sia la depolimerizzazione che l'ossidazione parziale risultano tecnologie promettenti ma ancora in fase di sperimentazione. Tra le tecnologie di riciclo chimico, la pirolisi è quindi l'unica ad avere un'applicazione industriale. Nota sin dagli anni '80, tale tipologia di impianti non è ancora molto diffusa a scala globale a causa degli elevati costi richiesti dall'investimento e dalla gestione [9, 13]. La pirolisi consiste nella rottura delle catene di polimeri in composti aventi un minor peso molecolare utilizzabili come combustibili e si distingue in hydrocracking, cracking catalitico e cracking termico. A scala mondiale si segnalano i seguenti impianti di pirolisi termico-catalitica: Plastic2Oil (Niagara

Falls, NY) e Cynar Plc (Londra) e di depolimerizzazione termica: Öko-Energie (Brema) e PlastOil (Praga). Non si riscontra la presenza di impianti di hydrocracking. Gli impianti differiscono per tipologia di plastiche ammesse, tecnologie adottate, bilancio di massa ecc.. Operare un confronto con la tecnologia Syntrol® risulta difficoltoso, a causa della scarsità di informazioni reperibili relativamente al funzionamento degli impianti attualmente operativi. Il cracking catalitico, rispetto a quello termico, con l'immissione di catalizzatori consente di ridurre le temperature di reazione all'interno dei reattori così come i tempi di reazione ed è richiesto un minor apporto energetico [9]. Si riscontrano però problemi nel separare i catalizzatori dai prodotti finali. Inoltre i catalizzatori devono essere reimmessi nel reattore con una certa frequenza, comportando un incremento delle spese nella gestione dell'impianto. Le tecnologie adoperate all'interno dell'impianto descritto consentono di evitare l'utilizzo dei catalizzatori, mantenendo le temperature inferiori a 400°C, e ridurre gli apporti energetici, forniti con la combustione del gas incondensabile di processo e da gpl in occasione degli avvii a freddo. L'elevata automazione degli impianti tecnologici installati ed il controllo sul materiale in ingresso consentono di superare il problema sull'incertezza della qualità del prodotto finale, riscontrata in alcuni impianti attualmente operativi [13].

3. Conclusioni

La riduzione del quantitativo dei rifiuti conferiti in discarica costituisce uno degli aspetti chiave della politica comunitaria. Una tecnologia promettente ed alternativa al conferimento in discarica delle plastiche differenziate è la depolimerizzazione termica. Rispetto al riciclo meccanico, tale tecnologia consente di ottenere un doppio beneficio economico ed ambientale. Oltre a trasformare varie tipologie di plastiche in prodotti spendibili sul mercato e con un irrisorio quantitativo di rifiuti prodotti, consente di ridurre l'importazione di prodotti petroliferi. L'impianto di depolimerizzazione termica presentato in tale articolo costituisce un *optimum* in termini di rese, riduzione degli impatti ambientali, costi di gestione e di investimento.

Bibliografia

- [1] Panda A.K., Singh R.K., Mishra D.K., *Thermolysis of waste plastics to liquid fuel. A suitable method for plastic waste management and manufacture of value added products—A world prospective*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 14, 233–248, 2010;
- [2] Muthaa N.H., Patel M., Premnath V., *Plastics materials flow analysis for India*, Resources. Conservation and Recycling; 47, 222–244, 2006;
- [3] Moore C.J., Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat, Environ. Res., 108, 2, 131–139, 2008;
- [4] Scott D.S., Czernik S.R., Piskorz J., Radlein D.S.A.G., *Fast pyrolysis of plastic*, Energy and Fuels, 4, 407–411, 1990;
- [5] Ispra, *Rapporto Rifiuti Urbani. Edizione 2014. Dati di sintesi*, Rapporti 202/2014;
- [6] PlasticsEurope, *Plastics – the Facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data*;
- [7] D. Lgs 12/09/14, n. 133, *Misure urgenti per l'apertura dei cantieri, la realizzazione delle opere pubbliche, la digitalizzazione del Paese, la semplificazione burocratica, l'emergenza del dissesto idrogeologico e per la ripresa delle attività produttive*;
- [8] Achilias D.S., Antonakou , Roupakias I C., Megalokonomos P., Lappas A., *Recycling techniques of polyolefins from plastic wastes*, Global NEST Journal, 10, 1, 114-122, 2008;
- [9] Butler E., Devlin G., McDonnell K., *Waste polyolefins to liquid fuels via pyrolysis: review of commercial state-of-the-art and recent laboratory research*, Waste Biomass Valor, DOI 10.1007/s12649-011-9067-5, 2011;
- [10] <http://www.radisrl.it/ffp.html>
- [11] UNI EN 10667-18, *Materie plastiche prime-secondarie - Miscela di materie plastiche eterogenee a base di poliolefine provenienti da residui industriali e/o da materiali da post-consumo destinate a conversione in combustibili liquidi e/o gassosi - Parte 18: Requisiti e metodi di prova*

- [12] **Yamamoto T., Isaka K., Sato H., Matsukura Y., Ishida H.**, Gasification and smelting system using oxygen blowing for municipal waste. *ISIJ International*, 40(3), 260–265, 2000
- [13] **Tsiamis D.**, *Transforming the Non-Recycled Plastics of New York City to Synthetic Oil*, Columbia University, March 2013
- [14] **Environment Australia**, *Incineration and Dioxins: Review of Formation Processes*, Environmental and Safety Services for Environment Australia, Commonwealth of Australia, 1999

HERGO Ambiente

*Amaducci S., stefano.amaducci@gruppohera.it, Stancari G., Bamonti S.
HERA SPA - Viale Carlo Berti Picbat nr. 2/4 - 40127 Bologna*

Riassunto

Si presenta di seguito il nuovo modo di gestire i servizi ambientali introdotto dal Gruppo Hera nell'ottica dell'innovazione e del miglioramento dei servizi di raccolta dei rifiuti. Il Gruppo ha identificato quale obiettivo principale, la razionalizzazione dei processi di raccolta e trasferimento dei rifiuti attraverso l'utilizzo di sistemi informativi per la rilevazione di dati da campo. Il sistema implementato è il sistema HERGO Ambiente, acronimo di Hera gestione operativa, che consente la rilevazione delle informazioni in campo e il supporto ai servizi di raccolta rifiuti e di spazzamento stradale. La rilevanza del progetto HERGO è stata riconosciuta sia a livello nazionale che europeo rispettivamente dai premi "CIONET ITALIA AWARD 2015" (categoria "Technology Driven") e "CIO European of the Year Award - 2015" (categoria "settore pubblico").

Summary

We present the new strategy employed by the Hera Group in the field of waste collection. This strategy is aimed at improving the management of the environmental services and is based on innovative techniques that allow to rationalize both collection and transfer processes by means of informative systems for the detection of field data. The system is named HERGO Environment, which stands for "Hera Operative Management". The relevance of the project has been acknowledged at national and European level with the assignment of the awards "CIONET Italia Award 2015", for the category "Technology Driven", and "CIO European of the Year Award - 2015", for the category "Public Sector".

1. Introduzione

La legislazione attiva a livello nazionale ed europeo [1,2] richiede misure atte a rafforzare la concorrenza nel settore delle comunicazioni elettroniche, stimolare gli investimenti, promuovere la libertà di scelta dei consumatori e permettere loro di trarre beneficio da servizi innovativi, qualità e tariffe più basse. In questo contesto l'ottimizzazione dei processi di raccolta dei rifiuti in termini logistici, economici ed ambientali rappresenta uno degli aspetti cruciali sia su piccola-media scala che in contesti urbani più ampie risulta evidente la necessità di organizzare ed elaborare le informazioni raccolte sui servizi erogati in modo tale da moltiplicare la loro utilità.

In questo quadro il progetto HERGO raggiunge la sua più grande aspirazione, attraverso l'interconnessione di sistemi informativi, dispositivi di campo e sistemi di localizzazione e cartografici in cui i processi e i sistemi sono concepiti in modo da ottenere l'acquisizione dei dati dei servizi svolti in campo e consentirne la tracciabilità in tutte le fasi.

I dati raccolti dai sistemi possono essere verificati e quindi risultano più affidabili, diventando così un prezioso patrimonio operativo che viene preso in carico dalla struttura di progettazione dei servizi per valutare dove e come migliorare i processi. HERGO Ambiente immette cioè le informazioni all'interno di un circuito che ne prolunga la vita, permettendo ai dati che de-

scrivono i servizi effettuati oggi di diventare il valore aggiunto dei servizi che saranno erogati domani. La circolarità delle informazioni, resa possibile dalla completa informatizzazione del sistema, si traduce nella circolarità dei benefici che ogni fase del processo trasmette a quella successiva. Una progettazione più consapevole di quanto già avvenuto, infatti, semplifica le operazioni di programmazione operativa e di schedulazione delle attività, rende più snella l'esecuzione del servizio e crea le condizioni ideali affinché performance e risultati migliorino progressivamente nel tempo.

2. HERGO Ambiente

2.1 Fasi di realizzazione di HERGO Ambiente

Nato nel 2012 per le esigenze dei Servizi Ambientali del Gruppo Hera, HERGO Ambiente si è sviluppato con il concorso di molte strutture aziendali. Tre le fasi principali che ne hanno scandito il processo di realizzazione:

- maggio 2014, viene avviata la sostituzione del vecchio sistema informativo e si procede all'integrazione delle funzionalità di progettazione, pianificazione, programmazione operativa, gestione segnalazioni, consuntivazione dei servizi e generazione di reportistica sulla piattaforma informativa del Gruppo Hera, dando vita al sistema centrale;
- giugno 2014, vengono approvati i risultati del progetto pilota condotto sul territorio romagnolo, intrapreso per individuare le tecnologie da installare sui mezzi e da fornire agli operatori. Parallelamente si realizza il censimento e la "taggatura" dei contenitori, indispensabile per produrre un'anagrafica degli asset presenti sul territorio e geolocalizzarli;
- ottobre 2014, viene avviato il sistema di acquisizione dei dati del campo, che rappresenta l'interconnessione del sistema centrale con i dispositivi impiegati dagli operatori del servizio e, infine, si procede con l'avvio controllato dell'utilizzo delle tecnologie di campo da parte degli operatori per accompagnare il graduale cambiamento delle modalità di esecuzione e consuntivazione dei servizi.

2.2 Tecnologie coinvolte

HERGO affida le sue funzionalità tecnologiche ai dispositivi di campo creati appositamente per i servizi ambientali (Fig.1). I dispositivi sono nel dettaglio:

- 1) On board computer (OBC): un video terminale installato a bordo del mezzo e interfacciato con il sistema di acquisizione dati di campo e con le antenne per la lettura dei tag. Serve a memorizzare e geolocalizzare le informazioni relative a raccolta e spazzamento. Consente agli operatori di ricevere l'elenco delle attività da svolgere, di inserire le note sul servizio erogato o inviare segnalazioni per anomalie riscontrate sul campo;
- 2) Smartphone (SP): è un dispositivo mobile in dotazione agli operatori e interfacciato con il sistema di acquisizione dati di campo e con le antenne per la lettura dei TAG. Svolge le stesse funzioni degli OBC, ma può essere trasportato esternamente al mezzo;
- 3) TAG: dispositivo elettronico dotato di memoria e installato sui contenitori. A seguito della sollecitazione di antenne che trasmettono a frequenze note, il TAG invia le informazioni in esso memorizzate;
- 4) Antenna fissa: dispositivo elettronico installato sui mezzi di raccolta. Ricepisce e trasmette segnali elettromagnetici. Serve a sollecitare i TAG per memorizzarne le informazioni contenute e inviarle all'OBC o allo SP;
- 5) Antenna portatile: dispositivo elettronico mobile in dotazione agli operatori. Svolge le stesse funzioni delle antenne fisse.

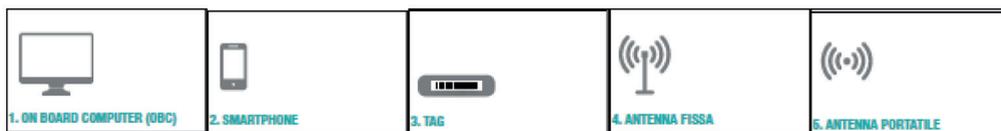


Fig. 1 – Dispositivi di campo coinvolti in HERGO Ambiente

2.3 Sistemi coinvolti e acquisizione dei dati

HERGO è strutturato su tre sistemi principali: il Sistema Informativo Centrale, Il Sistema Cartografico e il Sistema di Acquisizione dati da Campo.

Il Sistema informativo centrale gestisce in maniera integrata tutti i processi di Igiene Ambientale: progettazione, pianificazione a lungo termine, programmazione operativa, gestione delle segnalazioni, esecuzione sul campo, consuntivazione, reportistica e riprogettazione.

Le varie fasi vengono tracciate a Sistema e le attività pianificate vengono inviate a dispositivi di campo affinché vengano visualizzate dagli operatori. In fase di esecuzione del servizio i dati letti sul campo vengono tracciati con l’ausilio di computer di bordo e lettori di tag RFID.

I dati raccolti da questi dispositivi dedicati vengono poi registrati dal Sistema di acquisizione dati da campo che invia al Sistema Informativo Centrale tutte le informazioni raccolte durante l’esecuzione del servizio e la loro georeferenziazione.

Tali attività sono così coordinate in un’ottica di implementazione ed efficientamento continui dei servizi offerti, grazie soprattutto alla riduzione dei tempi di restituzione del dato e degli errori di imputazione manuale.

La peculiarità di HERGO è quindi la capacità di tracciare, registrare, georeferenziare e collegare tra loro le informazioni acquisite in campo nelle varie fasi che coinvolgono servizi ambientali rendendolo un sistema strutturalmente e funzionalmente completo, che pensa e lavora come una rete di collegamento tra persone e dispositivi fra loro interconnessi.

2.4 Progettazione, pianificazione e programmazione

HERGO Ambiente è un sistema che interconnette persone e tecnologie, garantendo il collegamento tra i diversi step attraverso cui vengono erogati i Servizi Ambientali. Ogni passaggio corrisponde a una precisa “funzionalità di sistema”, deputata a svolgere compiti specifici, che orientano le attività successive. Il primo passo nella gestione dei servizi è la progettazione delle attività. Questa fase è la funzionalità di sistema che colloca il sistema nello spazio e dà forma al servizio in base alle esigenze espresse dai territori. Grazie all’utilizzo di mappe digitali viene infatti organizzata la sequenza degli eventi di raccolta e spazzamento, che danno poi vita agli itinerari dei servizi.

Dalla progettazione si passa alla pianificazione, ovvero alla funzionalità di sistema che colloca il progetto nel tempo.

In questa fase, gli itinerari di raccolta e spazzamento vengono associati a una frequenza di esecuzione, con date e orari definiti delle attività. In base a queste informazioni il sistema genera quotidianamente gli ordini di lavoro, chiamati ordini di smaltimento. Generando l’ordine di smaltimento HERGO Ambiente consente ai coordinatori di organizzare le attività quotidiane, supportandoli grazie all’assegnazione automatica di mezzi e personale con adeguate competenze a svolgere le diverse attività pianificate. In caso di indisponibilità di mezzi o personale, il sistema evidenzia al programmatore risorse sostitutive fra quelle disponibili, così da correggere opportunamente l’ordine.

2.5 Segnalazioni e servizi a chiamata

Possono esserci deviazioni all'interno del servizio programmato in seguito a segnalazioni ricevute dall'operatore. La possibilità di ricevere segnalazioni durante il servizio (effettuate dai cittadini attraverso call center e altri canali quali il "Rifiutologo") permette di fare fronte alle richieste di ritiro degli ingombranti e dei rifiuti abbandonati, di manutenzione e spostamento dei contenitori e alle altre segnalazioni che arrivano dal campo, generando il cosiddetto "servizio a chiamata".

2.6 Esecuzione e consuntivazione

L'esecuzione del servizio è legata alla predisposizione degli ordini di smaltimento, che portano così al compimento del servizio programmato. Generati dal sistema informativo centrale, gli ordini di smaltimento passano al sistema di acquisizione dei dati di campo e arrivano agli operatori attraverso i dispositivi tecnologici in dotazione. Chi si trova sul campo riceve così l'elenco dei contenitori da svuotare o dei tratti di strada da spazzare. L'esecuzione avviene, contemporaneamente, nello spazio fisico e in quello digitale della rete; sui dispositivi, infatti, le prestazioni effettivamente erogate vengono registrate per essere restituite al centro a fine turno, dove vengono gestite ed elaborate. È qui che intervengono gli operatori della Control Room, una struttura dedicata che controlla lo stato delle tecnologie di campo, il cui corretto funzionamento garantisce la trasmissione delle informazioni, limitando i tempi di consuntivazione e i potenziali errori di imputazione. Una volta finito il servizio in fase di consuntivazione il sistema centrale recepisce i dati relativi alle prestazioni erogate sul campo. Le informazioni sono trasmesse dagli operatori attraverso i terminali di cui sono dotati. Il sistema centrale, in questo modo, è in grado di avere il quadro completo delle attività svolte: ore lavorate, chilometri percorsi, cassonetti svuotati, oltre a note specifiche sullo stato dei contenitori e dei mezzi, nonché su punti di raccolta e stazioni ecologiche. In questo modo si riducono notevolmente i tempi e la mole delle attività di back office dedicate all'inserimento manuale dei dati, snellendo tutto il processo e riducendo fortemente la statistica degli errori.

2.7 Dalla reportistica alla riprogettazione

Tutte le attività descritte risultano infine propedeutiche alle fasi di reportistica e riprogettazione. La reportistica produce resoconti utili all'analisi e al miglioramento del servizio. I dati acquisiti in consuntivazione sono utilizzati per produrre, anzitutto, reportistica standardizzata, funzionale alla gestione operativa del lavoro di ogni giorno (turni svolti, mezzi utilizzati, personale impiegato, composizione delle squadre, ore di servizio effettuate, ecc). A questa si aggiungono report di natura "istituzionale" dedicata a enti e stakeholder, relativi, ad esempio, alle utenze servite, al flusso dei rifiuti, alla frequenza di svuotamento e di lavaggio delle strade, nonché alle prestazioni registrate dai centri di raccolta. Infine, viene generata reportistica di tipo "direzionale", utile per controllare aspetti fondamentali quali il rapporto tra efficienza ed efficacia del servizio e l'andamento tecnico-economico delle attività. Dall'analisi dei report, HERGO Ambiente si rigenera e il ciclo ricomincia: i dati opportunamente letti e interpretati consentono di trovare i margini di intervento per ottimizzare le prestazioni. L'obiettivo è quello di garantire la qualità e l'economicità dei Servizi Ambientali attraverso l'analisi e la revisione costante dei giri di raccolta, della collocazione dei contenitori, degli orari di spazzamento e della logistica (anche attraverso valutazioni su siti di trasbordo e impianti di destinazione). L'efficacia del progetto, in fase di messa a regime su tutti i territori, è stata valutata preliminarmente in fase di pianificazione del progetto e in seguito monitorata e perfezionata grazie all'attuazione di un progetto pilota.

A livello di sistema, sono state gestite le problematiche dei servizi di raccolta con l'implementazione di una procedura custom per il dialogo tra il sistema SAP IS-U e R3.

3. Conclusioni

HERGO Ambiente non è solo un punto di arrivo. È soprattutto un punto di partenza. Nato per innovare la gestione dei Servizi Ambientali, esso rappresenta un cambiamento in atto e la base per nuovi e futuri sviluppi. Due, in particolare, gli argomenti che interessano da vicino il futuro più prossimo. Da un lato, HERGO Ambiente consente di rilanciare con forza la sfida del fleet management (gestione della flotta aziendale): grazie al censimento dei mezzi, al controllo del loro stato operativo, della loro disponibilità e delle loro prestazioni nel tempo, HERGO Ambiente ne favorisce un impiego sempre più razionale ed efficiente, contribuendo all'abbattimento di consumi e impatto ambientale. In questo senso, HERGO Ambiente può aumentare in misura esponenziale il valore degli sforzi profusi dal Gruppo sul fronte della mobilità sostenibile, un impegno che nel corso degli anni ha portato all'acquisto di veicoli tecnologicamente avanzati, alimentati con biocarburanti, e di mezzi elettrici come le spazzatrici a impatto zero, che possono operare senza alcun inquinamento acustico anche in spazi molto angusti. Dall'altro lato, la completa informatizzazione del servizio rende possibile la misurazione precisa delle prestazioni effettuate e rappresenta quindi un fondamentale passo in avanti verso la maturazione di uno scenario che, in futuro, possa consentire di introdurre la tariffazione puntuale, premiando ancora di più i comportamenti virtuosi legati alla raccolta differenziata e alla riduzione dei rifiuti prodotti.

Più in generale, il progressivo efficientamento delle risorse e del loro impiego, diretta conseguenza di quel circolo virtuoso di informazioni che in HERGO Ambiente si trasmette lungo tutto il processo, punta alla definizione di offerte di servizio che siano sempre più competitive nelle gare pubbliche indette per l'affidamento dello stesso, generando effetti positivi – in termini di costi e qualità delle prestazioni – a vantaggio delle comunità locali e delle loro Amministrazioni. Inoltre per capillarità ed estensione delle attività coperte, rappresenta un'evoluzione nella gestione dei Servizi Ambientali che non ha eguali nel panorama italiano e si pone fra le best practice di settore anche a livello europeo, costituendo elemento di eccellenza e coinvolgendo in totale 2,5 milioni di abitanti nel segno dell'innovazione e della trasparenza. La competitività e l'innovazione del progetto sono state riconosciute sia a livello nazionale sia europeo. A livello nazionale infatti è stato conferito il premio "CIONET ITALIA AWARD 2015", dedicato ai CIO & IT Director delle aziende italiane Top e Medio Grandi organizzato e promosso da CIONET Italia. Il premio monitora i trend emergenti dell'IT analizzando soprattutto gli aspetti legati all'impiego delle tecnologie abilitanti, al supporto alla definizione e attuazione dei processi di business e organizzativi e all'attenzione verso il cliente. A livello europeo HERGO è stato premiato con il "CIO European of the Year Award – 2015" con cui sono state riconosciute le potenzialità future di aumento della competitività dell'organizzazione e di creazione del valore aggiunto per il business tramite l'utilizzo delle tecnologie ICT.

Bibliografia

[1] **Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152**: La gestione dei rifiuti è disciplinata dalla Parte Quarta del presente decreto e successive modifiche.

[2] **Direttiva 2008/98/CE** del Parlamento europeo e del Consiglio, del 19 novembre 2008.

Metodologia innovativa di verifica della raccolta differenziata attraverso analisi merceologiche presso singoli edifici

Michele Giavini giavini@arsambiente.it, Giorgio Ghiringhelli - ARS ambiente Srl

Riassunto

In molte città (es. Milano, che ha completato l'estensione della raccolta della frazione organica a tutte le utenze domestiche del territorio) che hanno adottato il sistema intensivo di raccolta differenziata, il risultato raggiunto è stato del 50-60%.

Questi risultati, indicano che il sistema ha ancora possibilità di miglioramenti consistenti. ARS ambiente ha sviluppato una metodologia per verificare come a livello di singoli edifici in realtà la situazione puntuale di RD sia molto variegata, con presenza di best practices e casi poco virtuosi. In una città, è stata effettuata una campagna di analisi merceologiche mirate alla valutazione della raccolta differenziata di 17 singoli edifici selezionati secondo fattori al contorno come presenza di uffici, stranieri etc. Durante un'intera settimana una squadra di valutatori ha quindi pesato e analizzato i rifiuti esposti da queste utenze nell'orario di esposizione, verificando quindi "in diretta" le caratteristiche dei rifiuti dei cittadini. Le utenze sono state scelte per rappresentare le diverse tipologie abitative e produttive presenti nella città: utenze residenziali centrali, utenze residenziali di periferia, mercati, utenze miste (uffici e residenti), etc. L'obiettivo è stato quello di determinare la percentuale di raccolta differenziata dei singoli edifici oltre a una valutazione specifica su alcuni grandi produttori (utenze non domestiche, mercati).

Summary

In many cities (eg. Milan, which has completed the extension of the collection of organic waste in all households) that have adopted the system of intensive collection, the result achieved was 50-60%.

These results, indicate that the system still has the possibility of substantial improvements. ARS ambiente has developed a methodology to check as to the level of individual buildings in the situational reality of timely %RD is very varied, with the presence of best practices and case not virtuous. In a city, there has been a campaign products analysis leading to evaluation of the collection of 17 individual buildings selected according to factors such as the presence of boundary offices, foreigners etc. During a whole week a team of evaluators then weighed and analyzed the waste exposed by these utilities in the timetable of exposure, and then ensures "live" characterisation of citizens. The loads were chosen to represent the different types of housing and productive in the city: the central residential users, residential users suburban markets, utilities mixed (offices and residents), etc. The goal was to determine the percentage of recycling of individual buildings as well as a specific assessment of some large producers (non-domestic users, markets).

1 Il tema

A partire dagli anni '90, in Italia, 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. Il modello più performante dal punto di vista dei risultati quali-quantitativi è sicuramente quello domiciliare con raccolta secco-umido abbinato o meno ad un sistema di tariffazione puntuale [1].

I dati con cui normalmente si misurano le *performance* quantitative di raccolta differenziata sono:

- La percentuale di raccolta differenziata (%RD) calcolata;
- La produzione pro capite totale di rifiuti urbani (Tot. RU) normalmente espressa come kg/abitante*anno;
- La produzione pro capite di rifiuto urbano residuo (RUR) normalmente espressa come kg/abitante*anno.

Con dgr 1990 del 20/06/2014 è stato approvato in Regione Lombardia il nuovo Programma Regionale di Gestione dei Rifiuti, che sostituisce il precedente approvato nel 2005 e introduce una serie di rilevanti novità. Tra di esse, l'introduzione di due distinti obiettivi di raccolta differenziata da raggiungere entro il 2020: il 67% come media regionale, e il 65% a livello di ogni singolo Comune. La regione Lombardia conta oggi 1531 Comuni e circa 10.000.000 di abitanti, con caratteristiche molto variegata; si spazia infatti dai comuni montani a bassissima densità urbanistica alle grandi città.

In molte città i risultati di raccolta sono stati molto positivi con il tasso di intercettazione della Forsu pro capite che ha raggiunto circa 90 kg/abitante.anno, con una qualità del materiale raccolto molto alta. A volte però si verifica un livello di produzione pro capite di rifiuto indifferenziato elevato, che si riverbera necessariamente sul livello di raccolta differenziata raggiunto, impedendo il raggiungimento dell'obiettivo del 65% di RD auspicato dal Comune e previsto dalle norme regionali e nazionali. Dove il modello di raccolta differenziata intensivo è implementato da tempo, anche in aree urbane densamente abitate, il rifiuto indifferenziato si posiziona tra gli 80 e i 150 kg/abitante [2]. Nonostante quindi spesso sia stato implementato un modello di raccolta allo "*stato dell'arte*" e ci sia una diffusa sensibilità e impegno dei diversi *stakeholder* sul tema occorre una analisi più puntuale dei dati al fine di individuare le aree o le azioni che consentano al sistema di gestione di raggiungere i risultati attesi.

2 La risposta

Per comprendere più in dettaglio i livelli di intercettazione rifiuti e quindi i valori di percentuale di raccolta differenziata ARS ambiente ha proposto un progetto di analisi delle *performance* a livello molto spinto attraverso un'indagine basata su analisi merceologiche e pesate puntuali dei rifiuti prodotti su singoli edifici rappresentativi di varie tipologie di utenze, e verifiche su alcune categorie produttive di rifiuto indifferenziato.

L'obiettivo di questa analisi è quello di verificare quali siano le condizioni specifiche che possano comportare una ridotta intercettazione dei rifiuti differenziabili e un incremento della produzione di RUR.

Per fare ciò sono stati selezionati alcuni edifici in diverse aree della città e individuati sulla base delle caratteristiche prevalenti degli utenti presenti (etnia, residenza/ufficio, affittuari/proprietari, etc.):

- in zona centro con prevalenza di famiglie italiane;
- in periferia con prevalenza di famiglie italiane
- in periferia a prevalenza di cittadini stranieri (cinesi, arabi, sudamericani)

- in periferia con prevalenza studenti in affitto;
- residenze ad affitto agevolato (case popolari);
- centro “misto uffici” (residenziale e uffici che conferiscono negli stessi contenitori);
- periferia “misto uffici” (residenziale e uffici che conferiscono negli stessi contenitori);
- centro “misto commercio” (residenziale e piccolo commercio, conferimento negli stessi contenitori);
- periferia “misto commercio” (residenziale e piccolo commercio, conferimento negli stessi contenitori);
- residenze ad affitto agevolato (residenziale e piccolo commercio, conferimento negli stessi contenitori);

Per ogni edificio sono state effettuate le seguenti attività:

- monitoraggio giornaliero per una settimana; ogni edificio è stato visitato tutte le mattine della settimana identificata nell’orario di esposizione dei rifiuti;
- pesata di ogni frazione esposta; mediante bilancia portatile e dinamometro sono state effettuate pesate di ogni singola frazione di rifiuto (bidoni carrellati e/o sacchi);
- verifica visuale del contenuto dei sacchi di indifferenziato al fine della verifica della presenza di “frazioni improprie” (es. carta, plastica, umido) visibili all’interno dei sacchi semi-trasparenti;
- analisi merceologica del RUR; su tutti gli edifici precedentemente descritti verrà effettuata un’analisi merceologica mediante metodica IPLA;

Per completare le valutazioni e la raccolta di dati sono state previste delle azioni aggiuntive:

- verifica visuale dei rifiuti assimilati raccolti da utenze non domestiche presenti nei quartieri analizzati;
- analisi quantitativa e merceologica del rifiuto proveniente da 3 mercati rionali;
- verifica quantitativa dei rifiuti prodotti dalle aree della “movida” e dell’incidenza di questi quantitativi sul totale cittadino del rifiuto indifferenziato;
- verifica quantitativa relativa ai soli cestini stradali in un intero quadrante a sua discrezione con valutazioni statistiche sull’incidenza di questi quantitativi sul totale cittadino del rifiuto indifferenziato.



Fig. 1 – Esecuzione delle analisi dei rifiuti in campo

3 I risultati

Le analisi precedentemente descritte hanno permesso di arrivare al calcolo della percentuale di raccolta differenziata per singolo edificio analizzato, come mostrato nel grafico seguente. I dati evidenziano innanzi tutto come ci sia una significativa variabilità tra le diverse realtà analizzate; all'interno di questa variabilità possono essere identificate realtà di assoluta eccellenza (%RD>65%) nelle quali con successivi approfondimenti possono essere individuate condizioni e elementi operativi utili per le realtà meno performanti.

Dalle analisi merceologiche si evidenzia inoltre come il contenuto di Forsu nel RUR sia ancora significativo indicando come l'incremento ulteriore di intercettazione di questa frazione possa portare un ulteriore contributo positivo all'incremento dell'intera raccolta differenziata.

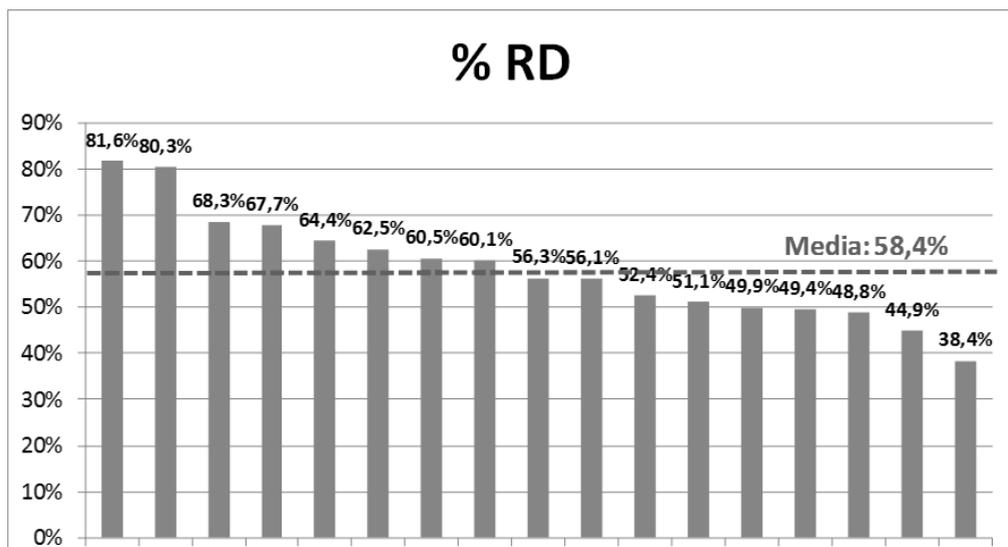


Fig. 2 – Percentuale di raccolta differenziata per singoli edifici

Bibliografia

[1] G. Ghiringhelli, M. Giavini, "Introduzione di sistemi domiciliarizzati 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] M. Giavini, E. Confalonieri, P. Zerbinati, "Il ruolo chiave della filiera del rifiuto organico nel nuovo Programma Regionale di Gestione Rifiuti della Lombardia", ECOMONDO, atti dei seminari, Maggioli Ed, 2014.

Studio del riciclo di poliaccoppiati a matrice cellulosica

P. Pozzi pozzi@unimore.it, M.Schillaci, A.Generali**

*Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari, Università di Modena e Reggio Emilia, Modena,
* EDIS S.p.A. 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. Il problema si pone all'inizio della filiera produttiva di questi materiali, con la produzione di sfridi, scarti e altro, e nel fine vita dove non è possibile un recupero nell'ambito della filiera della carta. L'attività di ricerca ha portato all'individuazione di una possibile tecnica di riciclo basata sulla trasformazione del poliaccoppiato di scarto in un materiale utilizzabile per la produzione di isolanti termici o materiali antiurto tramite un trattamento fisico meccanico.

Summary

The laminated materials are among the most problematic for recycling. The simultaneous presence of paper, polymeric films and/or metal, inks and adhesives determining the inability to recover in the normal paper industry. The problem arises at the beginning of the production of these materials, with the production of scraps, scraps and more, and the end of life where you can not recover within the paper industry. The research led to the identification of a possible technique of recycling based on transformation of polycoupled scrap in a usable material for the production of thermal insulation or shock-proof materials through a physical treatment mechanic.

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 questo quadro uno dei poliaccoppiati più noti sono le figurine da collezione di cui EDIS S.p.A. di Modena è uno dei leader mondiali nella produzione con più di 500 mln di buste/anno prodotti (figura 1). Solo nello stabilimento modenese di EDIS abbiamo circa 150 Ton/anno tra scarti e sfridi che vengono inviati allo smaltimento con costi ambientali ed economici non indifferenti. Edis e il DIEF si sono pertanto posti l'obiettivo di arrivare allo sviluppo di una tecnologia utile per il riciclo di questi materiali. A livello nazionale le aziende operanti nel settore del packaging editoriale sono complessivamente sette, delle quali tre hanno sede in Emilia Romagna, una in Piemonte, una in Veneto e due in Lombardia. Comparando i volumi prodotti si può affermare che

quasi il 50% della produzione nazionale di tale tipologia di poliaccoppiati è da attribuire all'Emilia Romagna. Gli scarti prodotti dall'azienda Edis e dalle altre aziende sparse nel Nord Italia godono delle stesse proprietà, infatti il processo di lavorazione è identico. L'attività di ricerca ha portato all'individuazione di una possibile tecnica basata sulla trasformazione del poliaccoppiato di scarto in un materiale utilizzabile per la produzione di isolanti termici o materiali antiurto. La tecnologia è basata su un trattamento fisico meccanico che porta alla trasformazione del poliaccoppiato in un materiale fibroso, su questo materiale sono state condotte caratterizzazioni morfologiche, fisiche e termiche arrivando a definirne il possibile utilizzo nel settore degli isolanti per edilizia o per la realizzazione di pannelli per packaging.



Fig. 1 – Tipologie figurine prodotte da EDIS

2. Relazione

Le attuali tecnologie di recupero dei poliaccoppiati a base cellulosica in generale, prevedono la separazione dei componenti del prodotto finito per poi procedere con il recupero degli stessi in cartiere specializzate per la parte cellulosica, e in impianti di rigenerazione per la parte restante. Queste tecnologie non possono essere applicate al rifiuto in questione, in quanto la presenza delle colle genera problemi agli impianti di separazione, rendendo così il rifiuto indifferenziabile. L'unica alternativa resta dunque quella di smaltimento in discarica o eventualmente di invio al termovalorizzatore per il recupero energetico. Quest'ultima soluzione crea non pochi effetti negativi, infatti la combustione delle plastiche genera sostanze tossiche quali diossine, furani e idrocarburi policiclici aromatici (IPA) che immesse in atmosfera producono un elevato impatto sanitario e ambientale, mentre la combustione della parte cellulosica non è ritenuta tra le più efficienti per il recupero energetico. L'alternativa restante è quella dello smaltimento in discarica che risulta sempre più problematica sia per la dismissione di questi impianti che per le normative europee in materia di smaltimento di materiali elevata capacità termica.

2.1 Le figurine

Le figurine, come detto in precedenza, sono dei materiali poliaccoppiati classificati sul mercato come imballaggi flessibili; parte dei materiali descritti vengono accoppiati, grazie all'uso

di adesivi, tra loro, in diverse combinazioni a seconda dello scopo promozionale finale che si vuole ottenere. Le due categorie di figurine più diffuse sono le Figurine Classiche e le Speciali, è possibile schematizzare la struttura delle figurine in tabella 1.

	Figurine classiche	Figurine speciali
Frontale	Carta patinata lucida	Pellicola BOPP olografica metallizzata, coestrusa e laccata su entrambi i lati
Adesivo	Colla acrilica riposizionabile in emulsione acquosa	Adesivo removibile su base acquosa a base di polimeri acrilici, resine di emulsione e altri additivi minori
Supporto	Carta monopatinata bianca	Carta Kraft siliconata

Tab. 1 – Struttura figurine

Il frontale è un film base di carta di colore bianco e il suo spessore si aggira solitamente intorno agli 80µm. L'adesivo invece è una colla semipermanente a base di polimeri di esteri dell'acido acrilico; questa è una colla specifica per le figurine classiche, all'interno non sono presenti delle sostanze classificate tossiche, infatti esse devono essere conformi alle Norme Legislative riguardante la sicurezza dei giocattoli, sull'impiego dei metalli pesanti EN 71/3 (art.11 Direttiva Europea 94/62/CE sugli imballaggi e rifiuti di imballaggio). A differenza delle figurine classiche la struttura di quelle speciali è caratterizzata dalla presenza di un film olografico, questo strato è costituito da una carta monopatinata accoppiata a un film di polipropilene olografico metallizzato da un solo lato.

2.2 Attività di ricerca

Come ricordato attualmente essendo improponibile un riciclo nella produzione della carta, non sussiste una tecnologia utile al riciclo dei poliaccoppiati del tipo in analisi, pertanto si è prevista un'attività per verifica la possibilità di produrre nuovi materiali partendo dalle figurine. Il primo step dell'attività ha riguardato la caratterizzazione delle figurine, nella seconda fase sono state sviluppate una serie di prove di disaccoppiamento dei componenti le figurine, in sistemi acquosi a differente concentrazione di soda, per verificare la possibilità di ottenere una disaggregazione del poliaccoppiato per recuperare la componente cellulosa utilizzabile per ottenere materiali alternativi. La caratterizzazione delle figurine è stata condotta tramite analisi termica, spettroscopia IR e analisi in microscopia elettronica mentre le prove di dispersione sono state condotte in acqua e con soluzioni al 5, 2,5 e 1 % di NaOH, alla temperatura di 70°C e su tempi di dispersione di 1-2-3 ore. La dispersione è stata condotta tramite un agitatore meccanico con l'utilizzo di un'asta di agitazione con pala a turbina, le figurine prima della dispersione sono state macinate a una pezzatura media di 1,5 cm. Il materiale ottenuto nella dispersione è stato filtrato e seccato a 110°C e pressato per ottenere pannelli su cui sono state effettuate prove meccaniche e caratterizzazione della conducibilità termica. Su una aliquota del materiale seccato sono state effettuate prove di disgregazione a secco, ottenendo un materiale fibroso con cui sono stati prodotti pannelli caratterizzati fisicamente e termicamente.

2.3 Risultati caratterizzazione figurine

Come detto la figurina è composta da diversi materiali di diversa natura, fogli di plastica, alluminio silicone ecc. Per questo l'analisi FT-IR è stata eseguita sulle diverse parti della figurina e sulle diverse facce dello stesso foglio. Le prove effettuate sulla figurina classica sono state quattro: due per il lato stampato (Lato stampa, Lato adesivo) e due per il retro siliconato (Lato carta, Lato silicone) (figura 2).



Fig. 2- Lato stampa A, lato adesivo B e retro siliconato C delle figurine utilizzate

I risultati ottenuti sono riportati in tabella 2, i dati si riferiscono alla composizione superficiale, mentre il corpo della figurina risulta ovviamente di cellulosa.

parte	composizione
Lato stampa	polipropilene biorientato (BOPP)
Lato adesivo	Colla acrilica
Retro siliconato	polidimetilsilossano

Tab. 2 – Componenti principali superficie figurine

2.3 Prove di disaccoppiamento

Come detto le prove di disaccoppiamento sono state realizzate tramite dispersione in acqua e in soluzioni a differente concentrazione di soda. Nella figura 3 vengono riportate le microscopie elettroniche effettuate sulla parte cellulosa recuperata, le microscopie del materiale trattato con il 5% in soda, evidenziano una degradazione del materiale celluloso, infatti i filamenti non sono ben delineati ed evidenti come dove il materiale è stato trattato con una minore concentrazione di soda (2,5%). L'ultima immagine raffigura, invece, il materiale dopo trattamento all'1%; esso risulta molto meno degradato rispetto ai precedenti e i filamenti sono ancora ben visibili e delineati, senza alcun segno di decomposizione del materiale.

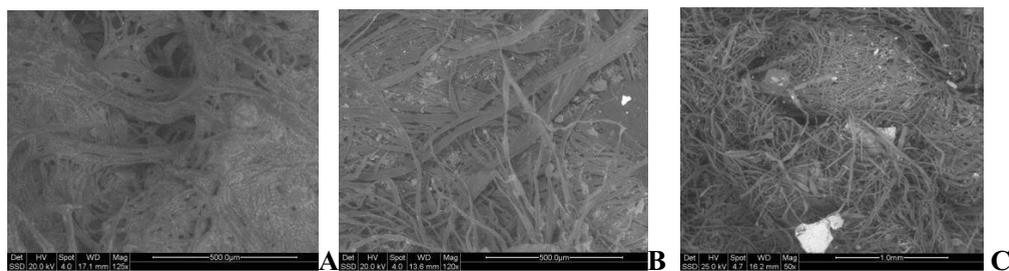


Fig. 3 – Microscopie elettroniche della cellulosa ricavata dall'attacco in soluzione al 5% (A), 2.5%(B), 1% (C).

Da questo dato è emerso che il disaccoppiamento può essere effettuato con successo con soluzioni non eccedenti il 2,5% di soda. L'attività è stata pertanto concentrata sul disaccoppiamento in soluzione all'1% in soda valutando l'effetto tempo con trattamenti di 1-2-3 ore. In pratica le figurine sono state trattate con la tecnica prima illustrata, e la sospensione ottenuta

è stata filtrata per separare la cellulosa dai residui di polimeri e colla. Il risultato è mostrato in figura 4, da cui si osserva come dalla prova a 1h si sia ottenuto un materiale misto con filamenti di silicone, mentre aumentando il tempo di trattamento il materiale ottenuto risulta molto più omogeneo e con una minore presenza di filamenti silicici.



Fig. 4 – Effetto del tempo sulla fase cellulosa delle figurine 1h (A), 2h (B), 3h (C).

Il materiale così ottenuto è stato essiccato a 110°C e pressato per ottenere pannelli 5x5cm a due spessori 26 e 13 mm e 30x30x5cm da utilizzare sia per prove meccaniche che di conducibilità termica, in figura 5 viene mostrata la struttura di un pannello 30x30x5.



Fig. 5 – Foto di uno dei pannelli 30x30x5 prodotti

I pannelli ottenuti sono stati valutati come utilizzabili nel campo dei materiali anti urto e come isolanti, pertanto sono state effettuate prove di urto utilizzando una torre di caduta Instron Dynatup 9250HV e misure di conducibilità con piastra calda con anello di guardia. In tabella 3 sono illustrati i risultati ottenuti nella prova di urto sulla serie di pannelli prodotti con il materiale trattato 1h confrontato con polistirolo anti urto (EPS).

Materiale	Spessore (mm)	Energia di impatto (J)	Energia al carico max (J)	Energia totale (J)
EPS	40	3,8134	1,0728	1,0886
Pannello	26	3,8101	2,812	2,8128
Pannello	13	3,8098	2,7064	2,7114

Tab. 3 – *Tabella valori prova d'urto*

La conducibilità misurata sui pannelli 30x30x5 è risultata di $\lambda = 0.66$ W/m. I dati ottenuti mostrano un sicuro interesse come materiali antiurto meno interessanti come materiale isolante. Da questo punto di vista si è provato a modificare la struttura del materiale operando una disgregazione meccanica della pasta essiccata ottenendo un materiale fibroso a bassissima densità. Questo materiale è stato formato per ottenere pannelli da 30x30x5 (figura 6) caratterizzati per la determinazione della conducibilità ottenendo come valore $\lambda = 0.044$ W/m, che colloca questo materiale nell'ambito dei migliori isolanti.



Fig. 6 – *Fase di formatura del pannello con materiale fibroso*

3. Conclusioni

I risultati ottenuti hanno evidenziato la possibilità di operare un recupero di questi poliaccoppiati tramite la trasformazione delle figurine in pasta di cellulosa da utilizzare per ottenere pannelli antiurto e ad alto isolamento termico. Il risultato apre la possibilità della realizzazione di un impianto pilota entro lo stabilimento EDIS per la gestione dei 150ton/anno di scarti di produzione delle figurine, ma eventualmente ampliabile per gestire filiere più importanti come gli scarti delle cartiere che producono carta patinata, valutabili in varie migliaia di tonnellate anno.

Bibliografia

- [1] TOTAL Inchiostri S.p.a “I processi e gli inchiostri da stampa in Rotocalco ed in Flessografia nella produzione degli imballaggi Flessibili”
- [2] Scheda Tecnica Ritrama “Gloss Stickers”
- [3] Scheda Tecnica Arconvert s.p.a. “Frontale-Adesivo-Supporto”
- [4] Scheda Tecnica Leonardus Holographic Technology “Pellicola BOPP
- [5] D.Lgs 152/06, “Norme in materia ambientale”

New polyester composites from recycling glass

Paolo Pozzi pozzi@unimore.it, Rosa Taurino

Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari, Università di Modena e Reggio, Modena

Riassunto

La ricerca ha valutato la possibilità di ottenere compositi a base polimerica da utilizzare nell'ambito dell'arredo per interni, top da cucina, mensole ed altro, utilizzando resine poliesteri e miscele di vetri CRT a differente granulometrie. I campioni ottenuti sono stati caratterizzati per verificare la durezza superficiale, la porosità, la resistenza chimica e meccanica.

Summary

The rising concern towards environmental issues and, on the other hand, the management of industrial wastes has led to increasing interest about new materials with low environmental impact. In our study, the possibility to use WEE glass waste as raw material in composite materials with a composition typical of a solid surface, converting them from an environmental and economic burden to a profitable added-value-resource, has been investigated. Solid surfaces are manufactured from a polymeric materials, while the fillers are quartz and several granules may also be added to enhance the colour effects. In this work it was studied the possibility to obtain a product having the same properties of a solid surface material, such as high modulus and flexural strength, good household chemicals resistance, good impact represents by using the glass waste as fillers with a decrease of raw material consumption.

1. Introduction

For years now wastes were at the center of political and environmental issues all over the world and, not surprisingly, the European programs for the environment have placed wastes to the center of attention. From the '90s to the early years of the new century, the production of waste has continued to grow parallel to the increase of wealth and standards of living getting higher in Western countries. Since 1996, we have to wait the 2008 to have a stop in the production of waste (according to the Waste Report of ISPRA published in 2010). This arrest is mainly due to the economic crisis which saw 1% reduction in household spending of 2008, much more than the implementation of the above programs. In addition, increasing tech gadgets and products and their continuous replacement has produced an increase of *waste electrical and electronic equipment (WEEE)*, highly toxic and difficult to recycle. This latest generation of waste, having a very high growth rate (3-5% for year) and is now at the first place in the ranking of environmental threats from solid waste. Fortunately, however, the electrical and electronic equipment are made from recyclable or noble raw material, which can be recovered and reused. In particular, from WEEE, we can recover aluminum, iron, glass, copper and electronic parts which properly treated, can give rise to other objects and re-enter into the cycle. Among all, the glass is, at present, the material with higher commercial potential, being used in the ceramic industry as an additive for glazes and paste for tile. Furthermore, there

are other plausible hypotheses for use it for example in the building sector, as reagent for mortars and cements, as well as in the production of glass wool, insulation and materials used in road construction. In this work we have investigated to use waste glass from cathode ray tubes (CRT panel glass), coming from televisions and monitors of the older generation, for the realization of products with low environmental impact. This glass, in fact, has been combined with a virgin material (unsaturated polyester resin) for the realization of composite materials that can be used for various applications: worktop, tables, coating surfaces for kitchens and bathrooms, etc. In particular, we take as reference the Quartz Composites: advanced composite materials obtained by “*vibro-compression at empty*” of unsaturated polyester resin (5-8% in weight), quartz (95-92% in weight) and colored pigments.

2. Experimental part

The materials used for the realization of new composites are the unsaturated polyester resin, as polymeric matrix, and the CRT panel glass with wastes of different nature, as inorganic filler. In particular, the CRT panel glass is used as the coarse fraction of the inorganic filler and the wastes, from different sectors, are used as the fine fraction.

The *polymeric matrix* is an unsaturated polyester resin dispersed in styrene and methacrylate whose characteristics before curing are shown in Table 1. This unsaturated polyester resin is pre-accelerated with a complex of cobalt therefore the crosslinking occurs at ambient temperature with only the addition of a peroxide. The *coarse fraction* of the inorganic filler is the CRT panel glass whose composition is obtained by XRF analysis (Tab.2). In particular, it is a barium glass with a low concentration of dangerous elements such as lead.

CHARACTERISTIC OF THE LIQUID RESIN	
Content methacrylate	5±1 %
Content styrene	27-31 %
Viscosity at 25°C	450–550 mPa·s
Appearance liquid resin	Limpid, Green
Stability at 80°C	24hours
Stability in warehouse stocks	6 months in the dark at 20°C

Tab. 1 – Characteristic of the unsaturated polyester resin before curing

Oxides	% in weight
SiO ₂	57.87
Na ₂ O	12.89
K ₂ O	7.29
SrO	8.52
BaO	7.95
PbO	0.02
ZnO	0.63
Al ₂ O ₃	3.76

Tab. 2 – Chemical composition (% in weight) of the CRT panel glass by XRF analysis

Furthermore, through microstructural analysis (SEM) we realize that the particles of this glass have a morphology with sharp corners (Figure 1). The particle size distribution curve of the CRT panel glass is monomodal (Figure 2), with a single peak and 90% of the particles has diameter around 360 microns.

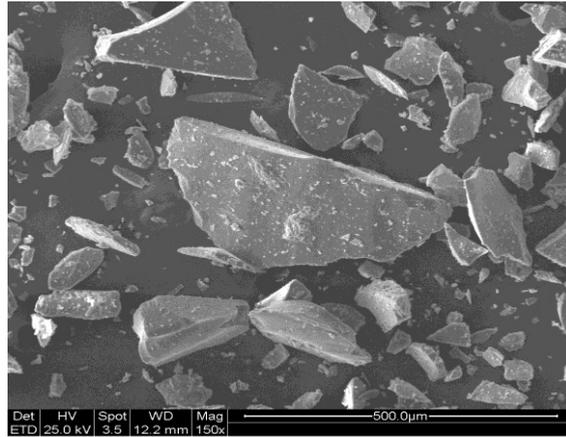


Fig. 1 – ESEM micrographs of CRT panel glass to 160x

CRT PANEL GLASS particle size distribution

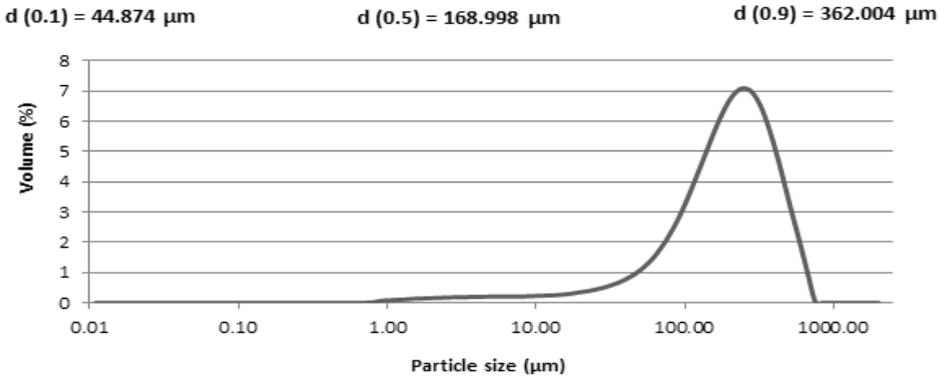


Fig. 2 – CRT panel glass particle size distribution

Order to increase the compaction of the composites, it was introduced a fine fraction, with the addition of waste from CRT panel glass by cyclone, with a particle size around 50 microns.

2.1 Sample preparation

The samples prepared are reported in Table 3 with percentages in weight of inorganic filler and unsaturated polyester resin. The sample Vg*/R 92/8 is taken as reference because it consists only of coarse fraction (CRT panel glass) while the other samples have a fine fraction increasing, that consists in different wastes.

Name	INORGANIC FILLER (%)		Resin (%)
	Coarse fraction	Fine fraction	
	CRT panel glass (< 400µm)	CRT panel glass from cyclone	
V _g [*] /R 92/8	92	-	8
V _g [*] /Gf/R 82/10/8	82	10	8
V _g [*] /Gf/R 72/20/8	72	20	8
V _g [*] /Gf/R 62/30/8	62	30	8

Tab. 3 – Composition (% in weight) of the samples prepared with increasing of CRT panel glass from cyclone

2.2 Results and Discussion

The samples are characterized by: microstructural analysis (SEM, packing factor), chemical/physical analysis (chemical attack, water adsorption), mechanical analysis (flexural strength). The microstructural analysis with SEM (Scanning Electron Microscope) shows us that the gradual addition of fine fraction (CRT panel glass from cyclone with particle size around 50 microns) decreases the porosity with a good compaction in the sample V_g^{*}/Gf/R 62/30/8, 30% in weight of fine fraction (Figure 3), and that also the packing factor (Table 4) increases with the addition of the fine fraction, again obtaining the best results with the sample V_g^{*}/Gf/R 62/30/8. The increase of the fine fraction, thus, allows increasing the level of compaction and the packing factor obtaining a very low residual porosity. Furthermore, the sharp corners of the glass particles are evident in the micrographs and they are probably a defect that cutting the resin and making the composite more brittle and prone to chemical attack as shown by the following chemical/physical analysis and mechanical properties. Furthermore, the sharp corners of the glass particles are evident in the micrographs and they are probably a defect that cutting the resin and making the composite more brittle and prone to chemical attack as shown by the following chemical/physical analysis and mechanical properties.

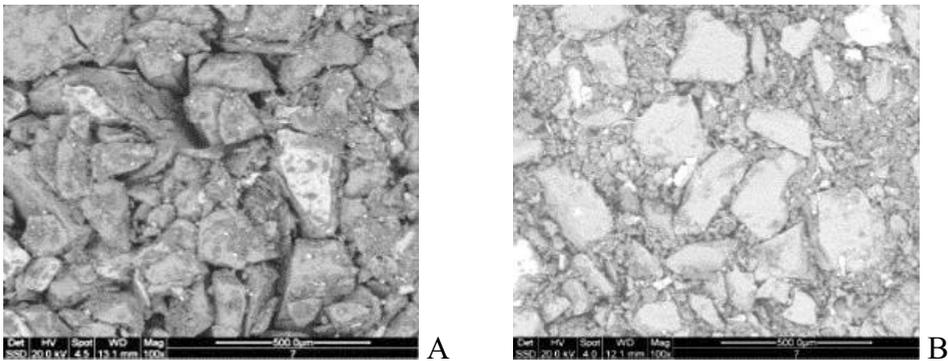


Fig. 3 – Microstructural analysis of V_g^{*}/Gf/R 62/30/8, without (A) and with (B) fine fraction

Sample	Apparent density (g/cm ³)	Real density (g/cm ³)	packing factor
V _g [*] /R 92/8	1.98	2.60	0.76
V _g [*] /Vf/R 82/10/8	1.99	2.57	0.78
V _g [*] /Vf/R 72/20/8	2.08	2.57	0.81
V _g [*] /Vf/R 62/30/8	1.81	2.87	0.96

Tab. 4 – Packing factor of sample

The chemical/physical analysis is done with chemical attack tests in HCl and KOH (Table 5) and testing of water adsorption. In both cases, the increase of fine fraction in the composite (CRT panel glass from cyclone with particle size around 50 microns) decreases the chemical attack, with a greater loss in weight of material, and the absorption of water, with a greater amount of water absorption. The increase of fine fraction, in fact, decreases the crosslinking of the unsaturated polyester resin, resulting in a worst chemical/physical behavior.

Sample	% loss in HCl	% loss in KOH
Vg*/R 92/8	0.13	1.14
Vg*/Vf/R 82/10/8	0.33	2.31
Vg*/Vf/R 72/20/8	0.40	3.18
Vg*/Vf/R 62/30/8	2.35	7.87

Tab. 5 – % of loss in chemical attack

The mechanical analysis is done with flexural strength tests. Even in this case, the increase of the fine fraction leads to the decrease of the flexural loads (Table 6).

Sample	Flexural strength (N)
Vg*/R 92/8	179 ± 27
Vg*/Vf/R 82/10/8	114 ± 6
Vg*/Vf/R 72/20/8	66 ± 8
Vg*/Vf/R 62/30/8	39 ± 7

Tab. 6 – Flexural strength of sample

Conclusion

In conclusion, despite some problems of crosslinking due to the fine fraction of inorganic filler, we can deduce that it is possible realize products with CRT panel glass and other wastes, obtaining environmental and economic benefits. However, we need to future developments.

First, switch from morphology with sharp corners of the CRT glass to rounded morphology, through wet processing;

Second, use, as fine fraction, inorganic filler which does not react with the unsaturated polyester resin;

Third, improvement the composition of the resin to decrease the interaction between the glass and the organic matrix;

And finally, try to prepare the samples through “*vibro compression at empty*”.

Through these easy steps it is possible to create polyester matrix composites with 92% of post-consumer glass to realize product with lower environmental impact.

References

- [1] Pozzi P., Taurino R., Zanasi T., Andreola F., Barbieri L., Lancellotti I., *New polypropylene/glass composites: Effects of glass fibers from cathode ray tubes on thermal and mechanical properti*, Composites: Part A 41 (2010) 435-440.
- [2] Sen S., Nugay N. (2001), *Tuning of final performances of unsaturated polyester composites with inorganic microsphere/platelet hybrid reinforces*, European Polymer Journal.
- [3] Council for Electronic Equipment Recycling) (2004), *Materials recovery from waste cathode ray tubes (CRTs)*, The Waste and Resources Action Programme.

Utilizzo di rifiuti a matrice organica/inorganica nella produzione di Laterizi

*Paolo Pozzi pozzi@unimore.it, Ettore Sassi**

*Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari, Università di Modena e Reggio Emilia, Modena,
Fornace Terremilia s.r.l. Correggio (RE)

Riassunto

Lo scopo dell'attività era lo sviluppo di tecniche e procedure per la possibile valorizzazione di rifiuti a matrice organica/inorganica, di varia provenienza, all'interno del ciclo di produzione dei laterizi. L'obiettivo finale era di definire il possibile recupero dei rifiuti all'interno dei laterizi, e il tipo di pretrattamento da effettuare sui rifiuti per renderli compatibili con gli impasti da laterizio.

Summary

The purpose of the activity was the development of techniques and procedures for the possible enhancement of matrix waste organic / inorganic, of varied origin, within the cycle of production of the bricks. The ultimate goal was to establish the possible recovery of waste within the brick, and the kind of treatment to be carried out on waste to make them compatible with the dough by brick.

1. Introduzione

Negli ultimi anni si è sviluppata un'importante attività di ricerca, concentrata sull'inserimento negli impasti ceramici per mattoni, di materiali da riciclo sia a matrice inorganica che organica. Le motivazioni di questa attività sono dupplici da un lato recuperare materia, dall'altro ottenere un risparmio di materie prime dedicate nella produzione di mattoni. In questo ambito l'attenzione si è principalmente indirizzata a materiali di natura inorganica come vetri, ceneri pesanti, ceneri leggere, e materiali a matrice organica provenienti sia dall'ambito industriale che agricolo, in questa ricerca sono stati viceversa utilizzati fanghi di varia origine, a matrice mista organica/inorganica. Nello specifico si trattava di fanghi da trattamento chimico-fisico acque con calce, da petrolchimico e da trattamento anodico dell'alluminio. La scelta di questi fanghi è stata dettata da due aspetti il primo dalla presenza di una fase inorganica potenzialmente compatibile con le matrici ceramiche, il secondo dalla necessità di trovare una strada per riciclare questi materiali, che vengono prodotti in migliaia di tonnellate anno, altrimenti destinati alla discarica. Lo scopo dell'attività di ricerca era pertanto l'inserimento, all'interno del ciclo di produzione dei laterizi, di questi fanghi per valutarne gli effetti sulle proprietà fisiche-meccaniche. Per questo sono state effettuate sui campioni realizzati analisi diffrattometriche, termiche, dilatometriche, meccaniche e morfologiche con microscopia elettronica. L'attività di ricerca è stata condotta in collaborazione con la Fornace Terremilia di Correggio (RE) realizzando campioni di mattoni faccia a vista.

2. Relazione

I fanghi utilizzati nella sperimentazione sono elencati nella tab. 1. I campioni C1, C4, e C6 si presentavano sotto forma di fanghi palabili, nel caso del fango C2 si evidenziava una struttura sabbiosa mentre il campione C5 si presentava come un fango ad alta compattazione. A parte il C2 che risultava praticamente privo di umidità, in tutti i campioni era evidente la presenza di una elevata percentuale di acqua. I campioni sono stati caratterizzati tramite le seguenti analisi: chimica, mineralogica, e termica. I risultati delle analisi chimiche sono riportate nella tab. 2, in fig. 1 è riportata come esempio la TG del campione 1, mentre in tab. 3 sono riportati i risultati delle analisi in XRD.

Riferimento	Tipologia	Codice CER
C1	Fanghi da depuratore di acque industriali trattati con calce	190614
C2	Ceneri leggere da combustione di biomasse	100117
C3	Fanghi da trattamento chi-fi-bio di acque di processo industriali	190813*
C4	Fanghi da trattamento chi-fi di reflui da ossidazione anodica	060503
C5	Fanghi da trattamento acque di lavaggio terre e spazzatura stradale	190814

Tab. 1 – Elenco tipologia fanghi utilizzati

%	C1	C2	C3	C4	C5
SiO ₂	1.55	38.85	6.07	0.4	20.35
CaO	34.42	23.05	16.1	18.8	22.92
SO ₃	15.11	1.37	0.41	12.83	0.19
P ₂ O ₅	3.57	1.58	0.48	7.75	0.15
MgO	3.29	3.16	2.96	0.1	2.02
Fe ₂ O ₃	1.27	4.23	4.7	0.35	2.53
Al ₂ O ₃	0.93	10.97	4.31	13.44	5.32
Na ₂ O	0.64	2.51	0.37	0.32	0.51
TiO ₂	0.1	0.98	27.62	0.07	0.32
ZnO	0.04	0.21	0.26	0.07	0.06
MnO	0.03	n.r	0.04	0.02	0.08
Cr ₂ O ₃	n.r	0.05	n.r	1.09	0.03
NiO	n.r	0.03	0.01	0.09	n.r
PF	38	7	35	44	44
	99.76	99.14	99.1	99.5	99.46

Tab. 2 – Risultati analisi chimiche su fanghi utilizzati

I risultati delle analisi termiche mostrano per i campioni C1-C3-C4 e C5, (fig. 1) una marcata perdita al riscaldamento suddivisa in quattro intervalli. Nel primo compresa tra 20° e 150°C è si ha la perdita di acqua di solvatazione a cui segue tra 150 e 250°C una la decomposizione termica delle sostanze organiche. A seguire fino a 600°C si sviluppano reazioni di degradazione

ossidativa che rappresentano il grosso delle perdite e infine oltre i 600°C si ha la decomposizione di sali inorganici come carbonati o solfati.

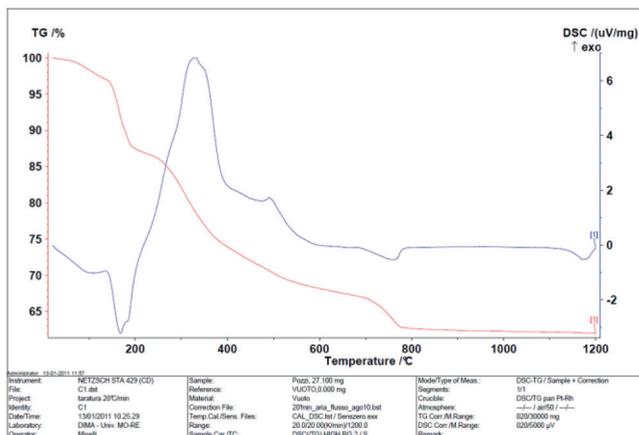


Fig. 1 – Grafico TGA campione C1

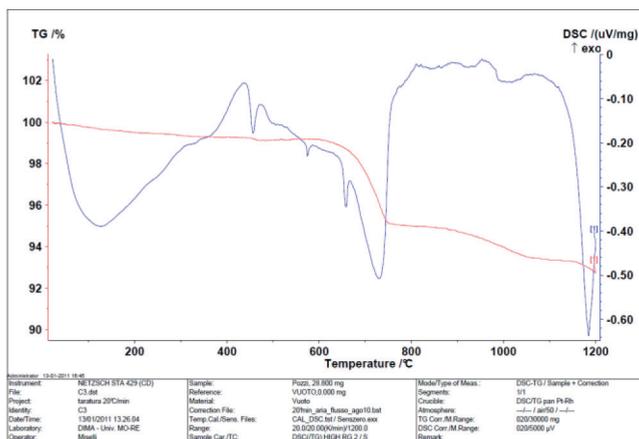


Fig. 2 – Grafico TGA campione C2

Campione	Componenti principali
C1	gesso e calcite
C2	calcite , anortite, quarzo
C3	Calcite
C4	Gesso
C5	Carbonato di calcio, Anortite, Quarzo, Carbonati misti di Calcio e Magnesio

Tab. 3 – Principali componenti presenti nei campioni

Nel caso del campione C2 il risultato dell'analisi termica (fig. 2) mostra un materiale che presenta perdite molto contenute (nell'ordine del 7%) concentrate tra i 700 e 800°C il che indica pertanto la decomposizione di composti inorganici. Dai risultati delle analisi emerge che

i rifiuti analizzati sono formati, a parte il campione C2, da una miscela di sostanze organiche e composti inorganici, con le sostanze organiche comprese tra il 30 e 40%. La fase inorganica non presenta metalli pesanti in percentuale significativa e la composizione chimica, in particolare per i campioni C2 e il C5, data l'elevata presenza di Silice, Ossido di Calcio e Alluminio risultano compatibili per la realizzazione dei materiali ceramici. Tra questi due il campione C2 data la quasi assenza di sostanza organica risulta sicuramente il migliore. Per quanto riguarda i campioni C3 e C4, presentano una composizione chimica particolare con presenza di ossidi di Titanio e Alluminio, che possono risultare interessanti per sviluppare particolari caratteristiche chimico-fisiche nei materiali. Il campione C1 risulta complessivamente il meno interessante tra i fanghi in studio. L'utilizzo di questi fanghi all'interno del ciclo tecnologico di produzione dei materiali ceramici o per altre applicazioni deve prevedere preferibilmente una fase di pretrattamento termico, per ridurre la componente organica. Questa fase ha il duplice scopo di eliminare lo sviluppo di composti organici all'interno dei forni ceramici, e di riclassificare i rifiuti trasformandoli in materie prime seconde.

2.1 Realizzazione campioni

Per quanto detto in precedenza i fanghi, ad eccezione del campione C2, hanno dovuto subire un pretrattamento prima dell'utilizzo per la produzione dei mattoni, il pretrattamento è consistito in una calcinazione per 60 minuti a 350°C in un fornello rotativo in atmosfera ossidante. Le prove di introduzione dei fanghi sono state condotte presso lo stabilimento Terremilia, realizzando listelli estrusi di 100x10x25 mm, inserendo il 10% dei singoli fanghi in impasto per mattoni a faccia a vista. I campioni ottenuti sono stati essiccati e cotti in forno industriale per 72 ore con set point a 1000°C. Sui provini sono state effettuate caratterizzazioni fisiche e meccaniche, analisi in diffrazione a RX e microscopia elettronica.

2.2 Risultati prove analisi fisiche e meccaniche

In tab. 4 sono riportati i valori delle prove a flessione operate sui provini contenenti i fanghi in confronto con campioni di riferimento di faccia vista, mentre in tab. 5 sono riportati i dati fisici come assorbimento, e ritiro lineare.

MPa	Resistenza a flessione secco	Resistenza a flessione cotto
Riferimento	6,79	29,88
C1	4,74	10,76
C2	2,48	8,23
C3	5,84	12,57
C4	3,98	9,52
C5	1,49	7,68

Tab. 4 – Dati prove meccaniche a flessione

%	Assorbimento immediato	Assorbimento 24 ore	Ritiro sul cotto	Ritiro sul secco
Riferimento	5,78	13,55	-0,19	7,89
C1	14,25	22,67	-0,12	6,78
C2	16,48	22,82	0,9	6,68
C3	9,81	18,58	-0,32	6,74
C4	11,33	19,84	1,03	6,37
C5	19,22	26,23	0,73	6,56

Tab. 5 – Dati proprietà fisiche

I risultati mostrano come atteso una diminuzione delle proprietà meccaniche nei campioni rispetto al campione di riferimento in quanto la sostituzione di argilla con materiali caratterizzabili come inerti, determina la diminuzione della plasticità in crudo e della sinterizzazione in cotto. La diminuzione della plasticità è evidenziata dalla diminuzione del modulo a flessione sul secco, mentre la minore sinterizzazione è evidenziata dalla diminuzione del modulo a flessione a cotto, e dall'aumento dell'assorbimento d'acqua sia immediato che a 24 ore, indice di una maggiore porosità del materiale. Più complessi sono i dati del ritiro in cotto dove si osserva per un gruppo di campioni, C3 e C1 un dato negativo che indica il raggiungimento della fase espansiva in cottura. Mentre per un altro gruppo di campioni, C2, C4 e C5 il ritiro è positivo, il che indica che il materiale è ancora in fase di contrazione al raggiungimento della temperatura massima di prova.

2.3 Analisi microstrutturale

Sui campioni sono state condotte analisi della microstruttura tramite microscopia elettronica, i risultati concordano con le osservazioni effettuate sui dati fisici riguardo la sinterizzazione e il grado di porosità, in effetti confrontando le varie foto si osserva come la microstruttura del campione di riferimento a faccia vista (fig. 3A), presenti una elevata compattazione con grana fine e omogenea, e presenza di cristallizzazioni estese. La microstruttura dei campioni con fanghi, presenta una morfologia simile al faccia a vista, ma con una struttura più granulosa, a giustificazione del maggiore assorbimento d'acqua, e presenza di fratture più o meno estese nella struttura, probabilmente dovute alla presenza di inclusioni che determinano disomogeneità nell'impasto. In questo quadro il campione C3, presenta la struttura più eterogenea con inclusioni di vario tipo come evidenziato nelle fig. 3B, a questo si accompagna una microstruttura fine con maggiore fase sinterizzata. I campioni C4 e C5, risultano simili presentando una microstruttura granulosa con nel caso del campione C5 la presenza di microfessure con inclusioni fig. 3C, come già osservato nei campioni C1 e C2. Questa situazione è meno evidente nel campione C4 a giustificazione del minore assorbimento d'acqua osservato.

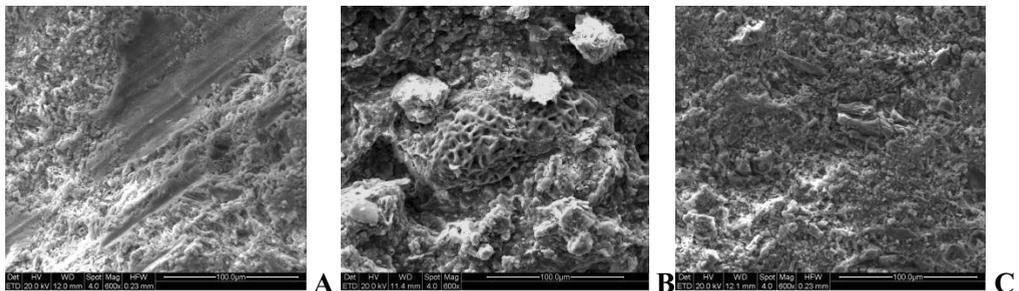


Fig. 3 – Micrografie 600X, A campione di riferimento, B campione C3, C campione C5

2.3 Risultati diffrazioni a RX

I risultati delle diffrazioni, sono analizzate confrontando la diffrazione del faccia a vista (fig. 4) con le diffrazioni dei campioni in analisi. Il dato principale che emerge sono le modifiche che si osservano nel tipo di fasi presenti nel faccia a vista rispetto ai campioni con fanghi, le differenze maggiori si osservano con il campione C2 (Fig. 5) con la scomparsa dell'anortoclasio (feldspato alcalino) e la comparsa di anortite (feldspato di Ca) e diopside (silicato di Ca e Mg), ma in tutti i campioni si osservano modifiche sostanziali con comparsa principalmente di diopside e con diminuzione di anortoclasio e quarzo le fasi prevalenti nel faccia a vista, da notare nel campione C5 la formazione di akermanite (sorosilicato di Ca e Mg).

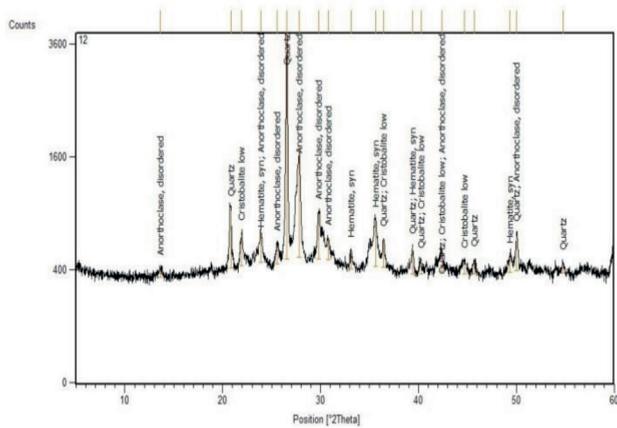


Fig. 4 – Risultati analisi XRD su riferimento

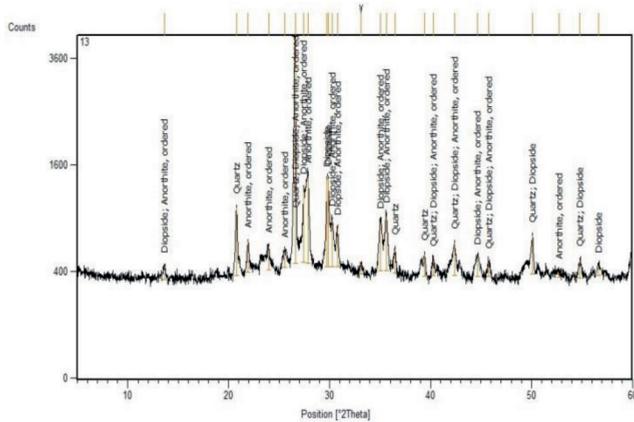


Fig. 5 – Risultati analisi XRD campione C2

2.4 Analisi dei dati

Le prime considerazioni che possiamo fare riguarda l'aggiunta dei vari fanghi all'impasto da laterizio osservando che come atteso la diminuzione complessiva di fase argillosa negli impasti determina una modifica evidente nelle proprietà finali dei mattoni sia in crudo che in cotto, in particolare si ha un aumento della porosità indice della diminuzione della fase vetrosa e una diminuzione delle proprietà meccaniche. Questo ultimo dato è legato al tipo di fasi cristalline che si formano, che vengono modificate in modo evidente, come osservato nelle diffrazioni a RX, segno evidente dell'interazione tra la fase argillosa e i composti presenti nei fanghi. La correlazione con le fasi che si formano nei vari campioni e la composizione chimico-mineralogica dei vari fanghi è piuttosto complessa anche se a una analisi incrociata dei dati sembra prevalere una correlazione con i parametri chimici e in particolare con il contenuto di SiO_2 . Le seconde considerazioni sono legate ai risultati fisico-meccanici ottenuti, in particolare all'analisi dei dati riferiti all'assorbimento dell'acqua, dal ritiro e dal valore del carico a flessione nel cotto. I risultati mostrano nel loro insieme l'influenza della diminuzione della formazione

della fase vetrosa con conseguente calo della sinterizzazione nei vari campioni contenenti i fanghi. La diminuzione del carico a flessione è compresa tra il 50% e 70% il che farebbe ritenere che il carico a compressione (non misurabile su questi campioni) diminuisca dello stesso valore. Tenendo conto che la proprietà meccanica di riferimento principale è il carico a compressione, e che i mattoni a faccia vista presentano carichi nettamente superiori ai mattoni forati per tramezzo possiamo ritenere che il carico a compressione dei campioni con fanghi, rientri nei limiti normativi (10 Mpa) ammissibili per i mattoni. Pertanto un eventuale faccia a vista realizzato con i fanghi aggiunti entro il 10% potrebbe essere compatibile con i valori limite. I dati dell'assorbimento dell'acqua sono ovviamente legati alla porosità del campione, maggiore è l'assorbimento maggiore è la porosità, anche in questo caso le differenze sono dell'ordine del 50-70%, ma a differenza del carico a flessione, l'incremento di porosità può risultare interessante. In effetti le proprietà isolanti di un materiale migliorano con l'aumento della porosità, in particolare chiusa, pertanto è aspettabile ottenere mattoni con proprietà isolanti più elevate.

3. Conclusioni

Dalle prove effettuate sull'uso dei rifiuti possiamo affermare che sussiste la possibilità dell'introduzione dei vari tipi di fanghi studiati nei laterizi, in effetti i risultati mostrano dati di tipo meccanico e fisico che possiamo ritenere compatibili con la produzione di laterizi. In particolare dalla semplice analisi dei dati fisico-meccanici i campioni più interessanti sono nell'ordine il C3, il C1 e il C4. Utilizzando anche criteri legati alle operazioni necessarie per l'introduzione dei fanghi, la valutazione di merito sui singoli rifiuti si modifica in particolare i campioni C3 C1, C5 e C6 richiedono un pretrattamento termico per ridurre la percentuale di acqua e fase organica. Da questo punto di vista l'unico campione che non presenta la necessità di essere pretrattato, risulta il campione C2. Pertanto se consideriamo i risultati fisico-meccanici il fango che presenta le migliori caratteristiche per essere utilizzato in laterizi è il C3 mentre se consideriamo anche gli aspetti di tipo impiantistico risulta il C2 in quanto non necessita di trattamenti preliminari.

Bibliografia

- [1] **Zhang L.**, Production of bricks from waste materials – A review, *Construction and Building Materials* 47 (2013) 643–655.
- [2] **Eliche-Quesada D., Corpas-Iglesias F.A., Pérez-Villarejo L., Iglesias-Godino F.J.**, Recycling of sawdust, spent earth from oil filtration, compost and marble residues for brick manufacturing, *Construction and Building Materials* 34 (2012) 275–284.
- [3] **Shakir A.A., Naganathan S., Mustapha K.N.**, Properties of bricks made using fly ash, quarry dust and billet scale, *Construction and Building Materials* 41 (2013) 131–138.
- [4] **Maranci G., Pozzi P.**, *Riciclaggio di materiali di scarto nella produzione di laterizi (prima parte) RS Rifiuti Solidi vol. XVI n° 2 2002.*
- [5] **Maranci G., Pozzi P.**, *Riciclaggio di materiali di scarto nella produzione di laterizi (seconda parte) RS Rifiuti Solidi vol XVI n° 4 2002.*
- [6] **Fabbri E., Pozzi P.**, *Influenza dell'aggiunta di materiali di scarto sulle proprietà meccaniche di laterizi” Atti VI Congresso AIMAT 2002.*

BIOWASTE – CONVEGNO

XVII EDIZIONE DELLA CONFERENZA NAZIONALE SUL COMPOSTAGGIO E DIGESTIONE ANAEROBICA, SESSIONE TECNICA

La sessione è dedicata a vari aspetti del biorifiuto: la produzione, le raccolte differenziate del rifiuto organico, il trattamento, la digestione anaerobica, il compostaggio, la produzione di fertilizzanti organici, la valorizzazione del compost e del biogas mediante generazione di biometano.

A cura di: **Comitato Tecnico del Consorzio Italiano Compostatori**

Presidenti di sessione:

- Massimo Centemero, *Consorzio Italiano Compostatori*
- Alberto Confalonieri, *Scuola Agraria Monza, CT CIC*
- Lorella Rossi, *CRPA Reggio Emilia, CT CIC*

Digestione anaerobica e aspetti igienico-sanitari: risultati finali di test in impianto sperimentale in continuo

*Lorella Rossi l.rossi@crpa.it, Sergio Piccinini, Mariangela Soldano
Centro Ricerche Produzioni Animali – CRPA LAB Sezione Ambiente ed Energia - Reggio Emilia*

Riassunto

Nell'ambito di un progetto finanziato dalla Regione Emilia-Romagna, con l'ausilio dell'impianto sperimentale di digestione anaerobica in continuo di cui è dotato CRPA LAB, sono state poste a confronto 3 miscele di matrici agro-zootecniche (effluenti zootecnici, colture dedicate e sottoprodotti) con l'obiettivo di monitorare l'evoluzione dei parametri indicatori dello stato igienico-sanitario. La caratterizzazione igienico-sanitaria ha previsto la determinazione di Salmonella ed Escherichia coli sulle biomasse caricate e sul digestato di ciascuna 1 volta la settimana per 7 settimane consecutive. I risultati ottenuti dai tre cicli dimostrano e confermano che un processo efficiente di digestione anaerobica in mesofilia migliora in modo significativo lo stato igienico-sanitario rispetto al livello delle biomasse in ingresso.

Summary

Within a project financed by the Emilia-Romagna Region three mixtures of agro-livestock matrices (manure, dedicated crops and by-products) have been compared with the aim of monitoring the evolution of indicators of the hygienic-sanitary status by means of the experimental plant of anaerobic digestion in continuous of CRPA LAB. The health and hygiene characterization provided for the determination of Salmonella and Escherichia coli in biomass loaded and in the digestate, once a week for seven consecutive weeks. The final results of 3 cycles demonstrate and confirm that an efficient process in mesophilic anaerobic digestion significantly improves the hygienic- sanitary status compared to the level of biomass input.

1. Introduzione

A seguito dell'ampia diffusione degli impianti di biogas di tipo agrozootecnico [1] verificatesi nel triennio 2009-11, il tema della validità agronomica e ambientale del digestato, il sottoprodotto di risulta della digestione anaerobica destinato all'uso agronomico, è stato spesso affrontato in modo frammentario, incompleto e contraddittorio, causando spesso allarmismi generalizzati tra la popolazione. In particolare, uno dei timori più diffusi è la possibilità che in digestione anaerobica, trattandosi di un processo biologico, si abbia non solo lo sviluppo dei batteri utili alla produzione di biogas, ma anche quello di batteri patogeni per la salute umana. La digestione anaerobica (DA) applicata a biomasse agro-zootecniche è condotta prevalentemente in condizioni di mesofilia ($T=37-40^{\circ}\text{C}$), come confermato anche dall'ultimo censimento effettuato [1]. Tale scelta non è casuale, poiché la DA in mesofilia è un processo biologico molto robusto, facilmente gestibile con buone prestazioni e particolarmente idoneo

per biomasse a basso tenore di sostanza secca (quali gli effluenti zootecnici). Con il progetto biennale LR 28/98 “Biogas_Micotossine_Clostridi”, finanziato dalla regione Emilia-Romagna è stato affrontato il tema degli effetti della digestione anaerobica condotta in mesofilia sui parametri indicatori dello stato igienico-sanitario complessivo, contemplati dalle normative vigenti. In questo paper vengono riportati i risultati finali dei tre cicli di digestione anaerobica condotti in mesofilia con biomasse agro-zootecniche.

2. Materiali e metodi

La prova è stata condotta presso il laboratorio di CRPA Lab con digestori anaerobici alimentati in continuo, del volume di 24 dm³, miscelati e riscaldati (in mesofilia), con misura in continuo della quantità di biogas prodotto (sistema manometrico) e misura discontinua della qualità del gas prodotto. Il sistema, prevedendo il carico e lo scarico giornaliero, (o con maggior frequenza se richiesto), permette di controllare numerose condizioni di processo (rapporto fra acidità e alcalinità, ecc.) e di garantire quindi la conduzione di un processo biologico in condizioni ottimali [2]. Durante ciascuno dei tre cicli condotti sono state testate le seguenti tesi o miscele:

1. Liquame bovino (LB)
2. Liquame bovino +insilato di mais (LB+SM)
3. Liquame bovino+insilato di mais +polpe di bietola insilate (LB+SM+PB).

La prova è stata avviata introducendo in ciascun reattore 16 kg di digestato proveniente da un impianto di biogas alimentato con effluenti bovini. La temperatura media di conduzione del processo, misurata con appositi sensori, è risultata essere in media di 39 °C± 0,4°C.

Come già precisato, obiettivo delle prove è la verifica degli effetti di un processo di digestione anaerobica ben gestito in condizioni mesofile sullo stato igienico-sanitario delle biomasse in ingresso. Tra le biomasse utilizzate, il liquame bovino è ovviamente la matrice che presenta, per sua natura, il livello di contaminazione maggiore ed è per tale motivo che è stata mantenuta una percentuale elevata in tutte le tesi. In tabella 1 sono riportati i rapporti di miscelazione tra le matrici e i parametri di carico delle tre tesi adottati in tutti e tre i cicli condotti. I tre cicli hanno avuto rispettivamente una durata di circa 60 giorni il primo e di circa 80 giorni il secondo e il terzo.

Tesi - Matrici	Rapporto in peso del tal quale [% miscela]	Rapporto in peso Solidi Volatili [% miscela]	Tempo di ritenzione (HRT) [d]	Carico org. vol. (COV) [kg SV/m ³ /d]
Liquame bovino	100	100	30	2,2
Liquame bovino:silomais	90 : 10	62 : 38	50	2,0
Liq.bov.:silomais: polpe bietola	80 : 15 : 5	43 : 45 : 12	50	2,4

Tab. 1 – Parametri di carico delle diverse tesi, adottati nei 3 cicli

Il piano di monitoraggio ha previsto la caratterizzazione chimico-fisica delle matrici caricate e del digestato scaricato con frequenza settimanale; in tab. 2 si riportano i dati relativi alle biomasse caricate. Le matrici utilizzate presentano caratteristiche tipiche, il liquame bovino ha un contenuto di sostanza secca che si aggira intorno al 7%; mais e polpe di bietola si caratterizzano per un’elevata dotazione di sostanza organica, pari a circa il 95% della sostanza secca e per un tenore di sostanza secca adeguato per la conservazione mediante insilamento. Parallelamente, per quanto riguarda lo stato igienico-sanitario, è stata eseguita la determinazione dei seguenti parametri microbiologici cosiddetti “indicatori” [3]:

- Salmonella (assenza/presenza in 50 g di tal quale)
- Escherichia coli (MPN/g di tal quale)

		pH	Solidi Totali	Solidi Volatili	
		[-]	[g/kg tq]	[g/kg tq]	[% ST]
Liquame bovino (n=19)	MEDIA	7,3	67,6	54,0	79,8
	Dev.st	0,21	7,43	6,70	2,39
Silomais (n=9)	MEDIA	3,7	337,1	321,6	95,4
	Dev.st	0,2	18,8	19,6	0,7
Polpe di bietola (n=6)	MEDIA	3,7	291,6	277,3	95,0
	Dev.st	0,1	64,9	63,3	1,2

Tab. 2 – Caratteristiche analitiche medie delle matrici utilizzate nei tre test di gestione anaerobica

Particolare cura è stata dedicata al campionamento finalizzato all'indagine microbiologica. I campioni sono stati prelevati con attrezzi adeguatamente puliti e sistemati in contenitori sterili. La consegna al laboratorio è avvenuta nella stessa giornata del prelievo e l'avvio ad analisi è avvenuta entro le 24 ore dalla consegna.

Le partite di insilato di mais e di polpe di bietola insilate sono state campionate al prelievo nell'azienda agricola in cui erano stoccate e successivamente sono state conservate in minisilo posti sotto vuoto e congelati; il liquame bovino è stato campionato ad ogni prelievo in allevamento e poi conservato refrigerato. Il digestato di ciascuna tesi è invece stato campionato a partire indicativamente dalla seconda settimana di avvio del processo con frequenza settimanale per un totale di almeno 7 campionamenti per tesi.

Relativamente alle analisi microbiologiche, le metodiche analitiche adottate sono le seguenti:

- Escherichia coli: "Environment Agency 2009 – The Microbiology of Drinking Water. Part 4. Methods for the examination of waters and associated material. Method D - The isolation and enumeration of Escherichia coli by a defined substrate most probable number technique".
- Salmonella spp (assenza/presenza): Manuale APAT 20/2003 "Metodi microbiologici di analisi del compost" Metodo 3 pag. 27-30

3. Risultati

Dall'elaborazione dei parametri monitorati durante i tre cicli sono state ricavate le rese in biogas e in metano delle miscele sottoposte a digestione anaerobica; in tab.3 sono riportate le medie medie per tesi ottenute complessivamente nei tre cicli condotti. I valori ottenuti confermano la buona conduzione delle prove e risultano del tutto in sintonia con la producibilità in metano di tali matrici già misurata in diverse altre situazioni, pur evidenziando una resa del solo liquame bovino non elevata [4].

Passando ad analizzare gli aspetti igienico-sanitari, oggetto specifico del presente paper, polpe di bietola e insilati sono risultati puliti, fatta eccezione per una occasionale contaminazione osservata in un campione di insilato di mais (*Escherichia coli* = 3,33 log₁₀ MPN/g tq). Il liquame bovino (tab. 4), come atteso, presenta significativi livelli di contaminazione in *Escherichia coli*, tendenzialmente più elevati nel secondo e terzo ciclo rispetto al primo e comunque nella norma per tale tipologia di materiale [5]. La ricerca di *Salmonella* ha sempre dato esito negativo in tutti i campioni delle matrici avviate al carico.

Tesi – Miscela		Resa in BIOGAS	Resa in METANO	CH ₄
		[Nm ³ /t SV]	[Nm ³ /t SV]	[%]
Liquame bovino (LB)	MEDIA	358,31	198,80	55,49
	Dev.st	82,55	23,26	1,09
LB+Silomais (SM)	MEDIA	519,74	280,97	54,10
	Dev.st	43,18	19,29	0,77%
LB+SM+polpe bietola	MEDIA	540,99	289,53	53,58
	Dev.st	70,12	22,58	1,02

Tab. 3 – Rese medie in biogas e metano delle tre tesi ripetute in triplo, espresse per tonnellata di sostanza organica (SV) caricata

Escherichia coli (log ₁₀ MPN/g tq)	Liquame bovino		
	1° ciclo	2° ciclo	3° ciclo
1	4,89	5,32	5,30
2	4,80	5,24	4,91
3	4,99	5,09	5,30
4	--	5,38	4,65

Tab. 4 – Escherichia coli nel liquame bovino

La presenza in tutte e tre le tesi di quantità significative di liquame bovino ha pertanto assicurato il carico giornaliero di una miscela comunque contaminata.

Gli effetti del processo di digestione anaerobica regolarmente sviluppatosi in tutte e tre le tesi risultano chiari, come emerge dai dati tabulati in tab. 5: il digestato in uscita presenta una contaminazione inferiore rispetto al liquame in ingresso con una riduzione di due ordini di grandezza. Si può osservare come l'abbattimento sia riscontrabile sin dalle prime settimane, in tutte le tesi e in tutti i cicli.

	ESCHERICHIA COLI [log ₁₀ MPN/g tal quale]							
	13	19	27	34	41	48	55	
1° ciclo - giorni di prova								
LB Digestato	2,61	2,90	3,21	2,84	2,76	2,61	3,04	--
LB+SM - Digestato	2,93	2,33	2,80	3,15	3,27	3,17	2,85	--
LB+SM+PB - Digestato	3,17	2,92	2,96	3,08	3,14	3,02	2,96	--
2° ciclo - giorni di prova	22	29	36	50	57	64	71	87
LB Digestato	2,80	2,54	2,79	2,58	2,98	2,53	2,47	2,39
LB+SM - Digestato	2,99	2,77	2,80	2,51	3,38	3,03	2,27	2,47
LB+SM+PB - Digestato	2,62	2,90	2,75	2,67	3,25	3,01	2,42	2,62
3° ciclo - giorni di prova	14	21	28	35	42	48	56	62
LB Digestato	2,32	2,61	2,54	2,27	2,46	2,13	2,47	2,29
LB+SM - Digestato	2,51	2,67	2,69	2,24	2,69	2,16	3,18	2,61
LB+SM+PB - Digestato	2,48	2,80	2,59	2,42	2,75	2,31	3,05	2,72

Tab. 5 – Escherichia coli nel digestato estratto settimanalmente.

In fig. 1 si riporta la rappresentazione grafica relativa all'Escherichia coli rilevata nei tre cicli per ciascuna tesi; la differenza tra liquame in ingresso e digestati in uscita appare chiara e confermata nel tempo. Tale andamento trova conferma in altri studi analoghi [5, 6]. Il livello di contaminazione iniziale si riduce mediamente di due ordini di grandezza e arriva a valori spesso inferiori al limite di 1000 MPN/g di tal quale, previsto nelle normative vigenti (DLgs. 75/2010 e sm.i., Reg. UE n. 142/2011); l'abbattimento è risultato statisticamente significativo.

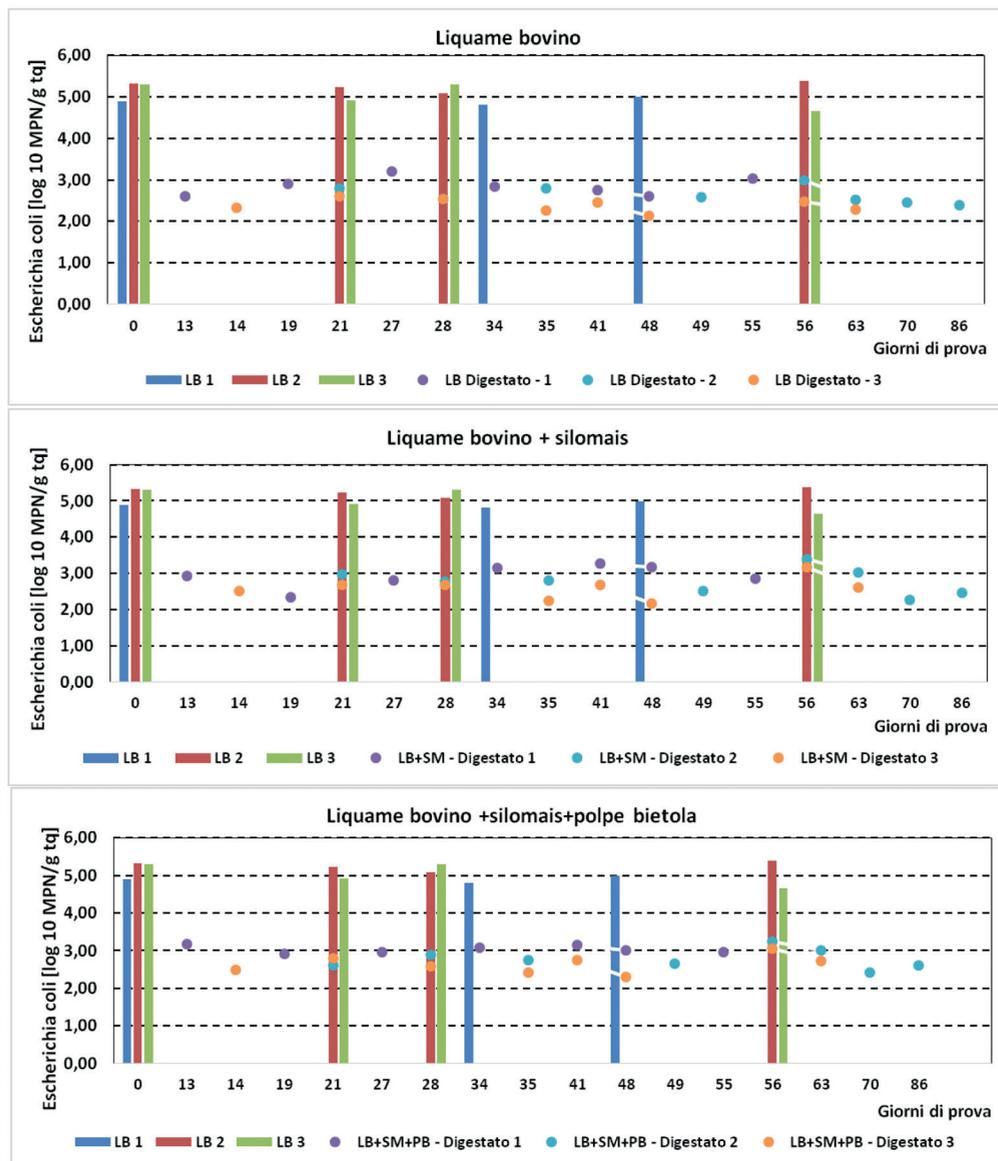


Fig. 2 – Andamento del parametro Escherichia coli nel tre tesi ripetute tre volte

I valori misurati di *Escherichia coli* sono stati sottoposti ad analisi statistica (tab. 6) di tipo ANOVA - misure ripetute” per valutare eventuali diversi comportamenti tra le tesi. In termini di contaminazione da *Escherichia coli* dei digestati generati in mesofilia a partire da biomasse diverse non si osservano differenze significative né tra le diverse tesi, né nel tempo nell’ambito della stessa tesi.

TESI	SETTIMANA								Sig.
	2	3	4	5	6	7	8	9	
LB Digestato	2,5	2,8	2,8	2,6	2,6	2,4	2,8	2,4	n.s.
LB+SM Digestato	2,7	2,7	2,8	2,7	3,0	2,6	3,1	2,8	n.s.
LB+SM+PB Digestato	2,8	2,8	2,8	2,7	2,9	2,7	3,1	2,9	n.s.
Significatività	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Tab. 6 – Contenuto di *Escherichia coli*: analisi statistica (n.s: non significativo; α 0,5%)

Infine, la ricerca di *Salmonella* nei digestati ha confermato la totale assenza in tutti i campioni settimanali analizzati nei tre cicli condotti; tale risultato era atteso, poiché era risultata assente in tutte le matrici in ingresso, ma non scontato, data la non omogeneità di distribuzione dei microrganismi in una massa, anche se liquida.

4. Conclusioni

La correttezza dell’approccio alla valutazione del rischio igienico-sanitario connesso ad un processo produttivo mediante la determinazione dei microrganismi cosiddetti “indicatori” è validata da tempo a livello internazionale dai più prestigiosi e competenti organismi di ricerca [7, 8]. Non a caso, il quadro normativo vigente che regola il trattamento e/o l’uso agronomico di materiali organici di varia natura (sottoprodotti e rifiuti) prevede la determinazione di *Escherichia coli* e la ricerca della *Salmonella* con relativi limiti da garantire; si pensi al DLgs. n.75/2010 che regola, tra i numerosi fertilizzanti, la commercializzazione degli ammendanti organici ottenuti da rifiuti (Allegato 2) e al Reg. UE n.142/11 di applicazione del Reg. CE n. 1069/09 che detta le norme sanitarie relative alla gestione di sottoprodotti e prodotti di origine animale non destinati al consumo umano. L’attività sperimentale condotta ha dimostrato che la digestione anaerobica, anche in mesofilia, ha comportato un miglioramento significativo statisticamente dello stato igienico-sanitario rispetto al livello posseduto dalla matrici in ingresso, indipendentemente dalle biomasse usate al carico.

Bibliografia

- [1] **Fabbri C. et al.**. “Biogas, il settore è strutturato e continua a crescere. L’Informatore Agrario 2013 v. 69 (Suppl. 11) p.11-16.
- [2] **Rossi L., Soldano M., Piccinini S.** Biogas da sanse e pastazzo d’agrumi: risultati di un test in continuo in impianto sperimentale. Atti di ECOMONDO 2013, Maggioli Editore, 234-240
- [3] **Sahlstrom L.** . A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology* 87 (2003)161-166
- [4] **Vismara R., Canziani R., Malpei F., Piccinini S.** (2011) “Biogas da agrozootecnica e agroindustria”. Dario Flaccovio Editore.
- [5] **Bonetta S.** et al. “Hygienic and physico-chemical characterisation of digested products from anaerobic co-digestion of cattle slurry and agricultural by-product” Proceeding Venice 2010. CISA Editore
- [6] **Horan N.J.** et al. “Die-off of enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion.” *Water Research* 38 (2004) 1113-1120

- [7] Bonadonna L. et al. "Clostridium perfringens come indicatore di contaminazione ambientale e suo significato sanitario" Rapporti ISTISAN 02/8 ISSN 1123-3117
- [8] **EFSA Panel on Biological Hazards (BIOHAZ)** "Statement on technical assistance related to the EFSA opinion on transformation of Animal By-Product into biogas and compost. EFSA Journal 2009, 7(11): 1370.

Produzioni di biogas ottenibili da residui oleari pre-trattati con perossido di idrogeno in ambiente alcalino

*Maria Assuntina Stillitano ma.stillitano@unical.it, Carlo Limonti, Alessio Siciliano
Dipartimento di Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio ed Ingegneria Chimica
Università della Calabria – Arcavacata di Rende (CS)*

Riassunto

L'applicazione su sanse umide di un processo di pre-trattamento innovativo ad ossidazione avanzata ha consentito di modificare le caratteristiche di biodegradabilità delle stesse per successivi impieghi come substrati in reattori anaerobici. In relazione alle condizioni operative scelte, il processo messo a punto ha consentito di rimuovere dal 60% all'80% dei composti fenolici presenti, con un incremento minimo del 40% degli acidi grassi volatili e limitate riduzioni del carico organico totale, pari mediamente al 20%. L'impiego delle sanse pretrattate, per alimentare in modalità semi-continua e senza l'aggiunta di co-substrati un impianto pilota di digestione anaerobica di 200 L, ha confermato l'efficacia del pretrattamento, consentendo di raggiungere rese di produzione di metano medie pari a circa 0.30 L/COD_{rimosso}.

Summary

The application of an innovative advanced oxidation process on wet olive mill wastes (WOMW) has permitted to modify their physical-chemical characteristics. In this way, it is possible to use these wastes for anaerobic digestion processes. In relation to the operating condition chosen, it has been possible to remove from 60% to 80% of phenolic compounds, with an increase in volatile fatty acids of about 40% and an organic load reduction of about 20%. The feeding of pre-treated WOMW, in a semi-continuous anaerobic digestion pilot plant of 200 L, without the addition of co-substrates, has confirmed the effectiveness of the pre-treatment, allowing to reach methane production of 0.30 L/COD_{removed}.

1. Introduzione

Il trattamento e lo smaltimento dei residui oleari, la cui quantità e composizione chimico-fisica cambiano in relazione alle modalità di produzione dell'olio, rappresenta una delle maggiori problematiche ambientali per i paesi del bacino del Mediterraneo [1]. In particolare, il recente impiego del sistema di estrazione dell'olio mediante decanter a due fasi determina la produzione di un residuo oleario semi-solido, il cui trattamento risulta particolarmente difficoltoso. Le sanse umide sono caratterizzate, infatti, da un carico organico inquinante più elevato rispetto ai residui oleari provenienti da sistemi di estrazione tradizionali o a tre fasi e presentano un'elevata concentrazione di solidi sospesi (20-30%) che ne rendono difficile il trattamento e lo smaltimento. Una delle possibili alternative di impiego della sansa umida è rappresentata dalla digestione anaerobica [2,3]. Per l'adozio-

ne di tale tecnologia, tuttavia, è necessario che la sansa semi-solida prodotta sia sottoposta a preventivi pre-trattamenti [3-5], in grado di modificarne le caratteristiche chimico-fisiche e renderla più idonea all'impiego come substrato nei reattori anaerobici. Al momento sono poche le ricerche finalizzate alla messa a punto di un processo di pretrattamento sulle sanses provenienti da un sistema di estrazione a due fasi, mentre molti articoli sono disponibili sulle acque di vegetazione [6-8].

Precedenti studi degli autori hanno consentito la messa a punto di un innovativo processo ad ossidazione avanzata, che promuove la formazione di radicali ossidrilici attraverso la dissociazione del perossido d'idrogeno in ambiente alcalino [5,6]. Tale processo consente un'elevata riduzione del contenuto di composti fenolici, incrementando la biodegradabilità anaerobica dei residui oleari [5,6]. Nel corso del presente lavoro, il processo di ossidazione alcalina è stato ottimizzato adottando l'impiego di una base economica e facilmente reperibile, quale la calce idrata ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Al fine di verificare l'efficacia del trattamento ossidativo, la sansa pre-trattata è stata sottoposta, senza l'aggiunta di co-substrati, ad un processo digestivo in un impianto pilota alimentato in modalità semi-continua.

2. Relazione

La prima fase della indagine sperimentale è stata finalizzata alla messa a punto delle condizioni operative ottimali per il processo di pretrattamento della sansa umida. In particolare, sulla base dei risultati ottenuti in precedenti lavori degli autori, si è utilizzato, per tutti i test, il medesimo dosaggio di perossido di idrogeno, calcolato sulla base del COD della sansa e tale per cui il rapporto $\text{H}_2\text{O}_2/\text{COD}$ (R_{HC}) fosse pari a $0.05 \frac{\text{g}_{\text{H}_2\text{O}_2}}{\text{g}_{\text{COD}}}$. A parità di dosaggio dell'agente ossidante, i test sono stati condotti variando i quantitativi di calce impiegati per innalzare il pH del campione fino a portarlo a valori superiori a 7. Il tempo di reazione è stato fissato pari a 3 ore, così come già previsto nelle precedenti indagini [5,6], e l'immissione dell'ossidante è stata eseguita ad intervalli di 15 minuti, secondo la procedura che verrà descritta in dettaglio nel seguito.

Dopo aver messo a punto il processo di ossidazione basica, la sansa pretrattata è stata sottoposta a digestione anaerobica in un impianto pilota riscaldato e completamente miscelato del volume di 200 L.

2.1 Descrizione delle sperimentazioni

2.1.1 Materiali e metodi

I test sono stati condotti su campioni di sansa umida prodotta da un frantoio localizzato nella provincia di Cosenza, dotato di un sistema di estrazione dell'olio a due fasi. Per avviare il processo di digestione anaerobica, sono stati usati del digestato di reflui zootecnici e del refluo bovino fresco, entrambi di aziende situate nell'hinterland cosentino.

Le matrici sono state sottoposte ad analisi di laboratorio per determinare i principali parametri chimico-fisici. Il pH e la conducibilità sono stati misurati mediante un analizzatore multiparametrico; i solidi totali e volatili ed il COD secondo le metodiche riportate negli Standard Methods; l'alcalinità mediante titolazione; il TKN mediante la procedura Kjeldhal; l'azoto ammoniacale ed il fosforo reattivo con metodo colorimetrico impiegando uno spettrofotometro UV-VIS; gli acidi grassi volatili (VFA) mediante distillazione; i polifenoli totali con metodo Folin-Ciocalteu.

Le caratteristiche della sansa umida, del refluo bovino e del digestato sono riportate nella Tabella 1.

Parametro	U.M.	Sansa umida	Refluo bovino	Digestato
pH		4.4	7.7	7.9
Conducibilità	mS/cm	10	8.8	18.3
COD	gO ₂ /L	276.71	121.92	35.45

Tab.1 – Caratteristiche della sansa umida, del digestato e del refluo bovino

Continua Tab.1

Polifenoli totali	g _{acido gallico} /L	4.85	1.59	1.38
VFA	g _{acido acetico} /L	4.39	6.02	2.64
TKN	gN/L	1.89	1.54	2.55
NH ₄ ⁺ -N	gN/L	0.178	1.67	1.50
PO ₄ ³⁻ -P	gP/L	0.394	0.532	0.052
Solidi totali (TS)	g/L	337.54	60.86	40.73
Solidi volatili (VS)	g/L	317.58	44.23	27.55

Tab.1 – Caratteristiche della sansa umida, del digestato e del refluo bovino

2.1.2 Test di ossidazione

I test di ossidazione sono stati condotti in modalità batch, mantenendo fisso il rapporto R_{HC} ($0.05 \text{ g}_{H_2O_2}/\text{g}_{COD}$) e variando le quantità di calce impiegata (da 15 a 35 $\text{g}_{Ca(OH)_2}/\text{kg}_{sansa}$) per creare le condizioni alcaline. Gli esperimenti sono stati condotti a pressione atmosferica ed a temperatura ambiente su campioni di sansa dal peso di 150 g, posti in beakers di vetro della capacità di 500 ml. Durante ogni test, prima dell'aggiunta dell'ossidante, si è proceduto al dosaggio della calce lasciando il campione in agitazione fino a stabilizzazione del pH. Successivamente, il perossido d'idrogeno è stato aggiunto in 4 step successivi. In particolare, metà del dosaggio totale è stato aggiunto all'inizio della prova, mentre la restante quantità è stata suddivisa in tre dosi equivalenti immerse ad intervalli temporali di 15 minuti. I campioni sono stati agitati meccanicamente per 3 ore ed il pH è stato costantemente monitorato. Alla fine di ogni test, i campioni trattati sono stati analizzati per determinare l'abbattimento dei polifenoli totali, la produzione di acidi grassi volatili e la riduzione del carico organico totale.

Successivamente, individuate le condizioni operative ottimali, si è proceduto a trattare un campione di sansa pari a 50 kg da avviare a test di digestione anaerobica.

2.1.3 Test di digestione anaerobica

Per valutare l'efficacia del processo di pre-trattamento delle sansse umide, è stato avviato un test di digestione anaerobica, in condizioni mesofile (35°C), in un impianto pilota della capacità di 200 L, alimentato in modalità semi-continua, il cui schema è descritto nel dettaglio in un precedente articolo degli autori [6].

Il processo di digestione è stato avviato impiegando 50 kg di sansa pre-trattata, 10 kg di refluo bovino fresco e 30 kg di digestato di refluo bovino. Per verificare l'efficacia del processo di digestione si è scelto di non aggiungere composti chimici esterni per ripristinare i parametri operativi ottimali in termini di rapporto COD/SV, COD:N:P o alcalinità.

Il processo è stato condotto in modalità batch per circa 80 giorni, durante i quali sono stati monitorati i principali parametri operativi e di processo (pH, T, Alcalinità, VFA, COD) e si è rilevata la quantità di metano prodotto. Successivamente, si è proceduto ad alimentare l'impianto in modalità semi-continua, prelevando ed immettendo, rispettivamente, uguali quantitativi di digestato e sansa pre-trattata. Anche in questo caso, sui campioni prelevati prima e dopo l'immissione sono state eseguite le analisi di routine.

2.2 Risultati e discussione

2.2.1 Efficienza delle prove di ossidazione

L'aggiunta della calce ha determinato l'innalzamento del pH della sansa fino a valori pari a 9.69, 10.08 e 10.46, rispettivamente per il dosaggio di 15, 25 e 35 $\text{g}_{\text{Ca(OH)}_2}/\text{kg}_{\text{sansa}}$. Al termine delle prove, il pH rilevato è stato, per ciascun test eseguito, compreso tra 9 e 9.5. In relazione alla capacità di abbattimento dei polifenoli totali, le prove di ossidazione condotte hanno evidenziato che, a parità di H_2O_2 dosato, si registra una maggiore rimozione dei composti fenolici all'aumentare della base aggiunta (Fig.1a), passando da un minimo del 60% in corrispondenza del dosaggio minore, fino ad un massimo dell'80%, per il massimo dosaggio impiegato. Alcuni test di controllo sono stati eseguiti sui campioni di sansa addizionati della sola calce. I campioni in bianco hanno fornito rese di rimozione dei polifenoli pari, rispettivamente, al 42%, 63% e 76% all'aumentare del quantitativo di Ca(OH)_2 . Tali rese, tuttavia, sono dovute verosimilmente ad un effetto di inglobamento dei composti fenolici, piuttosto che ad un'effettiva eliminazione degli stessi. Difatti, si è verificato che gli stessi campioni trattati con calce, se sottoposti ad acidificazione, fornivano i medesimi valori di polifenoli della sansa tal quale.

Oltre all'abbattimento dei polifenoli, il processo di ossidazione basica determina anche un significativo aumento degli acidi volatili. Come si può osservare dalla Fig.1b, infatti, in seguito al trattamento di ossidazione, si verifica un incremento di tali composti che va dal 40% al 140%, all'aumentare del dosaggio di calce impiegato.

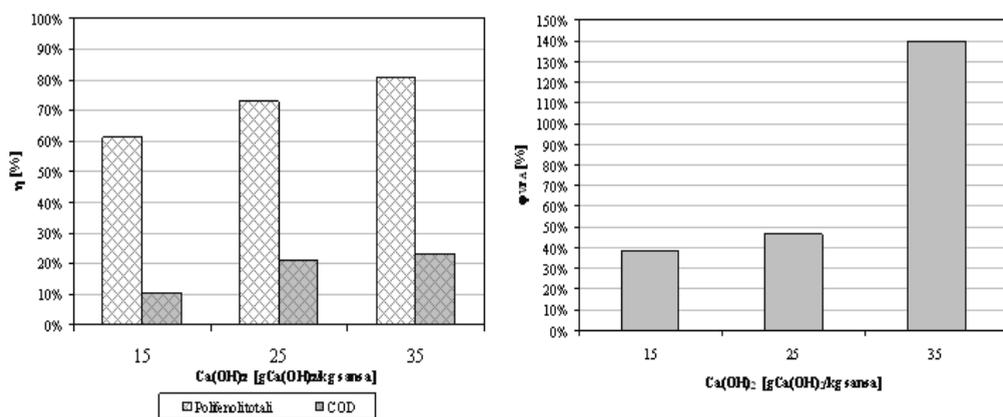


Fig.1 – a) Rese di abbattimento dei polifenoli totali e del COD e b) incremento dei VFA in seguito al trattamento di ossidazione

Tale incremento dei VFA indica che i composti fenolici subiscono solo una parziale ossidazione a composti intermedi facilmente biodegradabili, senza che si abbia la loro completa mineralizzazione. La produzione di acidi volatili rappresenta, ai fini di un successivo trattamento digestivo, un aspetto particolarmente positivo, essendo tali composti i principali substrati per la produzione di metano. La parziale ossidazione della sostanza organica è confermata dalla moderata riduzione del COD che, all'aumentare del dosaggio di calce, ha raggiunto percentuali di abbattimento comprese tra il 10% ed il 25%. Tali modesti abbattimenti rappresentano un ulteriore aspetto vantaggioso, poiché si mantiene un elevato carico organico per la produzione di biogas nel processo di digestione anaerobica.

In base ai risultati ottenuti, nonostante il quantitativo pari a 35 g calce/kg consenta di raggiungere le massime efficienze, si è scelto di considerare il dosaggio intermedio di 25 g calce/kg

come condizione ottimale per il trattamento del campione da avviare a digestione. In effetti, un'eccessiva quantità di calce all'interno del digestore potrebbe indurre fenomeni di inglobamento e precipitazione in grado di ostacolare il processo digestivo.

2.2.2 Produzione di biogas

Le principali caratteristiche del campione sottoposto a digestione anaerobica sono riportate in Tab.2.

pH	Conducibilità mS/cm	COD gO ₂ /L	Polifenoli g acido gallico /L	VFA g acido acetico /L	Alcalinità gCaCO ₃ /L	TKN gN/L	NH ₄ ⁺ -N gN/L	PO ₄ ⁻³ -P gP/L	TS g/L	VS g/L
7.05	20.3	147.07	1.04	13.11	22.97	2.07	0.64	0.26	101.9	73

Tab.2 – Caratteristiche del campione preparato con 50 kg di sansa, 10 kg di refluo bovino e 30 kg di digestato, sottoposto a digestione anaerobica

Nella fase iniziale, durata circa 80 giorni, il trattamento di digestione anaerobica è stato condotto in modalità batch fino al raggiungimento delle condizioni di produzione stazionaria. Il volume di metano totale prodotto (Fig.2) è stato pari a 2.25 N-mc, con una riduzione del COD pari a circa il 48%. Questo corrisponde ad un tasso di produzione di metano dell'ordine di $0.35 L_{CH_4}/gCOD_{rimossi}$.

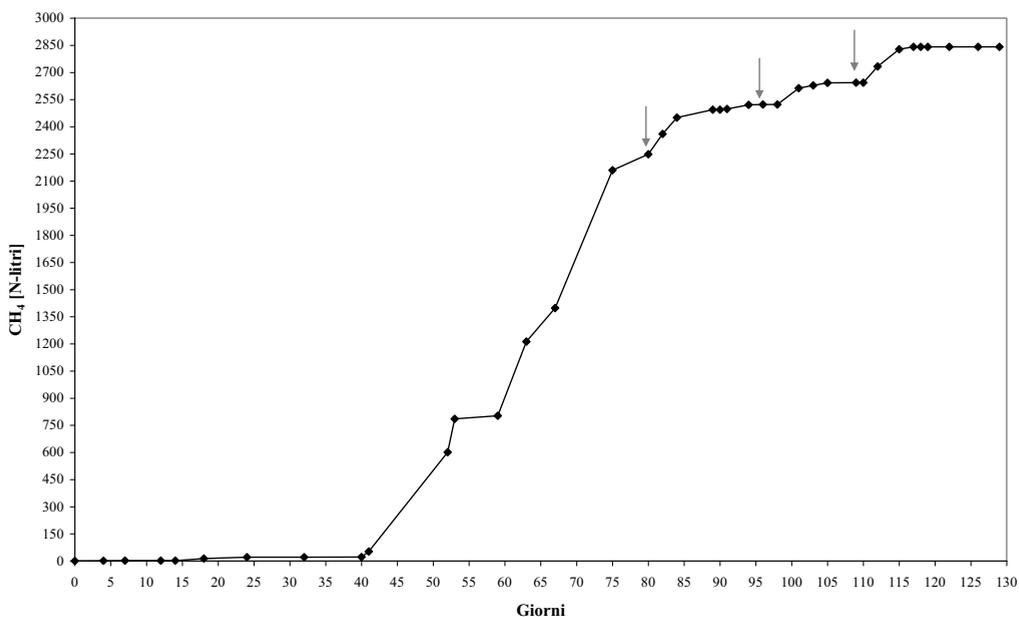


Fig.2– Produzione di CH₄ cumulato durante il processo di digestione anaerobica con indicazione dei punti di immissione della sansa in alimentazione semi-continua

A partire dall'80-esimo giorno di trattamento, è stata avviata la modalità di alimentazione in semi-continuo dell'impianto, con il solo impiego di sansa pre-trattata, avente un COD iniziale pari mediamente a 230.04 gO₂/L. In particolare, sono state inizialmente condotte, tre immissioni, operando con un carico organico applicato pari a 1.44, 1.13 e 1.60 gCOD/(L_Rd). I quantitativi di COD rimosso dopo ogni immissione sono stati pari, rispettivamente, a 951.23,

357.30 e 719.10 gCOD, cui corrispondono rese di produzione di metano dell'ordine di 0.29, 0.34 e 0.27 $L_{CH_4}/gCOD_{rimosso}$.

L'impianto è attualmente alimentato con quantitativi crescenti di sansa pretrattata al fine di verificare la risposta del reattore all'aumentare del carico organico applicato.

3. Conclusioni

I risultati ottenuti sulla base delle sperimentazioni condotte hanno messo in evidenza la possibilità di impiegare con successo, in processi di digestione anaerobica, le sansa umide pretrattate con perossido di idrogeno in ambiente alcalino. Il pretrattamento di ossidazione basica, con impiego di modesti quantitativi di perossido d'idrogeno e calce idrata, ha consentito non solo di ridurre la concentrazione iniziale dei polifenoli totali dal 60 all'80%, ma anche di incrementare la concentrazione degli acidi grassi volatili, con rese di produzione variabili dal 40 al 140%. Nel contempo, il pretrattamento è tale per cui il carico organico iniziale subisce solo minime riduzioni, dal 10 al 25%, a vantaggio del successivo impiego delle sansa trattate in reattori anaerobici. Infatti, il processo di digestione anaerobica, condotto sia in batch che in semi-continuo, ha fornito rese di produzione di metano prossime al valore teorico di 0.35 $LCH_4/gCOD_{rimosso}$.

Bibliografia

- [1] T.-I. Lafka, A. E. Lazou, V. J. Sinanoglou, E. S. Lazos. "Phenolic and antioxidant potential of olive oil mill wastes". Food Chemistry 125 (2011) 92–98.
- [2] L. Appels, J. Lauwers, J. Degève, L. Helsen, B. Lievens, K. Willems, J. Van Impe, R. Dewil. "Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges". Renewable and Sustainable Energy Reviews 15 (2011) 4295–4301.
- [3] J. A. Morillo, B. Antizar-Ladislao, M. Monteoliva-Sánchez, A. Ramos-Cormenzana, N. J. Russell. "Bioremediation and biovalorisation of olive-mill wastes". Applied Microbiology Biotechnology 82 (2009) 25–39.
- [4] F.A. El-Gohary, M.I. Badawy, M.A. El-Khateeb and A.S. El-Kalliny. Integrated treatment of olive mill wastewater (OMW) by the combination of Fenton's reaction and anaerobic treatment. J. Hazard. Mater. 162 (2009), 1536–1541.
- [5] A. Siciliano, M.A. Stillitano, S. De Rosa. "Increase of the anaerobic biodegradability of olive mill wastewaters through a pre-treatment with hydrogen peroxide in alkaline conditions". Desal. and Water. Treat. 55 (2015) 1735–1746.
- [6] A. Siciliano, M.A. Stillitano, S. De Rosa. "Biogas production from wet olive mill wastes pretreated with hydrogen peroxide in alkaline conditions". Renewable Energy 85 (2015) 903-916.
- [7] S. Khoufi, F. Aloui and S. Sayadi. "Treatment of olive oil mill wastewater by combined process electro-Fenton reaction and anaerobic digestion". Water Res. 40 (2006), 2007–2016.
- [8] M. Yalılı Kılıç, T. Yonar and K. Kestioğlu. "Pilot-scale treatment of olive oil mill wastewater by physicochemical and advanced oxidation processes". Environ. Technol. 34 (2013), 1521–1531.

Nella Pancia o nella Terra

Gian Maria Gasperi, info@consorzioeden.it
Consorzio Eden Scarl, Foggia

Riassunto

La gestione degli scarti e dei rifiuti urbani ricopre un ruolo sempre più rilevante nella società e le alternative possibili sono molteplici; da qui l'esigenza di proporre soluzioni e di valutare i metodi di recupero più convenienti, nel rispetto dell'ambiente e della salute dei cittadini, minimizzando gli impatti ambientali e massimizzando il recupero di materia ed energia.

Il progetto "Nella Pancia o nella Terra", a forte carattere etico, ma con importanti risvolti di ricerca ed innovazione tecnologica, vuole contribuire alla lotta allo spreco e puntare ad una riduzione della produzione di rifiuti, generati dai punti vendita della Grande Distribuzione Organizzata, attraverso la definizione e l'implementazione di un modello virtuoso di recupero di beni alimentari invenduti che possano essere donati come risorsa alimentare o possano essere destinati alla produzione energetica e di compost di qualità per favorire un modello di agricoltura sostenibile.

Summary

Municipal waste management plays an increasingly important role in modern society. Several management alternatives are available. The challenge is to assess the most convenient recovery approach, considering both the environmental protection and the health of citizens. The double goal is, therefore, minimizing environmental impacts and maximizing the recovery of materials and energy.

The project "In the Belly or in the Earth" has a deep ethical dimension. At the same time, it also highlights research and technological innovations. The aim is to mitigate waste generation, reducing the amount of unsold products from the large retail chains or, otherwise, recovering their nutritional or energy value. The project is proposing a virtuous model of waste management specifically considering unsold food that can be donated when still a viable food source or used as feedstock for energy conversion alternatively. Another useful possibility is to produce a high-quality compost thus promoting a sustainable agricultural model.

1. Introduzione

Secondo dati ISTAT, la raccolta dei rifiuti urbani nei comuni capoluogo della provincia di Foggia è risultata pari a 609,5 kg per abitante, evidenziando un andamento crescente rispetto all'ultimo triennio. Al contempo, il rapporto "Rifiuti 2012" a cura dell'ISPRA, ha rilevato un incremento della raccolta differenziata della frazione organica.

Nonostante il *trend* positivo, i dati manifestano che al Sud il singolo abitante recupera un quantitativo di rifiuti inferiore rispetto agli altri contesti nazionali.

Dall'analisi condotta su scala regionale, la raccolta differenziata *pro capite* della frazione organica si è attestata su 8,6 kg/abitante*anno in Puglia, rispetto ad altre regioni italiane ove tale dato è espresso su due o addirittura tre cifre.

È opportuno evidenziare, inoltre, che nella filiera agroalimentare italiana, dal produttore all'acquirente finale, la quantità di eccedenza alimentare (intesa come quantità di prodotti

alimentari e di cibo che non sono acquistati o consumati) è pari a 6 milioni di tonnellate all'anno. Le cause di generazione dell'eccedenza sono differenti a seconda dello stadio di filiera considerato.

In tale contesto di riferimento molto può essere fatto per restituire al territorio una ricchezza che, altrimenti, verrebbe sprecata, a partire da miglior recupero degli alimenti non commercializzabili da parte della GDO, su cui si concentra l'intervento proposto, focalizzando l'attenzione su tutti quei prodotti ancora edibili da destinare alla popolazione meno abbiente.

Estendere la destinazione dei prodotti alimentari a comprendere anche finalità sociali, limitatamente alla quota parte dei prodotti rimasti invenduti, e convertire uno scarto alimentare da rifiuto a prodotto utile per la produzione di un'altra risorsa (compost e energia) indubbiamente genera un'azione economicamente vantaggiosa per la GDO), un beneficio ambientale, un positivo effetto sociale.

2. Relazione

Il presente progetto vuole contribuire alla lotta allo spreco puntando ad una riduzione della produzione di rifiuti, attraverso l'ideazione ed implementazione di un modello virtuoso di recupero di beni alimentari invenduti che:

- Possano essere donati come risorse alimentari, laddove le caratteristiche igienico-sanitarie lo consentono, ad organizzazioni operanti nel mondo del volontariato e del terzo settore, affinché vengano distribuiti alla popolazione meno abbiente;
- Possano essere destinati alla produzione energetica, attraverso l'approvvigionamento di un'unità di gestione anaerobica per la produzione di biogas;
- Possano essere destinati alla produzione di *compost* di qualità per l'agricoltura sostenibile: ottimo fertilizzante organico con proprietà ammendanti assai spiccate.

La presente iniziativa, nasce a Foggia, ma vuole sperimentare tale modello coinvolgendo altri comuni della sua Provincia (e non solo), definendo una 'best practice' da diffondere e replicare in altri contesti territoriali.

Il sito di stoccaggio e selezione delle produzioni alimentari non commercializzate verrà individuato nel capoluogo di provincia e vedrà il coinvolgimento del Ce.Se.Vo.Ca. (Centro di Servizi per il Volontariato di Capitanata) nell'attività di supervisione dell'attività di raccolta.

A valle dell'attività di cernita si avranno due tipologie di prodotti: i prodotti ritenuti idonei al consumo umano e quelli ritenuti non idonei.

La prima tipologia sarà opportunamente conservata in funzione della deperibilità e verrà destinata ad organismi ed associazioni ubicate nel Comune di Foggia che operano nel campo della solidarietà sociale, che potranno beneficiare di viveri gratuiti per la produzione di servizi in favore dei propri assistiti. Il recupero alimentare delle eccedenze, ovviamente, sarà considerato come priorità assoluta e perseguito a livello più elevato possibile (fermo restando gli imprescindibili vincoli igienico-sanitari).

Questo processo è regolato dalla legge n° 155 del 25/06/2003 "Disciplina della distribuzione dei prodotti alimentari a fine di solidarietà sociale", nata per la valorizzazione degli scarti alimentari.

La seconda tipologia, non più edibile, verrà, invece, avviata al recupero andando ad alimentare un digestore anaerobico da 200 kW, per la produzione di biogas e di energia ed un compostatore per la produzione di ammendante di qualità, entrambi da realizzare presso l'*Incubatore di Imprese* di proprietà del comune di Candela e gestito dal GAL Meridaunia.

Nell'Incubatore trova ubicazione il C.R.E.D.E.A (Centro Risorse Educative e Dimostrative per l'Energia e per l'Ambiente), polo dimostrativo e di sperimentazione delle eccellenze energetiche ed ambientali a valenza dimostrativa, educativa e formativa, realizzato da consorzio EDEN con un cofinanziamento regionale (risorse derivanti dall'applicazione della ex *Carbon Tax*).

Il consorzio EDEN scarl (Energy Dimostrazione and Educational Network Società Consortile a Responsabilità Limitata), senza fini di lucro, è presieduto dall'Università di Foggia, sotto la direzione tecnica di A.FO.R.I.S. Impresa Sociale. Ad esso aderiscono Tekna Energy srl, M.Energy srl, ADTM srl, De Cristofaro srl, Camassambiente spa, imprese operanti nel settore del rinnovabile e dell'efficienza energetica, nonché il GAL Meridaunia.

Tale Consorzio ha per scopo ed oggetto sociale l'ideazione, la progettazione e la realizzazione di iniziative, servizi ed attività in ambito energetico ed ambientale.

La scelta di ubicare gli impianti di recupero di alimenti o scarti non edibili presso l'Incubatore di Impresa di Candela è motivata da aspetti logistici particolarmente vantaggiosi: la vicinanza al casello autostradale rappresenta una concreta opportunità di allargare il bacino di raccolta nei territori extraprovinciali ed extraregionali.

Tale attività trova forti sinergie con quanto sta già realizzando l'Università degli Studi di Foggia, nell'ambito del progetto "STAR* Agro Energy".

Finanziato dalla Commissione Europea, nell'ambito del Settimo Programma Quadro, il progetto guarda al tema delle "Agro Energie: ottenere energia rinnovabile attraverso attività produttive complementari all'esercizio dell'agricoltura".

Il progetto mira ad elaborare criteri e metodi in grado di conciliare la produzione di energia con la salvaguardia dell'ambiente e del paesaggio, valorizzando il patrimonio culturale delle aree rurali, con particolare riferimento ai Paesi dell'Europa meridionale.

Il progetto vede la partecipazione delle Università di Foggia, Cordoba, Zaragoza, Nitra, Wageningen, Atene e dell'Istituto per l'Ambiente di Stoccolma, intervenendo sul potenziamento delle attrezzature ed infrastrutture di ricerca mediante l'allestimento di un "Facility Centre" dedicato alla progettazione, valutazione, calibrazione tecnologica di filiere agro energetiche che si avvalga di impianti pilota e strumentazioni analitiche al servizio delle esigenze di ricerca e trasferimento tecnologico.

2.1 Gli Obiettivi

Nei modelli tradizionali di gestione dei rifiuti, la frazione organica non viene separata dai rifiuti indifferenziati e ne costituisce circa l'80%. Grazie all'iniziativa proposta, questa frazione di "rifiuti" può prolungare il proprio ciclo di vita trasformandosi in donazione alimentare a scopo sociale e in ammendante e/o energia, senza divenire rifiuto. L'applicazione del progetto consentirà, inoltre, di recuperare altre frazioni di rifiuti quali imballaggi, legno/plastica e RAEE (Rifiuti Apparecchiature Elettriche Elettroniche), trasformandosi in bene da poter riutilizzare, in linea con le direttive europee e nazionali.

Di seguito si riportano gli obiettivi specifici:

- Incrementare la quantità e la qualità recuperata di beni alimentari da destinare al mondo dell'associazionismo e del volontariato;
- Avviare la produzione di energia (mediante la realizzazione di un impianto di digestione anaerobica) e di compost di qualità (mediante un'unità di compostaggio) attraverso l'utilizzo di scarti alimentari non più destinabili al consumo umano.
- Attivare interventi di educazione ambientale in tema di riduzione, recupero e riciclo di rifiuti.

2.2 Le Azioni

Le diverse azioni del progetto mirano al coinvolgimento di un target variegato: di soggetti istituzionali, del mondo della scuola, dell'associazionismo, del mondo imprenditoriale, di opinion leader e di tutta la collettività dei cittadini.

La strategia di intervento, alquanto complessa, punta su diverse azioni, di seguito brevemente descritte:

AZIONE N.1: Insediamento della Cabina di Regia

Composto dal partenariato di progetto, la Cabina di Regia sarà lo strumento in grado di garantire, secondo le specifiche competenze dei soggetti che la compongono, la migliore qualità degli interventi previsti. Tale organismo assume un importante ruolo di indirizzo, di monitoraggio e di valutazione di tutte le azioni previste.

AZIONE N.2: Attività di coordinamento generale

L'attività è caratterizzata dal coordinamento tecnico organizzativo; dal coordinamento amministrativo e dalla segreteria tecnico organizzativa.

AZIONE N.3: Definizione del modello gestionale e approccio metodologico

“Messa a sistema” del modello gestionale del progetto, con definizione di dettaglio del ruolo, delle funzioni e delle procedure da seguire per tutti i soggetti coinvolti nel processo, in funzione dei rispettivi know how ed expertise.

In sintesi:

- verranno individuate le aziende della GDO presenti a livello locale, che avranno un ruolo di fornitore della materia prima (alimenti rimasti invenduti da stoccare), con il compito di definire all'interno delle rispettive organizzazioni i criteri di gestione (fruizione del servizio, garanzia di sicurezza e trasparenza nel processo), procedure gestionali (responsabilità, funzioni e ruoli), procedure operative (movimentazione e scarico merce, preparazione merce per la donazione), procedure amministrative (relative alla gestione del magazzino) e prescrizioni (aspetti igienico-sanitari, altre prescrizioni);
- il mondo del volontariato svolgerà un ruolo attivo nella gestione della fase del progetto che va dal contatto con la GDO per il discernimento e la raccolta dei beni alimentari utilizzabili (ancora edibili) fino alla consegna nei luoghi di consumo;
- le associazioni e realtà di accoglienza destinatari dei prodotti alimentari recuperati (Centri di “pancia”), quali principali soggetti beneficiari sul territorio che potranno disporre viveri gratuiti per la promozione di servizi in favore dei propri assistiti (es. mense per indigenti)
- gli enti e le imprese che promuovono l'uso sostenibile ed efficiente delle risorse ambientali ed energetiche per lo sviluppo del territorio, quali destinatari ed utilizzatori dei prodotti alimentari non edibili, svolgeranno una funzione educativo dimostrativa destinata alla scuola ed alla collettività locale attraverso la trasformazione della merce in ingresso in ammendante di qualità ed in energia dalla combustione di biogas.

AZIONE N.4: Formazione

L'attività prevede la formazione per i volontari e il mondo della scuola e seminari informativi.

AZIONE N.5: Azione pilota funzionamento centro di “pancia” e centro di “terra”

L'azione pilota è finalizzata a testare il funzionamento dell'attività di recupero dei prodotti alimentari non commercializzati, comprendendo le attività di selezione, trasporto ed utilizzo finale degli stessi in funzione della destinazione d'uso.

AZIONE N.6: Monitoraggio e valutazione

Sarà implementato un sistema di monitoraggio, che coinvolga i diversi attori del progetto, atto a verificare l'andamento *in itinere* ed *ex post* di tutte le fasi del progetto: Il sistema, supportato da un set di indicatori pertinenti, costruiti con opportuni parametri ambientali, economici e sociali, permetterà la valutazione dell'intero processo.

AZIONE N.7: Comunicazione e diffusione dei risultati

Attività di pubblicizzazione dell'iniziativa mediante diversi canali comunicazionali, attraverso la diffusione di materiali informativi ed organizzazione di eventi seminariali.

2.3 I Vantaggi

Il progetto introduce una innovazione di sistema nella gestione dei rifiuti prodotti dalla GDO, con particolare attenzione alla frazione organica, apportando vantaggi economici, ambientali e sociali.

- La GDO adotta un modello di gestione dei rifiuti organici, di grande Responsabilità Sociale che consente di recuperare i beni alimentari a scopo benefico, in sicurezza e nel rispetto della normativa vigente, prima che diventino rifiuti. Questa scelta etica e ambientale si traduce in un immediato vantaggio economico dovuto all'abbattimento dei costi per lo smaltimento dei beni;

- I cittadini che vivono nei comuni dove è applicato il progetto beneficiano dei vantaggi ambientali derivati dal modello, grazie alla riduzione dei rifiuti e alla riduzione di emissioni di CO₂. Le fasce più deboli della popolazione e gli enti non profit che provvedono a loro, possono soddisfare il bisogno alimentare in continua emergenza;

- Le scuole, gli alunni e le famiglie, intraprendono un percorso di educazione ambientale destinato ad arricchire il proprio bagaglio culturale ed esperienziale, modificando i propri comportamenti attraverso l'assunzione di stili di vita sostenibili. Ridurre lo spreco nella vita quotidiana è il primo passo da cui partire per contribuire alla realizzazione di una società eco-efficiente o, meglio, eco-sufficiente, ed è un vantaggio per tutti;

- Aziende non profit, con la finalità di realizzare percorsi di insediamento lavorativo per soggetti svantaggiati, possono replicare un modello imprenditoriale virtuoso, in ambito ecologico, trasformando le opportunità offerte dall'ambiente in vantaggi sociali, ambientali ed economici;

- Il terzo settore riceve prodotti gratuiti e di qualità e può così ridurre i costi di gestione e liberare maggiori risorse da reinvestire in qualità e quantità di servizi offerti ai propri assistiti;

- Le Amministrazioni comunali vedono diminuire il flusso di rifiuti da gestire e ottengono maggiori risorse per l'assistenza alle fasce più deboli della popolazione.

Si avranno dunque vantaggi in termini di:

- riduzione di emissioni di CO₂ dovute agli scarti alimentari;

- diminuzione del totale dei rifiuti prodotti dal punto vendita della GDO;

- diminuzione dei rifiuti indifferenziati e aumento delle frazioni recuperabili;

- diminuzione per il punto vendita del costo di gestione dei rifiuti;

- maggiore investimento di manodopera nel servizio di selezione rifiuti e riordino aree di stoccaggio;

- risposta al bisogno alimentare delle fasce di indigenza sul territorio, attraverso il sostegno ad enti di beneficenza con la donazione di molti prodotti non commercializzati.

3. Conclusioni

Parafrasando il postulato fondamentale di Lavoisier secondo cui “nulla si crea, nulla si distrugge, tutto si trasforma”, il progetto, nel suo complesso, vuole massimizzare il concetto dell'utilità di una risorsa che, se opportunamente recuperata, valorizzata e trasformata, può generare ricchezza da restituire al territorio (suolo) sotto altre sembianze (compost/digestato). La proposizione di un progetto di recupero alimentare sia per la “pancia” che per la “terra” vuole sostenere politiche integrate di riduzione degli sprechi che guardano ad interventi plurisetoriali, le cui componenti sistemiche interagiscono fra di loro per trarne mutuo vantaggio in una condizione ciclica (scarto - ammendante - terra - agricoltura sostenibile - alimento - scarto - energia). Inoltre, è assolutamente non trascurabile la notevole carica educativa insita nel progetto, ancorando, in particolare, i benefici di natura ambientale (spesso difficili da riconoscere, quali ad es. la riduzione di CO₂) ad un qualcosa di concreto e tangibile (es. un sacchetto di compost, contenitore di digestato, Kwh prodotto).

Secondo il principio di ottimizzazione della frazione organica recuperabile, l'intervento si arricchisce di un ulteriore elemento di innovazione: l'approvvigionamento con merce non edibile di un impianto di digestione anaerobica di piccola taglia da realizzare a fini dimostrativi, per la produzione combinata di biogas e di digestato da destinare, ancora una volta, per fini agronomici. La digestione anaerobica è una modalità di smaltimento degli scarti alimentari

preferibile alla discarica non solo per il tipo di energia che viene ad essere generata, ma anche perché quando si brucia il metano (CH_4), di cui è prevalentemente costituito il biogas, il carbonio in esso contenuto si lega all'ossigeno e forma il biossido di carbonio (CO_2), un gas serra con un potere clima-alterante assai più modesto rispetto al primo. Un recente studio ha calcolato che evitando lo smaltimento in discarica si potrebbero ridurre le emissioni di anidride carbonica equivalente nell'ordine di 0,4-1 tonnellata per tonnellata di scarti alimentari (Hoogh et al., 2007).

Il bilancio generale del processo è da considerarsi teoricamente e tendenzialmente “carbon neutral”, dunque non in grado di contribuire al riscaldamento globale del pianeta (a differenza dell'impiego dei combustibili di origine fossile).

La materia organica residua del processo di digestione anaerobica (il cosiddetto “digestato”) può essere utilmente adoperata per concimare i campi coltivati e gli orti e quindi, potenzialmente, può sostituire i fertilizzanti azotati ottenuti attraverso un processo industriale di sintesi che richiede notevoli apporti d'energia.

Bibliografia

[1] ISTAT, “Indicatori Ambientali Urbani”;

[2] ISPRA, “Rifiuti 2012”;

[3] **Fondazione per la Sussidiarietà e Politecnico di Milano**, “Dar da mangiare agli affamati”;

[4] **Legge n° 155 del 25/06/2003**, “Disciplina della distribuzione dei prodotti alimentari a fine di solidarietà sociale” o “Legge del buon Samaritano”;

[4] **Hoogh et al., 2007**,

Il trattamento dell'organico nella città di Toronto in Canada

Un esempio virtuoso di valorizzazione dei rifiuti

*Paolo Bozano Gandolfi - paolo.bozanobiotecsystemi.it, Valeria Nosiglia
Biotec Sistemi S.r.l. – Passo a Via di Francia 3 – Genova*

Riassunto

Il primo programma pilota per il riciclo dei rifiuti è nato nella provincia canadese dell'Ontario nel 1981, era denominato "blue box program" ed aveva lo scopo di incoraggiare, anche attraverso incentivi, una nuova pratica di separazione dei rifiuti alla sorgente.

Vent'anni più tardi, nel 2002, Toronto ha dato inizio ad una nuova ambiziosa sfida, il programma "Green Bin", per la raccolta dell'organico domestico, in modo da raggiungere il 70% di raccolta differenziata e ridurre al minimo gli apporti in discarica.

Il progetto Green Bin è diventato operativo nell'estate del 2002, con la raccolta di 25.000 t/anno di rifiuti organici e con il loro trattamento nell'impianto pilota di digestione anaerobica di Dufferin, attraverso il processo Biotec-BTA, che consente la separazione dei materiali non degradabili (plastiche, vetro, metalli ed altro) dall'organico del rifiuto e la produzione di biogas e compost.

Visti gli ottimi risultati ottenuti, nel 2007 la municipalità ha deciso di estendere il bacino di raccolta e di costruire nuovi impianti, che potessero trattare un sempre crescente quantitativo annuo di rifiuti organici.

Nel 2010 è stato così siglato il contratto per la realizzazione del nuovo impianto Disco Road (da 75.000 t/anno), avviato nel 2013, e per l'ampliamento dell'esistente impianto di Dufferin, entrambi con la tecnologia Biotec-BTA.

Il biogas prodotto viene utilizzato per la cogenerazione, con l'ottenimento di energia elettrica e termica, ed in un prossimo futuro verrà convertito in biometano da immettere in rete.

Il compost viene utilizzato nelle strutture sportive e nelle aree verdi della città.

L'esperienza sviluppata a Toronto è un chiaro esempio di percorso virtuoso nella valorizzazione del rifiuto organico, che si è affermata nel tempo con vantaggi economici ed ambientali per l'intera comunità.

Summary

The first pilot program for recycling waste was born in the Canadian province of Ontario in 1981 and was called "blue box program".

Twenty years later, in 2002, Toronto started a new ambitious challenge, the "Green Bin" program for the organic waste collection in order to reach the 70% recycling.

The Green Bin project became operational in the summer of 2002 with the collection of 25.000 t / year of organic waste and their treatment in the pilot anaerobic digestion of Dufferin, through the process Biotec-BTA, which allows the separation of non-degradable materials (plastics, glass,

metals and other) from the organic waste and the production of biogas and compost. Given the excellent results obtained in 2007 the municipality has decided to extend the source separated collection and to build new plants, that could treat an increasing annual quantity of organic waste.

In 2010 it was so signed the contract for the construction of the new plant Disco Road (75.000 t / year), started in 2013, and for the extension of the existing Dufferin plant, both with technology Biotec-BTA.

The biogas produced is used for cogeneration, with obtaining electricity and heat, and in the near future will be converted to biomethane to be fed in.

The compost is used in sports and in the green areas of the city.

1. Introduzione

La città di Toronto in Canada è un esempio virtuoso di valorizzazione dei rifiuti.

Il primo programma pilota per il riciclo dei rifiuti è nato nella provincia canadese dell'Ontario nel 1981, era denominato “blue box program” ed aveva lo scopo di incoraggiare, anche attraverso incentivi, una nuova pratica di separazione dei rifiuti alla sorgente, coinvolgendo attivamente i cittadini.

Lanciato nella periferia di Toronto – Kitchner ed è stato adottato con successo negli anni seguenti anche in altre aree del Canada e degli Stati Uniti.

Con il programma blue box i cittadini avevano l'obbligo di gettare i loro rifiuti riciclabili in un contenitore di colore blu che veniva periodicamente prelevato sul marciapiede davanti alla propria abitazione. Il programma pilota è stato determinante nello sviluppo della pratica di separazione alla fonte del rifiuto, che consiste nel considerare il consumatore come la “fonte” dei rifiuti riciclabili e nell'incoraggiare e possibilmente incentivare il cittadino a separare i rifiuti riciclabili dai restanti, evitando così lo smaltimento di molti materiali in discarica.



Fig. 1 – il programma di raccolta differenziata “blue box program” di Toronto

2. Relazione

Vent'anni più tardi, nel 2002, Toronto ha dato inizio ad una nuova ambiziosa sfida, il programma “Green Bin”, per la raccolta dell'organico domestico, per evitare che molte tonnellate di materiale organico finissero in discarica. I rifiuti organici costituiscono circa il 30% dei rifiuti domestici e l'obiettivo della città di Toronto è stato quello di ridurre del 70% il conferimento dei rifiuti in discarica, reindirizzando questa larga fetta di rifiuti domestici prodotti dai cittadini di Toronto.

“La protezione dell’ambiente è la motivazione principale delle nostre scelte, ma la seconda è la limitata capacità delle nostre discariche, [...] così è nostra intenzione estendere la vita della nostra discarica e risparmiare in questo modo molti soldi” ha affermato il Consigliere di Toronto Glenn De Baeremaeker.

Il progetto Green Bin è diventato operativo nell’estate del 2002, con la raccolta di 25.000 tonnellate/anno di rifiuti organici e con il loro trattamento nell’impianto pilota di digestione anaerobica di Dufferin, attraverso il processo ad umido BTA®.



Fig. 2 – il programma di raccolta differenziata “Green Bin” di Toronto

Quando il programma Green Bin di Toronto è stato lanciato ufficialmente esso comprendeva 510.000 abitazioni unifamiliari ed ha avuto un successo immediato.

La città di Toronto ha deciso di testare la tecnologia di digestione anaerobica in un impianto pilota industriale, l’impianto di Dufferin, con una capacità nominale di 25.000 t/anno di rifiuti organici.

La tecnologia BTA sviluppata dalla società tedesca BTA International e dai partner italiani di Biotec Sistemi consente la separazione dei materiali non degradabili (plastiche, vetro, metalli ed altro) dall’organico del rifiuto, per ottenere una ottimale produzione di biogas e compost attraverso i processi di digestione anaerobica e di compostaggio.

Il processo BTA® è stato progettato ed ottimizzato in modo da rendere ininfluenti le fluttuazioni delle caratteristiche del rifiuto in ingresso e fornire con il pretrattamento una polpa organica, con caratteristiche costanti, che consentono di assimilare questo sistema di trattamento ad un processo industriale, caratterizzato da prodotti a specifica.

I rifiuti vengono infatti liberati dai materiali inorganici e trasformati in una sospensione acquosa ricca di sostanza organica degradabile; questa ha un contenuto di solidi totali pari a circa il 10 % e dimensioni delle particelle inferiori a 1 cm e mantiene caratteristiche omogenee indipendentemente dalla composizione dei rifiuti trattati.

Le sue caratteristiche la rendono inoltre ottimale per il successivo passaggio nei digestori anaerobici.

La tecnologia BTA era già stata applicata in Canada nel 2000 con la realizzazione dell’impianto di Newmarket.

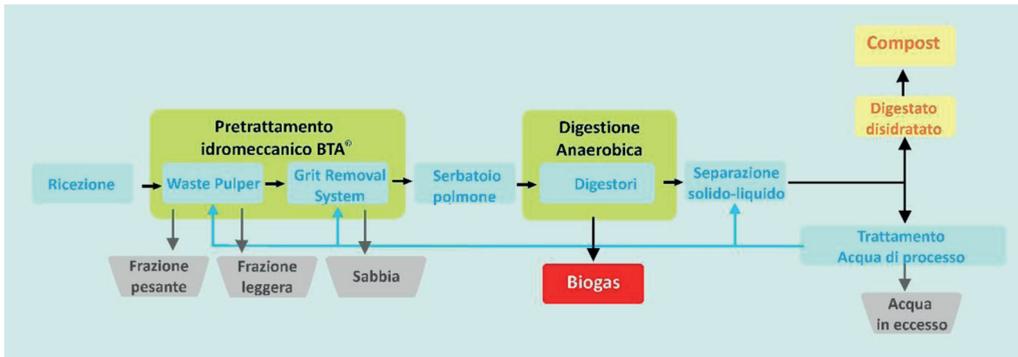


Fig. 3 – Schema impianto trattamento dell'organico con tecnologia BTA Dufferin - Canada

L'impianto di Dufferin è nato a scopo dimostrativo, quindi attualmente senza la produzione di energia elettrica dal gas metano generato perché il proprietario, la città di Toronto, non ha investito, al momento dell'installazione, nella tecnologia di conversione da gas ad energia. Tra i progetti futuri è già in cantiere il progetto di purificare il biogas a biometano, che in parte verrà immesso in rete ed in parte sarà utilizzato per l'alimentazione della flotta di veicoli che operano la raccolta differenziata dei rifiuti [1].

Nel novembre 2002 Toronto ha annunciato l'espansione del programma Green Bin con l'intenzione di includere un ulteriore mezzo milione di cittadini di Toronto, che in precedenza erano stati esclusi dal programma, compresi i residenti di edifici, appartamenti e condomini, ottenendo ulteriori 30.000 tonnellate di rifiuti organici all'anno.

Dati dell'impianto di Dufferin:

- Proprietario dell'impianto: Città di Toronto
- Progettazione e capacità autorizzata: 25.000 t/a FORSU - rifiuti biodegradabili e rifiuti commerciali (2.088 t/mese)
- Funzionamento dell'impianto: 250d/a; 16h/g
- Avviamento dell'impianto: dal settembre 2002 all'aprile 2003
- Test di garanzia: dal maggio 2003 all'aprile 2004
- Avviamento operativo: dal maggio 2004

I risultati operativi nell'impianto di Dufferin sono stati ottimi già dai primi anni di funzionamento ed hanno dimostrato che il programma Green Bin, in combinazione con il trattamento della FORSU nell'impianto di digestione anaerobica BTA era la soluzione ottimale da perseguire.

Negli anni successivi al suo avviamento l'impianto ha infatti saputo sopperire ad un continuo aumento della quantità dei rifiuti organici separati alla fonte dal cittadino, raggiungendo in periodi di emergenza anche il 200% della capacità stabilita a progetto.

L'impianto è stato autorizzato a trattare un massimo di 25.000 t/anno di rifiuti organici, ma nel settembre 2006 la città di Toronto ha consentito il trattamento fino alla fine dell'anno (4 mesi) un quantitativo superiore a quanto autorizzato. Successivamente (alla fine di gennaio 2007) la città ha ottenuto l'approvazione da parte del Ministero dell'Ambiente a consentire, sulla base di disposizioni di emergenza, il trattamento sino al 2013 di un quantitativo massimo di 175 tonnellate al giorno, corrispondenti a 43.750 t/a.

L'emergenza è stata causata dalla mancanza di capacità di smaltimento complessiva della provincia. La città inviava infatti gran parte dei rifiuti in Quebec, a diverse ore di viaggio da Toronto; per questo motivo la direzione ha spinto l'impianto verso nuovi record e per molti mesi il quantitativo trattato è arrivato al 200% della capacità di progetto, a circa 4.200 tonnellate/mese.

Visti gli ottimi risultati, nel 2007 la municipalità ha deciso di estendere il bacino di raccolta e di costruire nuovi impianti, che potessero trattare un sempre crescente quantitativo annuo di rifiuti organici.

Nel 2010 è stato così siglato il contratto per l'ampliamento dell'esistente impianto di Dufferin e la realizzazione del nuovo impianto Disco Road (da 75.000 t/anno), avviato nel 2013, sempre la tecnologia Biotec-BTA.

La 1a fase di espansione di Dufferin è iniziata nel 2010 ed ha compreso l'installazione di:

- un nuovo digestore (costruzione 2012 e start-up 2013),
- un nuovo biofiltro.

Un secondo digestore è stato installato per superare (con un volume totale dei digestori di 8.800m³) la situazione di sottodimensionamento e per eseguire la manutenzione del primo digestore, dopo 10 anni di funzionamento ininterrotto.



Fig. 4 – Impianto di Dufferin e suo ampliamento - Canada

Quasi 10 anni dopo l'avvio dell'impianto di Dufferin, la città di Toronto ha così deciso di costruire la nuova struttura di trattamento del rifiuto organico di Disco Road, un nuovo stato dell'arte del programma Green Bin. Con questa nuova installazione più dei 2/3 dei rifiuti organici raccolti a Toronto vengono attualmente trattati con una tecnologia ad umido e convertiti in biogas e compost.

Come nella struttura di Dufferin, il materiale consegnato in impianto dai camion viene caricato su tramogge e da lì direttamente immesso nel pretrattamento idromeccanico BTA[®] per la rimozione delle impurità dalla frazione organica digeribile, prima che questa venga degradata dai batteri in due digestori da 5.300 m³ completamente miscelati.

La valorizzazione del biogas prodotto dai digestori anaerobici prevede la sua purificazione a gas naturale compresso (CNG), utilizzabile come carburante per i veicoli per la raccolta differenziata dei rifiuti della città.

Il digestato disidratato viene ulteriormente stabilizzato in impianti esterni esistenti. Visto il basso contenuto di impurità residue esso risulta materia prima ideale per ottenere compost di qualità. La frazione liquida viene ricircolata internamente ed una elevata percentuale viene utilizzata per scopi di miscelazione e risciacquo.

Dati dell'impianto di disco Road:

- Proprietario dell'impianto: Città di Toronto
- Progettazione e capacità autorizzata: 75.000 t/a FORSU - rifiuti biodegradabili, rifiuti alimentari, rifiuti industriali, fanghi di depurazione (6.250 t / mese)
- Funzionamento dell'impianto: 250 g/a; 16h/g
- Costruzione pretrattamento idromeccanico BTA[®]: da gennaio 2012 ad agosto 2012

- Avviamento a freddo: Settembre - Novembre 2013
- Avviamento a caldo: Dicembre 2013
- Collaudo dell'impianto: Marzo 2014



Fig. 5 – Impianto di Toronto Disco Road - Canada

3. Conclusioni

L'esperienza sviluppata a Toronto è un chiaro esempio di percorso virtuoso nella valorizzazione del rifiuto organico, che si è affermata nel tempo con vantaggi economici ed ambientali per l'intera comunità.

La scelta di una tecnologia ad umido per il trattamento della FORSU è stata confermata sul campo dai risultati raggiunti con l'impianto di Dufferin, che da progetto pilota si è trasformato in un impianto industriale essenziale per la valorizzazione del rifiuto anche in situazioni di emergenza.

Elemento essenziale per una corretta gestione dei rifiuti resta la tecnologia di trattamento, che deve assicurare adeguati standard di qualità e produzione di biogas e compost. Convertire l'organico in una fonte di energia – il biogas – e materia – il compost –, entrambe rinnovabili, può costituire una delle strade più efficaci per uno sviluppo sostenibile della nostra società.

Bibliografia

[1] **Brian Van Opstal** (Manager, Operational Planning Solid Waste Management Services City of Toronto) – SWANA Niagara Falls – 2012

Innovazione nella filiera olivoleica con recupero dei sottoprodotti a fini energetici: biogas come soluzione eco- sostenibile

*Mirco Garuti m.garuti@crpa.it, Paolo Mantovi, Claudio Fabbri
Centro Ricerche Produzioni Animali – CRPA, Reggio Emilia*

Riassunto

L'obiettivo del presente lavoro è consistito nella verifica di un nuovo processo produttivo verso cui indirizzare i sottoprodotti della filiera olivoleica per la produzione di energia. Viene presentata una nuova linea di pretrattamento della sansa di olive che permette, senza l'utilizzo di solventi chimici, di generare diverse tipologie di materiali (nocciolino, polpa di sansa, fibra di sansa, olio) da valorizzare dal punto di vista energetico in funzione delle loro caratteristiche chimico-fisiche. Il lavoro illustra anche il monitoraggio di un impianto di digestione anaerobica da 999 kWe che ritira diversi sottoprodotti, tra cui quantità significative di sansa di oliva e acque di vegetazione che contribuiscono in determinati momenti fino al 15-20% della produzione complessiva di biogas, convertito in energia elettrica e termica.

Summary

A new industrial process for the energy valorization of by-products from olive oil production was verified. The production line is designed with a new pretreatment machinery to treat olive pomace. Without the utilization of chemical solvents, it produces different materials (husk, pomace pulp, pomace fiber, oil) to be energetically valorized according to their physico-chemical properties. Besides, an anaerobic digestion plant of 999 kWe fed with various agro-industrial by-products, including significant amounts of olive by-products, was monitored. Olive pomace and vegetation waters contribute up to 15-20% of total biogas production, converted into electricity and heat.

1. Introduzione

I sottoprodotti del processo di estrazione dell'olio di oliva sono le sanse e le acque di vegetazione. La loro produzione è fortemente stagionale e, generalmente, si rende disponibile da ottobre a febbraio, con un picco nel mese di novembre.

A seconda del processo di estrazione degli oli vergini d'oliva si possono ottenere come residui le acque di vegetazione e sanse vergini più o meno umide (processo detto "a tre fasi"), oppure solo sanse vergini molto umide (processo detto "a due fasi").

Le acque di vegetazione sono caratterizzate da un elevato contenuto di sostanza organica e composti fenolici che ne rallentano la degradazione, per cui il loro smaltimento costituisce un importante problema ambientale. L'utilizzazione agronomica delle acque di vegetazione rappresenta un costo per il frantoio che in parte lo distribuisce a carico dei produttori agricoli

che pagano, nel servizio di molitura, anche il costo sostenuto dal frantoio per il trasporto e la distribuzione delle acque di vegetazione.

Le sanse vergini erano prevalentemente destinate ai sansifici dove, mediante l'uso di solventi chimici viene estratto l'olio residuo. La struttura di questo segmento della filiera però ha subito negli ultimi anni un consistente processo di ristrutturazione che ha ridotto il numero di impianti attivi [1].

Recenti studi hanno evidenziato che esiste la possibilità di valorizzare i sottoprodotti della lavorazione delle olive mediante trattamenti alternativi al fine di produrre composti fenolici, mangimi, substrati per la crescita di funghi, biocombustibili, biopolimeri ed enzimi [2]. La possibilità di impiego delle sanse e delle acque di vegetazione nella produzione di energia rinnovabile ha il vantaggio di concentrare in ambiti locali l'offerta e la domanda di questo tipo di biomasse, creando la possibilità di attivare filiere agro-energetiche con risvolti positivi per i diversi soggetti imprenditoriali coinvolti. In Italia la produzione annua di sanse raggiunge 2,5-3 milioni di tonnellate [1] e il loro utilizzo per la produzione di biogas può creare un nuovo circuito virtuoso ed economicamente valido per un sottoprodotto che nel tempo ha perso valore. Si può stimare che il massimo potenziale metanigeno dell'utilizzo delle sanse in digestione anaerobica in Italia sia pari a circa 160-170 milioni di Nm³ di metano all'anno, sufficienti per alimentare cogeneratori per una potenza elettrica equivalente di circa 80 MWe (valore di sostituzione pari a circa 25.000 ettari di colture energetiche).

2. Materiali e metodi

2.1 Descrizione del sistema di pretrattamento della sansa

L'impianto di Associazione Laziale Frantoi Oleari – ALFO, sito a Campodimele (LT), è costituito essenzialmente di tre step 1) denocciolatura, 2) gramolatura e 3) centrifugazione, e può lavorare sansa a due fasi oppure una miscela di acque di vegetazione con sansa a tre fasi. Un denocciolatore a umido estrae il nocciolino e la sansa denocciolata ottenuta viene avviata, mediante apposito nastro trasportatore o una pompa, in una gramola di miscelazione che serve a mantenere in sospensione la miscela di sansa, acqua ed olio residuo. La miscela è pompata all'interno dell'estrattore centrifugo ad asse orizzontale nel quale vengono separati la parte fibrosa della sansa (fibra di sansa), la polpa (paté di sansa) e l'olio residuo.

2.2 Descrizione dell'impianto di digestione anaerobica

L'impianto di digestione anaerobica di Agri Power Plus, sito a Borgo Bainsizza (LT), produce biogas per alimentare un gruppo cogenerativo da 999 kWe. Lo stadio primario dell'impianto è costituito da due digestori CSTR (*Completely stirred tank reactor*) del volume netto di 2.570 m³ ciascuno, posti in parallelo e operanti in regime mesofilo (38-41 °C). Ogni digestore è collegato ad una vasca di stoccaggio di circa 5000 m³.

Il sistema di cogenerazione utilizza il biogas prodotto dalla digestione anaerobica per la produzione di energia elettrica e termica. L'energia elettrica è ceduta alla rete elettrica nazionale mentre il calore prodotto è utilizzato per il mantenimento delle temperature ottimali nei digestori e il surplus viene ceduto mediante una linea di teleriscaldamento di circa 350 metri che porta acqua calda a 85°C dal cogeneratore a serre limitrofe all'impianto che ricoprono una superficie totale di circa 70.000 m².

L'impianto è stato monitorato per un periodo di otto mesi, nel corso dei quali si sono impiegati come substrati anche sottoprodotti della lavorazione delle olive.

2.3 Analisi chimico-fisiche

Nei diversi sottoprodotti la quantificazione dei solidi totali (ST), dei solidi volatili (SV) e dell'azoto totale (NTK) da cui le proteine, è stata effettuata in accordo a quanto riportato in *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [3].

Per fibre si intende l'NDF (Neutral Detergent Fiber), determinato secondo Van Soest et al., 1991 [4]. Oli e grassi greggi sono stati determinati secondo il REG CE 152/09 27/01/09 ALL III MET H Proc B, i polifenoli totali secondo il metodo MP 0468 rev 8 2014 e vengono espressi come catechina.

Il potenziale metanigeno delle varie frazioni ottenute dal passaggio nel sistema di trattamento della sansa è stato quantificato secondo la metodica UNI EN ISO 11734:2004. La degradabilità della sostanza organica è stata calcolata dal rapporto fra la quantità in peso del biogas prodotto e la quantità di solidi volatili caricati.

3. Risultati e discussione

3.1 Monitoraggio del sistema di pretrattamento della sansa e caratterizzazione delle frazioni in uscita

Vengono avviate al sistema di pretrattamento sansa a due fasi con sostanza secca variabile tra il 22% e il 32% circa. Le caratteristiche chimico-fisiche dei materiali in ingresso, intermedi e in uscita al sistema di pretrattamento della sansa sono riepilogati in Tab. 1.

Nei rilievi effettuati nel corso della campagna 2014-2015 l'efficienza di separazione in peso del nocciolino è risultata vicina al 15% e nel nocciolino si è concentrato il 30-40% della sostanza organica della sansa vergine (quasi completamente frazioni fibrose).

I successivi step di gramolatura e centrifugazione, cui è stata sottoposta la sansa denocciolata, hanno portato ad un'efficienza di separazione in peso della fibra di sansa attorno al 35% e in questa si è concentrato circa il 60% della sostanza organica della sansa denocciolata (costituita per circa tre quarti da fibre). Nella polpa si concentrano invece la sostanza organica di tipo non fibroso, grassi e oli, proteine e polifenoli.

	Denocciolatore		Gramola + decanter			
	Ingresso	Uscita	Ingresso	Uscita		
	Sansa vergine	Nocciolino	Sansa denocciolata	Polpa di sansa	Fibra di sansa	Olio
ST (% tq)	30,5	77,9	21,4	11,5	39,5	99,5
SV (% ST)	96,8	98,9	95,0	90,7	97,8	99,6
Fibre (% ST)	71,4	97,1	56,8	39,2	74,3	-
Grassi e oli greggi (% ST)	16,9	-	-	19,1	9,0	-
Proteine (% ST)	9,0	-	-	11,9	8,7	-
Polifenoli (g/kg)*	2,97	-	-	3,45	1,67	-

* come catechina

Tab. 1 – Caratteristiche chimico-fisiche dei materiali in ingresso e in uscita del sistema di pretrattamento della sansa (campagna 2014-2015)

Nelle prove di laboratorio la resa in metano della sansa a due fasi (denocciolata), pari a 313 Nm³ CH₄/t SV, è risultata decisamente più alta rispetto ai valori medi riportati in letteratura per le sansa che sono di circa 200 Nm³ CH₄/t SV [5]. Per la sansa è risultata una degradabilità massima del 56,2% della sostanza organica a 34 giorni dall'avvio del test mentre per la polpa di sansa si è raggiunto il 79,4% nello stesso tempo. Per questo la resa in metano della polpa

è risultata più elevata di quella della sansa a due fasi denocciolata, pari a 432 Nm³ CH₄/t SV. La fibra di sansa separata con la centrifugazione ha avuto una resa più bassa, pari a 181 Nm³ CH₄/t SV, in quanto la degradabilità massima della sua sostanza organica è risultata del 34,9% a 33 giorni dall'avvio del test.

In pratica la centrifugazione della sansa denocciolata permette di concentrare nella parte fibrosa la sostanza organica meno degradabile, elevando la degradabilità massima della sostanza organica residua nella polpa di sansa.

3.2 Monitoraggio di un impianto di digestione anaerobica che utilizza sottoprodotti della filiera olivoleica

La tabella media di alimentazione dell'impianto di digestione anaerobica (Fig. 1) ha previsto l'utilizzo di colture dedicate, sottoprodotti agro-industriali ed effluenti zootecnici; i sottoprodotti della lavorazione delle olive hanno rappresentato circa il 4% in peso dell'alimentazione media totale dell'impianto di biogas (sansa di oliva a due fasi 0,9%; acque di vegetazione 0,6%; sansa di oliva a tre fasi 2,5%); nel 2014 si è manifestata una scarsa disponibilità di questa tipologia di sottoprodotti, riconducibile alla limitata produzione di olive che ha caratterizzato tutto il territorio nazionale.

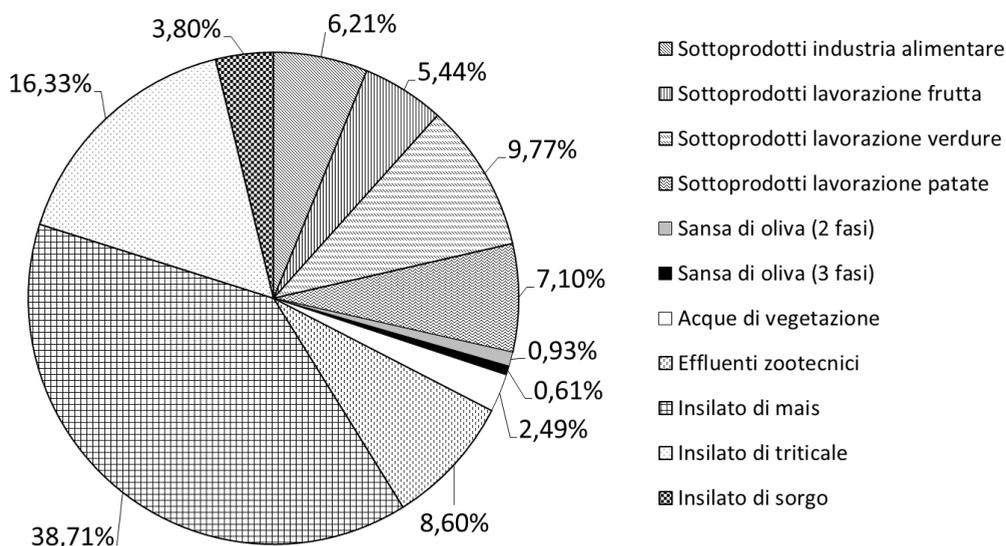


Fig. 1 – Tabella di alimentazione dell'impianto di digestione anaerobica

Sono stati definiti quattro periodi di monitoraggio che si contraddistinguono per l'utilizzo di sansa e acque di vegetazione:

- Periodo A, (giorni 1-85): elevato utilizzo di sansa a tre fasi, sansa a due fasi, acque di vegetazione;
- Periodo B, (giorni 86-168): scarso utilizzo dei sottoprodotti della lavorazione delle olive;
- Periodo C, (giorni 169-218): utilizzo di sansa a tre fasi precedentemente insilata e conservata in silobag;
- Periodo D, (giorni 219-243): scarso utilizzo dei sottoprodotti della lavorazione delle olive.

I sottoprodotti della lavorazione delle olive si contraddistinguono per la loro stagionalità e il

loro impiego si è avuto principalmente nei mesi ottobre-dicembre 2014 (periodo A) e tra marzo e aprile 2015 (periodo C). In questa campagna non è stato possibile trasferire all'impianto di biogas sanse pretrattate nel sito ALFO ma sono state utilizzate esclusivamente sanse ed acque di vegetazione tal quali.

Durante il periodo di monitoraggio il sistema di cogenerazione dell'impianto Agri Power Plus ha prodotto 5.730.520 kWh lordi, generando quindi una potenza media di 983 kWe (98% della potenza installata), equivalenti a circa 8.607 ore/anno a pieno regime (Fig. 2).

È stata anche monitorata la fase di cessione del calore alle serre limitrofe all'impianto (Fig. 2). Nel periodo di monitoraggio, l'energia termica ceduta è stata di 4.401.800 kWh termici. L'energia termica producibile annualmente dall'impianto di biogas è sufficiente per coprire dal 75 al 100% il fabbisogno di acqua calda per il riscaldamento delle serre (tale quota è strettamente correlata alla temperatura esterna).

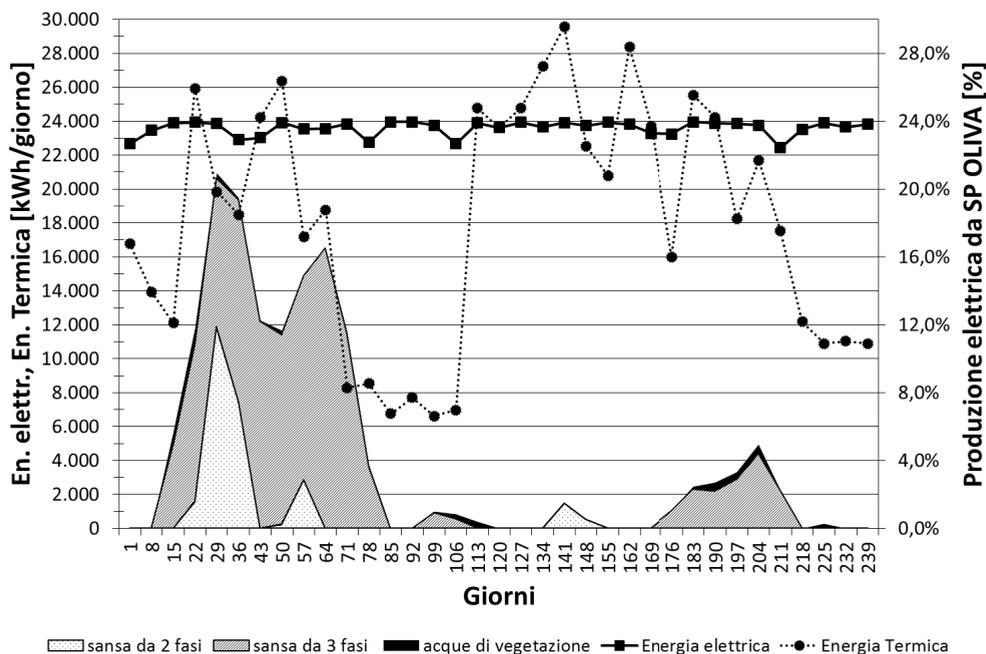


Fig. 2 – Energia prodotta nell'impianto di digestione anaerobica e contributo dei sottoprodotti (SP) della lavorazione delle olive alla produzione di energia elettrica (la linea dell'energia termica rappresenta la quota ceduta per il riscaldamento delle serre)

Sulla base del potenziale metanigeno assegnato ad ogni biomassa è stato possibile stimare in che percentuale ogni matrice abbia contribuito alla produzione di biogas e, conseguentemente, a quella di energia elettrica. Per tali elaborazioni è stato considerato un rendimento elettrico del cogeneratore pari al 38%.

In Fig. 2 è mostrato come nel periodo A le sanse a due e tre fasi e le acque di vegetazione abbiano contribuito in media rispettivamente per il 1,99%, 8,42% e 0,22% alla produzione totale di energia elettrica; la digestione anaerobica dei sottoprodotti della lavorazione delle olive nelle due settimane di loro massimo utilizzo (giorni 22-35) ha determinato circa il 20% della produzione totale di energia elettrica. Nel periodo C la sansa a tre fasi desilata e le acque di vegetazione hanno determinato un contributo rispettivamente pari al 2,12% e al 0,23%.

Considerando l'intero periodo di monitoraggio i sottoprodotti della filiera olivoleica hanno contribuito per circa il 4,3% alla produzione totale di energia elettrica.

Considerando un silomais standard (33% di ST, 4% di ceneri e BMP pari a $350 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{tSV}$), nel periodo A l'utilizzo di sanse e acque di vegetazione ha permesso di risparmiare l'equivalente di circa 5,5 ton/giorno di silomais standard mentre nel periodo C l'utilizzo di sansa a tre fasi (conservata in silobag) ha permesso di risparmiare l'equivalente di circa 2 t/giorno di silomais standard (Tab. 2).

Periodo	Giorni	Sansa a due fasi	Sansa a tre fasi	Acque di vegetaz.	Contributo alla prod. elettrica	Potenza elettrica lorda	Silomais standard risparmiato
		[t/giorno]	[t/giorno]	[t/giorno]	[%]	[kW]	[t/giorno]
A	1-85	1,64	6,50	2,42	9,81	979	5,53
B	86-168	0,14	0,16	0,67	0,41	985	0,23
C	169-218	0,00	2,61	4,47	3,50	989	1,98
D	219-243	0,00	0,14	0,72	0,23	980	0,13

Tab. 2 – Quantitativi di sottoprodotti della lavorazione delle olive utilizzati durante il monitoraggio e loro contributo alla produzione elettrica

4. Conclusioni

I sottoprodotti che derivano dalla produzione di olio di oliva, cioè le sanse e le acque di vegetazione, hanno la possibilità di essere valorizzati con la produzione di energia rinnovabile, tenendo ben presenti le loro caratteristiche chimico-fisiche che possono variare a seconda dell'origine e del processo di estrazione dell'olio.

L'unità impiantistica studiata rappresenta un'innovazione, in quanto differenzia la nuova filiera di trattamento della sansa rispetto a quella dei sansifici, evitando l'utilizzo di solventi chimici e riducendo notevolmente gli impatti ambientali a essi collegati.

La denocciolatura si pone come un passaggio fondamentale che deve precedere l'avvio della sansa vergine alla digestione anaerobica, sia per evitare l'accumulo del nocciolino sul fondo dei digestori che, soprattutto, al fine di valorizzarlo come biomassa da combustione. Le fasi di gramolatura e centrifugazione della sansa denocciolata per la produzione della polpa (patè) e della fibra di sansa possono invece risultare convenienti nel caso in cui anche la parte fibrosa trovi un utilizzo proficuo, ad esempio come combustibile solido in processi di termovalorizzazione.

È stato inoltre verificato che il processo di digestione anaerobica può essere sostenuto in modo favorevole utilizzando sia le acque di vegetazione che le sanse (o ancor meglio la polpa derivante dal loro pretrattamento). La digestione anaerobica si pone, per i diversi soggetti coinvolti nella filiera (dai produttori di olive, ai frantoiani, ai gestori degli impianti di biogas), come una soluzione sostenibile per la gestione dei sottoprodotti.

Bibliografia

- [1] UNAPOL – Unione Nazionale Associazione Produttori olivicoli (2010). *Verifica piano di fattibilità per la realizzazione di una filiera agro energetica attraverso il recupero delle sanse*. Report fase 1.1. Il mercato italiano delle sanse olearie.
- [2] Dermechea S., Nadoura M., Larrocheb C., Moulti-Matia F., Michaud P. (2013). *Olive mill wastes: Biochemical characterizations and valorization strategies*. *Process Biochemistry* 48, 1532–1552.
- [3] APHA (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.

[4] **Van Soest P.J., Robertson J.B., Lewis B.A.** (1991). *Methods of dietary fiber, neutral detergent fiber and non-polysaccharides in relation to animal nutrition*. Journal of Dairy Science, 74: 3583-3597.

[5] **Danieli L., Aldrovandi A.** (2011). *Sostituire le colture energetiche con le biomasse ad hoc*. Supplemento Energia Rinnovabile a L'Informatore Agrario n. 38, pag. 25-30.

Attività svolta nell'ambito del progetto "Innovazione nella filiera olivoleica con recupero dei sottoprodotti a fini energetici: biogas come soluzione eco-sostenibile", finanziato sulla Misura 124 del PSR 2007-2013 della Regione Lazio (provvedimento di concessione n. 27/124/10 del 26/03/2014).

Caratterizzazione statistica di alcuni parametri di interesse agronomico dell'Ammendante Compostato con Marchio CIC

*Massimo Centemero centemero@compost.it, Jenny Campagnol, Vera Brambilla, Dario Dell'Anna, Gianluca Longu
Consorzio Italiano Compostatori - CIC*

Riassunto

Nell'ambito del programma "Marchio di Qualità CIC", tra il 2004 e il 2014 il Consorzio Italiano Compostatori ha raccolto ed analizzato oltre 2450 campioni di Amendante Compostato. In questo articolo presentiamo i risultati di un'elaborazione statistica condotta utilizzando i dati raccolti sui principali parametri agronomici dell'Ammendante Compostato. Si evidenzia come l'impiego di questo Fertilizzante possa contribuire a reintegrare la Sostanza Organica e i principali elementi fertilizzanti (NPK) nel suolo, con un rilevante beneficio ambientale ed economico.

Summary

Within the "Quality Label CIC" assurance programme for Compost, the Italian Composting and Biogas Association has collected more than 2450 Compost sampling from 2004 to 2014. The statistical characterization of collected data shows that Compost use allows supplying Organic matter and main nutrients (NPK) to soil, leading to huge environmental and economic advantages.

1. Introduzione

La raccolta differenziata del rifiuto organico in Italia (rifiuto alimentare da cucine e mense e vegetale proveniente da parchi e giardini) è caratterizzata da una crescita sistematica da oltre 20 anni. Nel 2014 la quantità di rifiuto organico raccolto è stata di circa 5,6 mln t, tanto che il rifiuto organico rappresenta la frazione principale dei rifiuti urbani avviata a recupero. Ad occuparsi del trattamento del rifiuto organico raccolto sono gli impianti di compostaggio e di digestione anaerobica (che unitamente alla produzione di biogas prevedono il finissaggio aerobico e quindi anche la produzione di Amendante Compostato). La normativa sui fertilizzanti (D.Lgs. 75/2010 [1]) distingue l'Ammendante Compostato in tre categorie: Verde (ACV), Misto (ACM) e con Fanghi (ACF). Quest'ultimo tipo è stato introdotto dal Dm del 10 luglio 2013, entrato in vigore nel settembre 2013 [2]. Il D.Lgs. 75/2010 specifica altresì quali siano i parametri da analizzare e i requisiti che questi devono rispettare affinché il materiale ottenuto dal processo di compostaggio si possa considerare effettivamente un prodotto. L'impiego dell'Ammendante Compostato può avere un ruolo di primo piano nel migliorare la qualità del suolo reintegrando la Sostanza Organica e i principali elementi nutritivi nel terreno e quindi conservarne nel lungo periodo la fertilità, lo stato strutturale, la capacità di assorbire e rilasciare acqua e di trattenere gli elementi nutritivi in forma facilmente assimilabi-

le da parte della pianta, promuovendone tutte le attività biologiche. Con lo scopo di stimolare gli impianti a produrre un Ammendante Compostato con standard qualitativi uniformi nel tempo e di qualità sempre controllata, nel 2003 il Consorzio Italiano Compostatori ha avviato il programma “Marchio di Qualità CIC” all’Ammendante Compostato. Gli impianti che aderiscono a questo programma volontario non solo sono tenuti ad ottenere un prodotto che rispetti i requisiti prescritti del D.Lgs. 75/2015 ma si sottopongono ad un controllo continuo dell’Ammendante Compostato, che viene campionato da soggetti terzi all’azienda e analizzato presso laboratori accreditati e indicati dal MIPAAF come competenti per la verifica della conformità dei Fertilizzanti.

In questo studio vengono presentati alcuni risultati dell’analisi statistica condotta sui dati raccolti per il programma “Marchio di Qualità CIC” dal 2004 al 2014. Si è deciso infatti di riportare quanto ottenuto solamente per alcuni parametri: Carbonio Organico, Azoto, Potassio e Fosforo. Questo lavoro ha lo scopo di fornire una caratterizzazione quantitativa dei principali parametri della fertilità e del Carbonio Organico, analizzati per ogni tipologia di Ammendante Compostato.

2. Descrizione del database del CIC

2.1 Numerosità dei campioni e metodo di campionamento del compost

Tra il 2004 e il 2014 sono stati campionati ed analizzati nell’ambito del programma “Marchio di Qualità CIC” oltre 2450 campioni di Ammendante Compostato. Il numero di campionamenti eseguiti varia di anno in anno tra un minimo di 92 e un massimo di 278 per l’ACM e tra 14 e 40 per l’ACV. I valori più bassi corrispondono al 2004, anno di avvio del programma di qualità. La diminuzione dei campioni raccolti nel 2014 è invece un effetto dell’aggiornamento del numero minimo di campionamenti previsti dal Regolamento “Marchio di Qualità CIC” [3]; a questa decrescita si contrappone infatti un trend positivo del numero di prodotti (ammendanti) analizzati che passa tra il 2004 e il 2014 da 10 a 28 per l’ACM e da 2 a 9 per l’ACV (Fig.1). Come anticipato, la tipologia di ammendante ACF è stata introdotta solo nel settembre 2013 e quindi i primi campioni di Ammendante Compostato con Fanghi sono stati raccolti solamente nel 2014. In particolare sono stati eseguiti 19 campionamenti di 3 diversi ACF, si tratta di fatto di 3 prodotti (ACM) che sono stati ridefiniti in seguito all’aggiornamento normativo.

La metodica adottata per il campionamento fa riferimento a quanto descritto nel D.Lgs. 75/2010 [1] oltre al Manuale ANPA [4], allo Standard UNI 12579:2014 [5] e alla Nota Tecnica a cura del Comitato Tecnico del CIC relativa ai parametri microbiologici [6].

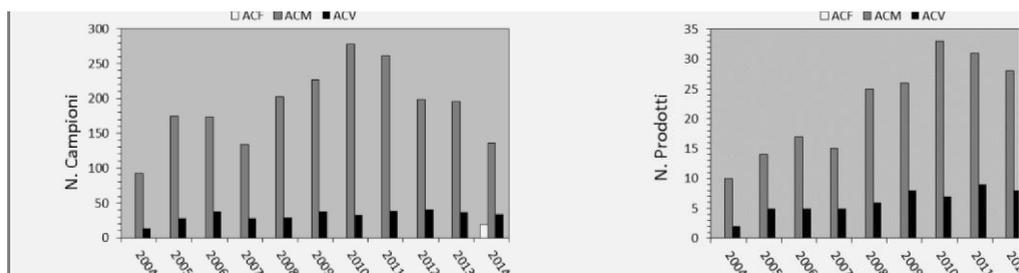


Fig. 1 – Andamento del numero di campioni raccolti e di prodotti analizzati (ACM, ACV o ACF) nell’ambito del programma del Marchio di Qualità CIC dal 2004 al 2014

2.2 Parametri analizzati e metodi di misura

In questo studio è stata presa in considerazione l'evoluzione dal 2004 al 2014 di 4 parametri: Carbonio Organico (% C sulla Sostanza Secca), Azoto (% N SS), Potassio (K_2O % SS) e Fosforo (P_2O_5 % SS). La scelta di rappresentare i risultati ottenuti per questi parametri è legata al loro rilevante interesse agronomico e inoltre questi sono tra le sostanze utili il cui titolo deve/può essere dichiarato nell'etichetta che accompagna l'Ammendante Compostato immesso sul mercato o ceduto a titolo gratuito [1].

Come è possibile notare dalle Tabelle 1 - 4, che riportano la numerosità della popolazione utilizzata per la caratterizzazione statistica dei parametri in esame, il numero di dati disponibili per il calcolo varia, non solo per tipo di Ammendate Compostato e per anno, ma anche a seconda del parametro analizzato. Infatti, dato che la determinazione di Potassio (K_2O %SS) e Fosforo (P_2O_5 %SS) è facoltativa e che questi parametri sono stati misurati solamente dal 2011 in poi, il numero di dati raccolti è decisamente inferiore che per gli altri parametri. È evidente inoltre che il numero di misure disponibili per l'Ammendate Compostato con Fanghi è decisamente ridotto poiché, come detto, questa tipologia di Ammendante è stata introdotta solo da settembre 2013.

I metodi di analisi adottati per la determinazione degli elementi in esame sono contenuti nell'Allegato 6 del Regolamento del Marchio di Qualità CIC [3].

Carbonio Organico									
Anno	ACV			ACM			ACF		
	N. Campioni	Media [% C SS]	Intervallo di variazione [% C SS]	N. Campioni	Media [% C SS]	Intervallo di variazione [% C SS]	N. Campioni	Media [% C SS]	Intervallo di variazione [% C SS]
2004	10	22,9±3,7	17,4-27,4	77	27,4±5,5	18,3-37,6			
2005	14	24,9±5,2	15,7-35,4	63	27,7±5,6	16,6-42,8			
2006	28	24,3±4,0	15,4-33,2	116	27,0±4,7	16,9-42,2			
2007	28	24,2±3,5	18,3-30,7	132	27,1±4,0	17,7-36,0			
2008	28	23,7±4,7	16,0-34,2	181	27,2±5,1	14,8-42,9			
2009	38	23,8±5,2	15,0-34,5	227	27,8±5,3	14,8-40,7			
2010	33	26,6±5,2	15,6-35,7	278	28,7±5,2	15,7-42,8			
2011	39	24,7±4,5	17,2-41,4	260	27,3±5,0	15,6-43,0			
2012	39	25,1±4,2	18,2-36,9	199	25,7±4,8	18,0-41,8			
2013	37	25,0±3,9	15,8-32,3	195	24,4±3,9	16,4-40,9			
2014	33	23,8±3,4	17,5-31,0	134	25,8±4,7	15,9-40,0	19	22,7±4,5	16,9-36,0
TOT	327	24,6±4,4	15,0-41,4	1862	27,0±5,0	14,8-43,0	19	22,7±4,5	16,9-36,0

Tab. 1 – Caratterizzazione del contenuto di Carbonio Organico dal 2004 al 2014 per tipologia di Ammendate

Azoto

Anno	ACV			ACM			ACF		
	N. Campioni	Media [% N SS]	Intervallo di variazione [% N SS]	N. Campioni	Media [% N SS]	Intervallo di variazione [% N SS]	N. Campioni	Media [% N SS]	Intervallo di variazione [% N SS]
2004	10	1,0±0,3	0,6-1,6	66	1,2±0,5	0,5-2,6			
2005	6	0,8±0,2	0,6-1,1	36	1,1±0,4	0,5-2,0			
2006	28	1,2±0,4	0,5-2,8	116	1,5±0,4	0,4-2,7			
2007	28	1,5±0,3	0,9-2,0	132	2,0±0,5	0,7-3,9			
2008	28	1,7±0,2	1,3-2,0	181	2,1±0,4	1,2-5,5			
2009	38	1,7±0,2	1,1-2,0	227	2,2±0,3	1,4-3,0			
2010	33	1,7±0,3	1,0-2,5	278	2,3±0,3	1,2-3,1			
2011	39	1,6±0,3	0,9-2,1	262	2,3±0,4	1,2-4,1			
2012	40	1,6±0,3	1,0-2,3	199	2,2±0,4	1,1-3,1			
2013	37	1,7±0,3	1,0-2,2	194	2,2±0,3	1,5-3,2			
2014	33	1,8±0,4	0,8-3,0	134	2,3±0,5	1,4-4,8	18	2,3±0,3	2,0-2,9
TOT	320	1,6±0,4	0,5-3,0	1825	2,1±0,5	0,4-5,5	18	2,3±0,3	2,0-2,9

Tab. 2 – Caratterizzazione del contenuto di Azoto dal 2004 al 2014 per tipologia di Ammendate

Potassio

Anno	ACV			ACM			ACF		
	N. Campioni	Media [%]	Intervallo di variazione [K ₂ O %SS]	N. Campioni	Media [%]	Intervallo di variazione [K ₂ O %SS]	N. Campioni	Media [%]	Intervallo di variazione [K ₂ O %SS]
2011	2	1,0±0,2	0,8-1,2	72	1,2±0,4	0,5-2,8			
2012				108	1,4±0,4	0,5-2,7			
2013	11	1,3±0,2	0,9-1,6	114	1,6±0,5	0,7-3,7			
2014	9	1,2±0,1	1,1-1,4	55	1,5±0,5	0,9-3,1	7	1,1±0,2	0,8-1,4
TOT	22	1,2±0,2	0,8-1,6	349	1,4±0,5	0,5-3,7	7	1,1±0,2	0,8-1,4

Tab. 3 – Caratterizzazione del contenuto di Potassio dal 2004 al 2014 per tipologia di Ammendate

Fosforo

Anno	ACV			ACM			ACF		
	N. Campioni	Media [%]	Intervallo di variazione [P ₂ O ₅ %SS]	N. Campioni	Media [%]	Intervallo di variazione [P ₂ O ₅ %SS]	N. Campioni	Media [%]	Intervallo di variazione [P ₂ O ₅ %SS]
2011	2	0,8±0,0	0,8-0,8	72	1,3±0,6	0,4-3,0			
2012				108	1,6±0,8	0,6-3,6			
2013	11	0,6±0,1	0,5-0,7	115	1,4±0,6	0,3-3,7			
2014	9	0,6±0,1	0,4-0,8	55	1,3±0,5	0,4-3,0	7	1,8±0,2	1,5-2,2
TOT	22	0,6±0,1	0,4-0,8	350	1,4±0,7	0,3-3,6	7	1,8±0,2	1,5-2,2

Tab. 4 – Caratterizzazione del contenuto di Fosforo dal 2004 al 2014 per tipologia di Ammendate

3. Analisi dei risultati: caratterizzazione statistica, evoluzione

La Figura 2 mostra l'evoluzione temporale del valore medio annuale, μ_a , di ogni parametro preso in considerazione in questo studio, dettagliata per tipologia di Ammendante Compostato (ACV e ACM). Intorno ad ogni valore di media viene inoltre indentificato un intervallo pari a 2 volte la deviazione standard ($\mu_a \pm \sigma_a$) che permette di apprezzare la variabilità dei valori misurati. La media dell'intero campione di dati per ogni tipo di Ammendante, μ , è individuata dalla linea tratteggiata. Tutti questi dati sono contenuti nelle Tabelle 1-4 che riportano anche la numerosità campionaria e l'intervallo di variazione (*min-max*). Le Tabelle 1-4 riportano inoltre i risultati ottenuti per l'Ammendante Compostato con Fanghi ma questi non saranno commentati nel testo in quanto il numero esiguo di misure disponibili ne limita molto la significatività statistica.

Il contenuto di Carbonio Organico in media è più basso nell'ACV ($\mu = 24,6$ % C SS) che nell'ACM ($\mu = 27,0$ % C SS). Sono del tutto equiparabili invece i valori di σ e dell'intervallo di variazione. L'evoluzione di μ_a dal 2004 al 2014 (Fig. 2(a)) mostra come questo valore oscilli attorno a μ per l'ACV e tenda invece a decrescere dall'anno 2011 in poi per l'ACM.

Anche il tenore medio dell'Azoto (% N SS) è inferiore nell'ACV ($\mu = 1,6$ % N SS) rispetto all'ACM ($\mu = 2,1$ % N SS). Il motivo è da ricercare nelle materie prime di partenza ammesse per la produzione di ACM (elencate nell'Allegato 2 del D.Lgs. 75/2010 [1]) che, oltre a quelle previste per l'ACV, includono matrici ad alto contenuto di Azoto (e.g. frazione organica dei rifiuti urbani provenienti da raccolta differenziata e da rifiuti di origine animale). Lo stesso si osserva per il valore *max* (ACV *max* = 3% N SS, ACM *max* = 5,5% N SS), mentre i valori di σ e *min* sono comparabili per i due tipi di Ammendanti (vedi Tab. 2). L'andamento temporale di μ_a mostra sia per l'ACV che per l'ACM un trend crescente dal 2004 al 2008, mentre negli anni successivi il valore oscilla attorno alla media μ .

Data l'esiguità dei dati disponibili per i parametri Potassio (K_2O %SS) e Fosforo (P_2O_5 %SS) sarà discusso solamente il loro valor medio μ (tutti i risultati dell'analisi statistica sono comunque riportati nelle Tabelle 3 e 4). L'Ammendante Compostato Misto è più ricco sia di Potassio (K_2O) che di Fosforo (P_2O_5). Il contenuto medio di Potassio è $\mu = 1,4$ % SS nell'ACM e scende a $\mu = 1,2$ % SS nell'ACV. La differenza di contenuto è ancora più marcata per il Fosforo, con un valore medio di $\mu = 1,4$ % SS per l'ACM e $\mu = 0,6$ % SS per l'ACV. Ancora una volta la causa è da ricercare nelle matrici organiche ammesse in ingresso al processo di compostaggio per le diverse tipologie di Ammendati Compostati.

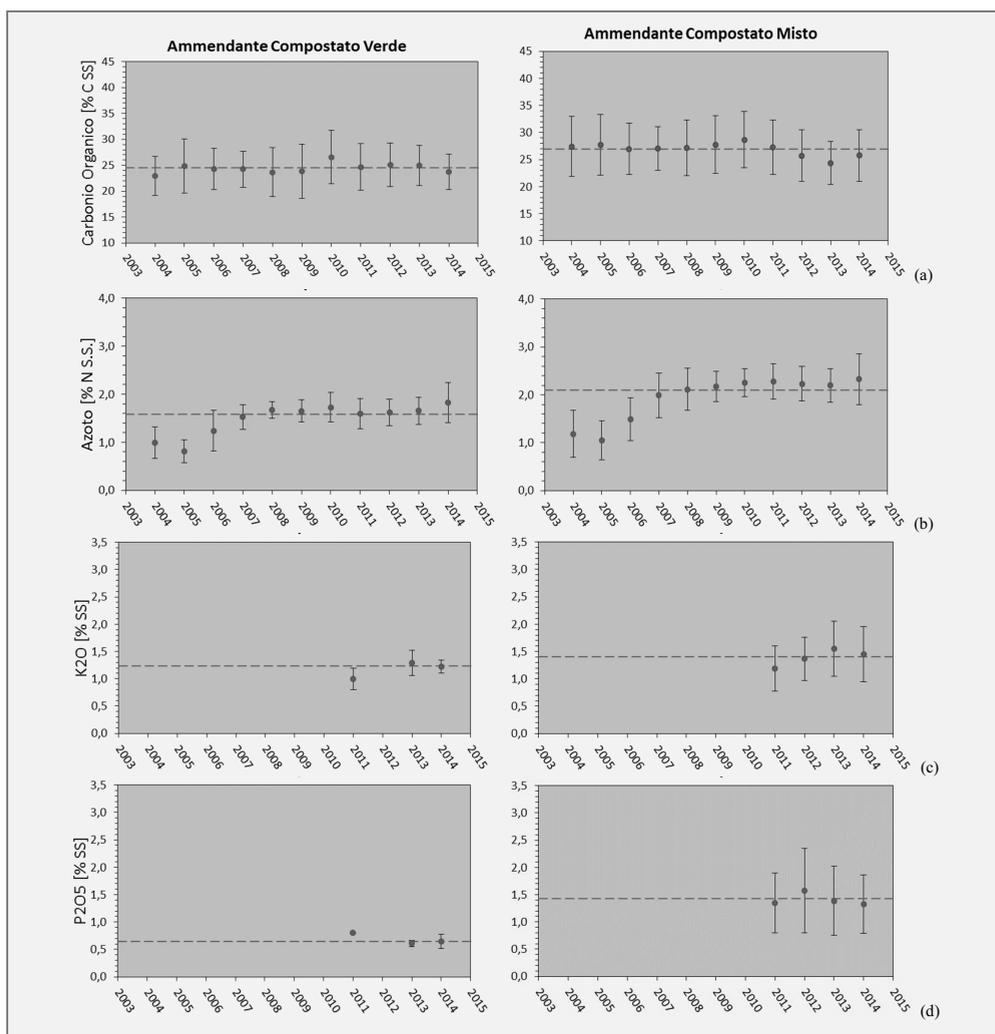


Fig. 2 – Andamento del valore medio annuo dal 2004 al 2014 di: (a) Carbonio Organico; (b) Azoto; (c) Potassio; (d) Fosforo. Le barre individuano un intervallo intorno alla media di $\pm\sigma_a$.

3. Discussione e Conclusioni

Negli ultimi anni è sempre più sentita la necessità non solo di fornire alle colture gli elementi nutritivi essenziali per aumentare le rese produttive (Azoto, Fosforo e Potassio) ma anche di reintegrare il contenuto di Carbonio Organico del terreno per poter rallentare e/o bloccare il processo di perdita progressiva della Sostanza Organica, e in alcuni casi di desertificazione, a cui sta andando incontro il suolo agrario. Queste esigenze hanno acceso i riflettori sulle potenzialità del settore del trattamento biologico del Rifiuto Organico e dell'impiego degli Ammendanti Compostati.

L'analisi dei dati raccolti nel decennio 2004-2014 mostra come la dotazione di Carbonio Organico e il contenuto di elementi nutritivi dipendano dal tipo di Ammendante Compostato. In particolare, l'Ammendante Compostato Verde ha una dotazione media di C Organico pari al 24,6% della SS e titolo NPK 1,6:0,6:1,2, caratteristiche che, unitamente alla bassa salinità

(23,4 meq/100g SS), lo rendono idoneo soprattutto nel settore del florovivaismo in sostituzione delle torbe l'importazione; l'Ammendante Compostato Misto invece ha un buon contenuto medio sia di C Organico (27% SS) che di elementi fertilizzanti (titolo NPK 2,1:1,4:1,4) e trova la sua principale applicazione nell'agricoltura in pieno campo, in aggiunta/integrazione dei concimi minerali, organici e letame [7]. In generale, data la buona dotazione di C Organico, gli Ammendanti Compostati sono di notevole interesse per il reintegro della Sostanza Organica in pieno campo (il contenuto medio di Sostanza Organica negli Ammendanti Compostati supera il 50% sulla SS). Considerando che nel 2013 sono state prodotte circa 270.000 t di ACV e 770.000 t di ACM (stime ottenute dai dati contenuti nel Rapporto Ispra 2014 riferiti all'anno 2013 [8]), l'impiego dell'Ammendante Compostato avrebbe permesso di reintrodurre nel suolo circa 185.000 t di Carbonio Organico, 14.000 t di Azoto, 9.500 t di Potassio [K₂O] e 8.500 t di Fosforo [P₂O₅] (Tab. 5). Inoltre, avrebbe permesso di evitare l'impiego di altri prodotti, a volte importati dall'estero, con considerevoli ricadute economiche: si stima un minor costo complessivo per l'approvvigionamento di torbe e concimi minerali di circa 20 mln di €, computo che non tiene conto dell'apporto di Carbonio Organico nel terreno, fondamentale per garantire la fertilità organica del suolo.

Lo studio condotto dal CIC dimostra quali e quanti siano i vantaggi ambientali e economici che posso derivare dal trattamento biologico del Rifiuto Organico proveniente dalla raccolta differenziata e dall'impiego dell'Ammendante Compostato nel nostro Paese.

		ACV	ACM
Quantità prodotta 2013 [t/a]		266.326	767.204
Umidità [%]		36	30
Carbonio Organico	% C SS	24,6	27,0
	t/a	42.192	144.380
Azoto	% N SS	1,6	2,1
	t/a	2.744	11.230
Potassio	K₂O % SS	1,2	1,4
	t/a	2.058	7.486
Fosforo	P₂O₅ % SS	0,6	1,4
	t/a	1.029	7.486

Tab. 5 – Stima della quantità di Carbonio Organico, Azoto, Fosforo e Potassio contenuta nell'Ammendante Compostato prodotto nel 2013.

Bibliografia

- [1] **D.Lgs. 29 aprile 2010, n. 75**, in materia di “Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88.”, Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale, n. 121 del 26 maggio 2010 - Serie generale;
- [2] **Dm Politiche agricole 10 luglio 2013**, in materia di “Aggiornamento degli Allegati del Decreto Legislativo del 29 aprile 2010, n.75, concernente il riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti.”, Gazzetta Ufficiale, n. 2018 del 17 settembre 2013;
- [3] **Consorzio Italiano Compostatori**, “Regolamento per l'assegnazione del Marchio di Qualità all'Ammendante Compostato”, CIC, Roma, 2014, <http://www.compost.it/il-marchio-di-qualita.html>;
- [4] **ANPA – Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente**, “Metodi di Analisi del Compost, Manuale ANPA”, ANPA, Manuali e Linee Guida 3/2001, Roma, dicembre 2001;
- [5] **UNI EN 12579-2014**, in materia di “Soil Improvers and Growing Media – Sampling”;
- [6] **Consorzio Italiano Compostatori**, “Integrazione alla procedura di campionamento degli Ammendanti per la determinazione dei parametri microbiologici istruzioni per il prelievo e la conservazione del campione”, Comitato Tecnico del CIC, Roma, luglio 2008;

[7] **Consorzio Italiano Compostatori**, “Nutrire il terreno con il recupero degli scarti organici”, CIC, Comunicato stampa n. 3, Maggio 2015, <http://us6.campaign-archive2.com/?u=f114c62df81349f9126bd4c35&id=5d55e7caa6>;

[8] **ISPRA - Istituto Superiore per la protezione e la ricerca ambientale**, “Rapporto Rifiuti Urbani, Edizione 2014, Dati di sintesi”, ISPRA, Rapporti n. 202/2014, Roma.

L'impatto olfattivo delle emissioni in atmosfera: la classificazione dei ricettori sensibili

Andrea N. Rossi a.rossi@olfattometria.com, Massimiliano Il Grande, Simone Bonati, Progress S.r.l., Milano

Riassunto

Le "Linee guida per la caratterizzazione e l'autorizzazione delle emissioni gassose in atmosfera delle attività ad impatto odorigeno" emanate con D.G.R. Lombardia IX/3018 fissano, come criteri per la valutazione degli esiti delle simulazioni di dispersione, un intervallo di concentrazioni di odore: per scegliere il criterio di valutazione all'interno di questo intervallo si deve "tener conto del territorio". È necessaria allora una classificazione della sensibilità olfattiva dei ricettori. Poiché tale classificazione è assente in ambito nazionale, si propone una classificazione dei ricettori sensibili specificatamente applicabile agli impatti olfattivi, basata su alcune classificazioni territoriali esistenti a livello nazionale.

Summary

The "Guidelines for the characterisation and the permitting of atmospheric emissions from odour-impacting facilities" issued by D.G.R. Lombardia IX/3018 set an interval of odour concentrations in order to evaluate the results of dispersion simulations: for selecting the assessment criteria within this interval, one shall "take into account the land". Therefore, a classification of the odour sensitivity of receptors is needed. Since such classification is lacking at national level, a classification of sensible receptors specifically applicable to odour impacts is here proposed, based on some existent land classifications at national level.

1. Introduzione

Da oltre un decennio è frequente anche in Italia che l'impatto olfattivo di un'installazione sia previsto o verificato mediante simulazione di dispersione, impiegando un modello di dispersione atmosferica. Grande impulso a questo genere di studi ha dato nel 2012 la D.G.R. Lombardia IX/3018 [1], che ha emanato le Linee guida sull'impatto odorigeno, il cui Allegato 1 è dedicato agli studi di impatto mediante simulazione di dispersione. Anche la D.G.R. IX/3018, come del resto le precedenti linee guida del Regno Unito [2] e dell'Australia [3], indicano come criterio di valutazione dell'esposizione olfattiva, più che un singolo valore, un intervallo, lasciando intendere che siano da scegliere i valori più bassi (più restrittivi) per i ricettori "più sensibili" e i valori più alti per quelli "meno sensibili". Più precisamente, si tende a garantire un "grado di protezione" dall'inquinamento olfattivo che sia funzione del tipo di ricettore, della sua "sensibilità". Benché la legislazione italiana non preveda uno strumento di classificazione del territorio rispetto alla sensibilità all'impatto olfattivo, esistono a livello nazionale e locale diversi strumenti di classificazione territoriale che possono servire come base: la zonizzazione acustica; la destinazione d'uso urbanistico;

i piani paesaggistici; le delimitazioni dei centri abitati ai sensi del Codice della Strada; la classificazione dell'uso del suolo.

2. Relazione

2.1 *Definizione di ricettore sensibile e concetti generali*

Nelle “Linee Guida per il controllo e il monitoraggio acustico ai fini delle verifiche di ottemperanza delle prescrizioni VIA” di ISPRA (Manuale 100/2013), nell’Appendice 1 “Definizioni”, si definisce “Ricettore sensibile: scuola, ospedale, case di cura/riposo”. Allargando la vista sull’argomento, la definizione di ricettori sensibili trova applicazione nei due ambiti nei quali le legge e la giurisprudenza delimitano il concetto di molestia: l’inquinamento acustico e l’inquinamento olfattivo. Al contrario, il concetto di ricettore sensibile non trova pertinente applicazione nell’ambito dell’inquinamento atmosferico più generale, dove invece si impiegano altri concetti, che non interessa qui approfondire (si veda comunque il D.Lgs 155/2010, art. 2, lettera e e lettera f). L’idea sottesa alla definizione dei ricettori sensibili negli ambiti dell’inquinamento acustico e dell’inquinamento olfattivo (ossia nell’ambito delle “molestie”) è che queste forme di inquinamento sussistono solo se vi siano sul territorio delle persone che possano subirlo.

Inoltre per queste due forme di inquinamento è generalmente ammesso, diversamente da quanto avviene per gli standard di qualità dell’aria, che debba essere garantito non già un livello massimo di esposizione unico su tutto il territorio, ma livelli di esposizione differenziati, in relazione alla “sensibilità” del ricettore. Questo è l’approccio stabilito nella normativa italiana sull’inquinamento acustico tramite la Legge n. 447/1995 e il D.P.C.M. 14/11/1997, e le analogie nella regolamentazione dell’inquinamento olfattivo e dell’inquinamento acustico sono motivate e sancite da una ormai consolidata giurisprudenza.

La “sensibilità del ricettore” di cui qui si discute deve essere intesa come segue.

- Per “ricettore” si intende un’area del territorio per la quale le simulazioni di dispersione calcolino un parametro di esposizione olfattiva. Concretamente, il ricettore è un punto della griglia di calcolo: l’area identificata dal ricettore è quella circostante quel punto di griglia, entro un raggio non superiore al semipasso della griglia.

- Per “sensibilità” del ricettore si intende la sua “susceptibilità”, ossia l’attitudine di un ricettore a manifestare un disagio olfattivo (una molestia) conseguentemente ad una data esposizione olfattiva; la sensibilità del ricettore non è una caratteristica del singolo individuo, ossia non ha alcuna relazione con la sensibilità olfattiva (soglia olfattiva agli odoranti) delle singole persone, ma è una caratteristica sociale di un gruppo di individui, ed è connessa al grado di tolleranza e all’aspettativa della popolazione circa la qualità olfattiva dell’aria di un dato luogo [4]. Individui con soglia olfattiva più bassa (ossia con olfatto più sensibile) tendono ad essere più molestati a parità di esposizione olfattiva, ma questa evidenza esula dal contesto qui in esame, perché gli esiti degli studi previsionali di impatto olfattivo previsti dalla D.G.R. IX/3018 devono poter essere valutati a prescindere dalle specifiche persone che concretamente abitino o fruiscano i luoghi circostanti le sorgenti di emissione, dunque a prescindere dalla specifica sensibilità del loro olfatto; infatti in sede di pianificazione territoriale si deve considerare che quegli stessi luoghi potrebbero in futuro essere abitati da persone con olfatto più o meno sensibile rispetto a quelle attuali.

2.2 *L’analisi della sensibilità: per area o per singolo edificio*

In merito alla classificazione dei ricettori sensibili, occorre distinguere fra due tipi di classificazioni.

- La classificazione “per area” del territorio, in analogia a quanto avviene per la classificazione (zonizzazione) acustica.

- La classificazione del singolo edificio o della singola unità urbanistica (abitazione privata, attività produttiva, luogo pubblico di intrattenimento o alberghiero, scuola, ospedale, ecc.), a prescindere dal territorio in cui esso è inserito.

Benché la prima sia più semplice e funzionale in questo contesto, vi sono sicuramente casi in cui è necessaria anche la seconda. Per esempio, un edificio dal forte richiamo turistico inserito in un territorio agricolo merita un livello di protezione maggiore rispetto a quello corrispondente all'area agricola. I casi in cui gli strumenti di pianificazione territoriale e urbanistica comunale evidenziano e regolamentano adeguatamente queste singolarità possono essere ricondotti all'analisi "per area", solo avendo l'accortezza di individuare sul territorio una piccola area avente classe di protezione diversa rispetto al territorio circostante.

In definitiva allora, assumendo che gli strumenti di pianificazione comunali siano aggiornati e che l'uso del territorio rispecchi effettivamente quanto previsto da tali strumenti, per gli scopi qui in esame un approccio "per area" sembra sufficiente.

2.3 Gli aspetti che qualificano la sensibilità di un ricettore

Fra gli elementi che determinano la sensibilità di un ricettore all'esposizione olfattiva vi sono almeno i seguenti.

- Densità o numero delle persone potenzialmente esposte.

- Destinazione d'uso prevalente. Per esempio, un'attività turistico-alberghiera, benché in area extraurbana, chiede un grado di protezione maggiore di una cascina (benché regolarmente abitata dalla famiglia dell'agricoltore); le abitazioni in area urbana chiedono un grado di protezione maggiore degli uffici all'interno di uno stabilimento industriale.

- Continuità dell'occupazione: un'area presso la quale la presenza delle persone è continua (una zona residenziale o di uffici) è da considerare più sensibile di una presso cui la presenza delle medesime persone è breve, occasionale o saltuaria (un centro commerciale o un centro sportivo).

Una classificazione rispetto alla densità o numero di persone esposte è offerta dalla classificazione ISTAT delle località (Tabella 1). La classificazione delle località dell'intero territorio nazionale è disponibile sulla piattaforma LOD (LinkedOpenData) dell'ISTAT.

1	Centro abitato
2a	Nucleo abitato normale
2b	Nucleo speciale
3	Località produttiva
4	Case sparse

Tab. 1 – Classificazione ISTAT delle località [5]

La delimitazioni delle aree che racchiudono ciascun centro o nucleo abitato possono essere tratte dalle seguenti fonti.

- I dati geografici (in formato *shapefile*) del sistema delle basi territoriali di ISTAT, scaricabili dal sito web istituzionale dell'Istituto.

- Le delimitazioni del tessuto urbanizzato prodotte dalle diverse Regioni (generalmente nell'ambito dell'elaborazione dei Piani Territoriali Paesaggistici Regionali) e disponibili, per alcune di esse, sul geoportale cartografico regionale.

- Le delimitazione dei centri abitati elaborata dalle Amministrazioni Comunali ai sensi dell'art. 4 del D.Lgs. 30/04/1992 n. 285 (Codice della strada); raramente questi confini sono disponibili in formato digitale.

Per quanto riguarda la destinazione d'uso prevalente, si possono impiegare le seguenti esistenti classificazioni.

- Destinazione d'uso urbanistico ai sensi del Testo unico in materia edilizia (D.P.R. 380/2011). Vedasi Tabella 2. La destinazione d'uso prevalente è generalmente desumibile dagli strumenti di pianificazione urbanistica comunali.

- Categoria catastale. L'assegnazione della destinazione d'uso prevalente basata sulle categorie catastali dei singoli immobili è di difficile attuazione pratica. Inoltre, poiché la categoria catastale non contiene alcuna informazione circa l'evoluzione futura dell'immobile, appare più consono, per gli scopi degli studi di impatto olfattivo, l'utilizzo delle previsioni degli strumenti urbanistici comunali.

- La classificazione (zonizzazione) acustica del territorio comunale prevista dal D.P.C.M. 14/11/1997 (vedasi Tabella 3) non riguarda propriamente le destinazioni d'uso, ma senza dubbio fornisce un indice della sensibilità di un'area, precisamente nell'ottica qui assunta. Occorre però una precisazione: poiché sulla classificazione acustica incide la presenza del traffico veicolare, le zone urbane con alta densità di popolazione sono in classe acustica IV (ossia in una classe poco "pregiata") a causa della contestuale presenza di forte traffico veicolare urbano; al contrario, nel contesto della valutazione degli impatti olfattivi di sorgenti industriali, ad un'area urbana con alta densità di popolazione deve essere garantito un grado di protezione elevato, ossia essa dovrebbe appartenere ad una classe di protezione olfattiva "pregiata", pur ammettendo che in aree come questa il livello di odore di fondo sia maggiore che in aree meno antropizzate.

- L'uso del suolo codificato mediante il "CORINE Land Cover" [6] può essere di aiuto, ma, così come la categoria catastale, ha lo svantaggio di rappresentare lo stato di fatto attuale, senza riguardo agli sviluppi attesi o pianificati di un'area. Più fedelmente della categoria catastale, però, il CORINE land cover fotografa l'uso effettivo attuale del territorio.

1	Residenziale
2	Turistico-ricettiva
3	Produttiva e direzionale
4	Commerciale
5	Rurale

Tab. 2 – Destinazioni d'uso urbanistico, D.P.R. 380/2011 art. 23-ter

<i>Classe</i>	<i>Descrizione</i>
I	Aree particolarmente protette: rientrano in questa classe le aree nelle quali la quiete rappresenta un elemento di base per la loro utilizzazione: aree ospedaliere, scolastiche, aree destinate al riposo ed allo svago, aree residenziali rurali, aree di particolare interesse urbanistico, parchi pubblici, ecc.
II	Aree destinate ad uso prevalentemente residenziale: rientrano in questa classe le aree urbane interessate prevalentemente da traffico veicolare locale, con bassa densità di popolazione, con limitata presenza di attività commerciali ed assenza di attività industriali e artigianali
III	Aree di tipo misto: rientrano in questa classe le aree urbane interessate da traffico veicolare locale o di attraversamento, con media densità di popolazione, con presenza di attività commerciali, uffici con limitata presenza di attività artigianali e con assenza di attività industriali; aree rurali interessate da attività che impiegano macchine operatrici
IV	Aree di intensa attività umana: rientrano in questa classe le aree urbane interessate da intenso traffico veicolare, con alta densità di popolazione, con elevata presenza di attività commerciali e uffici, con presenza di attività artigianali; le aree in prossimità di strade di grande comunicazione e di linee ferroviarie; le aree portuali, le aree con limitata presenza di piccole industrie.

Segue

<i>Classe</i>	<i>Descrizione</i>
V	Aree prevalentemente industriali: rientrano in questa classe le aree interessate da insediamenti industriali e con scarsità di abitazioni.
VI	Aree esclusivamente industriali: rientrano in questa classe le aree esclusivamente interessate da attività industriali e prive di insediamenti abitativi.

Tab. 3 – Classificazione del territorio comunale, Tabella A del D.P.C.M. 14/11/1997

2.4 Proposta di classificazione dei recettori sensibili degli impatti olfattivi

Per gli scopi di cui all'Allegato 1 delle Linee guida emanate con D.G.R. Lombardia IX/3018 [1] e sulla scorta delle considerazioni che precedono, per i recettori sensibili si propone la seguente classificazione di sensibilità (o suscettibilità).

<i>Classe</i>	<i>Descrizione</i>
1	Centri abitati in classe ZAC I o II; nuclei abitati normali in classe ZAC I
2	Centri abitati in classe ZAC III; nuclei abitati normali in classe ZAC II; nuclei speciali in classe ZAC I; altre località in classe ZAC I
3	Altri centri abitati (ZAC>III); nuclei abitati normali in classe ZAC III; nuclei speciali in classe ZAC II
4	Altri nuclei abitati normali (ZAC>III); altri nuclei speciali (ZAC>II)
5	Abitazioni rurali in zona agricola; case sparse in zona non residenziale
6	Zona industriale; località produttiva; edifici agricoli non abitati

Tab. 4 – Proposta di classificazione dei recettori sensibili degli impatti olfattivi

Alla classe 1 appartengono i recettori più sensibili, per i quali deve essere garantito il grado di protezione massimo rispetto all'inquinamento olfattivo; alla classe 6 appartengono i recettori meno sensibili, per i quali deve essere garantito il grado di protezione minimo.

Per l'assegnazione di queste classi, le attribuzioni di centro abitato, nucleo abitato normale o nucleo speciale derivano dalle classificazioni ISTAT delle località, come accennato nel § 2.3. Le classi ZAC invece sono quelle discendenti dalla classificazione (zonizzazione) acustica comunale. Qualora l'Amministrazione comunale non abbia ancora approvato la classificazione acustica del territorio e in generale quando occorra esaminare nel dettaglio la destinazione d'uso urbanistico di un'area, si deve fare riferimento allo strumento di pianificazione urbanistica comunale (Piano Regolatore o analogo, secondo le disposizioni regionali).

Poiché nel § 5 delle Linee guida emanate con D.G.R. Lombardia IX/3018 non è fissato un valore limite unico per l'esposizione olfattiva, ma è richiesto che i risultati delle simulazioni di dispersione siano confrontati con tre livelli di esposizione ($1 \text{ ou}_E/\text{m}^3$, $3 \text{ ou}_E/\text{m}^3$ e $5 \text{ ou}_E/\text{m}^3$), allora, in questo senso, possiamo avvicinare le classi di sensibilità dei recettori sopra definite a tali livelli di esposizione, nel modo seguente.

<i>Classe di sensibilità del recettore</i>	<i>Criterio di valutazione dell'impatto olfattivo</i>
1	$1 \text{ ou}_E/\text{m}^3$
2	$2 \text{ ou}_E/\text{m}^3$
3	$3 \text{ ou}_E/\text{m}^3$
4	$4 \text{ ou}_E/\text{m}^3$
5	$5 \text{ ou}_E/\text{m}^3$
6	$10 \text{ ou}_E/\text{m}^3$

Tab. 5 – Proposta di definizione dei criteri di valutazione dell'impatto olfattivo

3. Conclusioni

Per eseguire la valutazione degli esiti di uno studio di impatto olfattivo mediante simulazione di dispersione (D.G.R. Lombardia n. IX/3018, § 5 e Allegato 1) è necessario operare una classificazione del territorio rispetto alla sua sensibilità olfattiva, nel senso qui precisato. Tale classificazione del territorio (e specificatamente dei ricettori compresi nell'area di studio interessata dall'impatto olfattivo delle emissioni dell'installazione) può essere fatta combinando le classificazioni e le basi di dati territoriali esistenti, in particolare le classificazioni ISTAT delle località abitate, le classificazioni (zonizzazioni) acustiche comunali e gli strumenti di pianificazione territoriale comunale (Piani Regolatori) o regionale (Piani Paesaggistici). Sulla base di queste classificazioni territoriali esistenti è stata proposta una classificazione dei ricettori sensibili specifica per la valutazione dell'esposizione olfattiva. Adottata tale classificazione dei ricettori sensibili, è possibile dettagliare i criteri di valutazione dell'esposizione olfattiva che nell'attuale edizione delle Linee guida emanate con D.G.R. n. IX/3018 sono espresse mediante un intervallo di concentrazioni di odore.

Bibliografia

- [1] D.G.R. Lombardia n. IX/3018 del 15/02/2012, pubblicata sul Bollettino Ufficiale della Regione Lombardia, Serie Ordinaria n. 8 del 20/02/2012, recante "Determinazioni generali in merito alla caratterizzazione delle emissioni gassose in atmosfera derivanti da attività a forte impatto odorigeno".
- [2] Environment Agency "Additional guidance for H4 Odour Management. How to comply with environmental permit", Marzo 2011, Bristol, UK.
- [3] Department of Environment and Conservation (NSW) "Technical framework. Assessment and management of odour from stationary sources in NSW", Novembre 2006, Sydney, NSW, Australia.
- [4] Bull et al (2014). IAQM Guidance on the assessment of odour for planning, Institute of Air Quality Management, London. www.iaqm.co.uk/text/guidance/odour-guidance-2014.
- [5] ISTAT, "Descrizione dei dati geografici e delle variabili censuarie per sezione di censimento. Anni 1991, 2001, 2011", Versione del 05/05/2015.
- [6] European Environment Agency (EEA), "Implementation and achievements of CLC2006", Copenhagen, Denmark, www.eea.europa.eu.

BIOWASTE – CONVEGNO

IL COMPOSTAGGIO A PICCOLA SCALA

Il compostaggio a piccola scala, da quello domestico a quello di “comunità” integra il sistema di raccolta e gestione industriale della frazione organica. In anni recenti esperienze come quelle della diffusione dell’Albo Compostatori Comunale, l’adozione di compostatori di comunità in diverse situazioni pongono problematiche tecniche e normative relative al monitoraggio, agli sgravi tariffari, alle costruzioni di reti ecc. La sessione cerca di offrire una panoramica su questi temi.

A cura di: **ENEA**, con la partecipazione del **Consorzio Italiano Compostatori**

Presidenti di sessione:

- Fabio Musmeci, *ENEA*

- Umberto Arena, *Università di Napoli*

Esperienze di compostaggio di comunità mediante “casette” in legno

Riccardo Marchesi r.marchesi@corintea.it - Corintea soc. coop. Torino, Claudia Bianco e Enrico Guido Accotto, Regione Piemonte Direzione Ambiente Governo e Tutela del Territorio

Riassunto

Nell'ambito del progetto transfrontaliero Italia-Francia “C3PO”, finanziato dal Programma AL-COTRA 2007-2013, è stata sviluppata un'azione riguardante la prevenzione della produzione di frazione organica dei rifiuti urbani in aree decentrate ed a bassa densità abitativa, mediante compostaggio statico in “casette” in legno (capacità di 5 m³), tecnica a basso costo adottabile in contesti di piccole comunità o villaggi, coinvolgendo le utenze che non praticano il compostaggio domestico.

Sulla base di un Protocollo tecnico condiviso tra i partner del progetto C3PO si sono realizzati alcuni progetti pilota. Il presente articolo illustra i risultati ottenuti a Lemie (Valli di Lanzo, provincia di Torino, Consorzio – Intercomunale Servizi per l'Ambiente (CISA) di Ciriè) ed a Vialfrè (collina eporediese, provincia di Torino, Consorzio Canavesano Ambiente), su un primo ciclo di compostaggio.

Summary

As part of the cross-border “C3PO” project Italy-France, funded by ALCOTRA Program 2007-2013, it has been developed an action concerning the prevention of the production of biowaste in decentralized and low population density areas, through composting static woody “chalet” (capacity of 5 m³), low-cost technique which can be adopted in the context of small communities or villages, involving the users who do not practice home composting.

On the basis of a technical protocol shared between the C3PO project partners were realised pilot projects. This article presents the results obtained in Lemie (Lanzo Valleys, province of Turin, Consorzio CISA of Ciriè) and Vialfrè (hills around Ivrea, province of Turin, Consorzio Canavesano Ambiente) on a first composting cycle.

1. Introduzione

Il Progetto C3PO (<http://www.c3-po.eu/>) è stato finanziato dall'UNIONE Europea (FESR) nell'ambito del Programma di cooperazione transfrontaliera Italia Francia ALCOTRA 2007-2013 (<http://www.interreg-alcotra.org/2007-2013/>) e si è concluso nel marzo 2015.

Il capofila era il Consorzio CISA di Ciriè (TO), i partner la Direzione Ambiente della Regione Piemonte, il Consorzio Smaltimento Rifiuti Area Biellese (COSRAB), il Consorzio Canavesano Ambiente (CCA) di Ivrea (TO), il Parco Naturale Regionale del Beigua (GE e SV), l'Association du Pays Sisteronais-Buech (Dipartimenti Hautes Alpes e Alpes de Haute Provence), lo SMICTOM de l'Embrunais Savinois, consorzio francese che raggruppa 3 Comunità di Comuni (Dipartimento Hautes Alpes).

Nel contesto territoriale dei partner del progetto sono presenti in misura prevalente, o almeno significativa, aree collinari e montane decentrate ed a bassa densità abitativa, dove la classica

filiere “raccolta differenziata della frazione organica - trattamento industriale centralizzato” (compostaggio o digestione anaerobica) manifesta evidenti limiti logistici ed economici.

A tal fine il progetto C3PO ha previsto una specifica azione sul tema della gestione “in proprio” e “in situ” della frazione organica, con l’obiettivo di confrontare le buone pratiche sviluppate dai partner del progetto e nei due Paesi e di applicarle su scala pilota, consentendo di mettere a punto metodi e linee guida.

Sono quindi state sperimentate modalità operative di compostaggio statico, senza aerazione forzata, in “cassette” (“chalet”) in legno, aventi una capacità di circa 5 m³: si tratta di attrezzature a basso costo, adottabili in contesti di piccole comunità o villaggi.

2. Relazione

Si forniscono nello specifico i risultati delle esperienze condotte a Lemie (Valli di Lanzo, provincia di Torino, Consorzio CISA di Ciriè) ed a Vialfrè (collina eporediese, provincia di Torino, Consorzio Canavesano Ambiente), su un primo ciclo di compostaggio.

Altre iniziative pilota con attrezzature analoghe sono state attivate a Stella (SV) da parte del Parco Regionale del Beigua e ad Embrun (F) da parte di SMICTOM de l’Embrunais Savinois.

2.1 Contesto ed obiettivi

Il contesto nel quale sono stati attivati i progetti è il seguente:

- Lemie è un piccolo villaggio di montagna, a circa 1.000 m s.l.m., che registra 183 abitanti residenti, di cui solo una parte effettivamente presente tutto l’anno, e flussi turistici nei weekend e nei mesi estivi; è stato promosso il compostaggio domestico, che coinvolge qualche famiglia residente, e non vi è il servizio di raccolta della frazione organica;

- Vialfrè è un comune localizzato sulle colline moreniche di Ivrea, posto a circa 500 m s.l.m., che conta 253 abitanti residenti. Non è interessato da flussi turistici apprezzabili, ma ospita migliaia di persone nel corso di un paio di eventi musicali in primavera ed estate (10-12.000 presenze per ognuna delle manifestazioni); da qualche anno, sulla base di uno specifico modello gestionale messo a punto dalla Società Canavesana Servizi (l’azienda pubblica alla quale sono affidati i servizi sul territorio eporediese), è stato promosso in modo incisivo il compostaggio domestico e la raccolta della frazione organica è limitata a poche utenze.

Quindi nel caso di Lemie l’obiettivo del compostaggio di comunità è ridurre la quota di frazione organica nel rifiuto indifferenziato, evitando di attivare un costoso servizio di raccolta differenziata su un territorio molto decentrato. Nel caso di Vialfrè lo stesso obiettivo si inserisce in un’ottica di rafforzamento di un modello che ha già dimostrato una sua efficacia ma che ha anche evidenziato alcuni limiti (non è possibile “forzare” più di tanto la pratica del compostaggio domestico ed è antieconomico mantenere il servizio di raccolta differenziata dell’umido per poche utenze).

2.2 Materiali e metodi

Le due iniziative si sono caratterizzate, sotto il profilo organizzativo, secondo una serie di elementi comuni:

- utilizzo di cassette in legno di larice, con volumetria complessiva di circa 5 m³, costituite da uno scomparto di immissione dei rifiuti e biossidazione accelerata, uno di maturazione ed uno per lo stoccaggio del materiale ligno celluloso di supporto (“strutturante”);
- materiali posti a contatto diretto con il suolo, con solo creazione di una base drenante di fascine nel comparto di immissione dei rifiuti;
- conferimenti, effettuati direttamente dai cittadini, del rifiuto organico umido sfuso;
- accesso alla casetta solo da parte delle famiglie coinvolte, alle quali sono state assegnate delle chiavi;

- localizzazione della casetta nel nucleo abitato o nell'immediata adiacenza;
- presenza di un incaricato volontario che segua quotidianamente l'installazione, con compiti di controllo, apporto di materiale strutturante, miscelazione superficiale, segnalazione anomalie ecc.;
- supporto tecnico da parte di un agronomo che effettua verifiche all'incirca mensili, effettua il rivoltamento e stabilisce la disponibilità del compost per l'uso;
- titolarità dell'installazione del Comune;
- coinvolgimento attivo del gestore del servizio di raccolta dei rifiuti nell'integrazione di tale pratica con gli altri servizi erogati;
- definizione di compiti e responsabilità per ognuno degli attori coinvolti, sulla base di una specifica convenzione.

I protocolli gestionali sono stati messi a punto in coerenza con le "Linee Guida" redatte nel corso dello stesso progetto C3PO [1] (http://www.c3-po.eu/pdf/download/linee-guida-compostaggio-di-comunita_rev_02.pdf).

In particolare è stato richiesto agli utenti, almeno per la prima fase di sperimentazione, di conferire **ESCLUSIVAMENTE** materiali di origine vegetale, evitando scarti di carne, pesce ecc. Per Lemie il target dell'iniziativa pilota era rappresentato da n. 10 famiglie residenti tutto l'anno, corrispondenti a 20 abitanti, e n. 66 famiglie presenti saltuariamente, per le quali si stima una presenza media di 2,5 persone a famiglia per 45 giorni all'anno, corrispondenti a 20 abitanti equivalenti. L'apporto potenziale atteso era quindi di circa 3 t/anno, sulla base di un indicatore di 73 kg/abitante anno, dato ottenuto da una campagna di misurazione diretta condotta dalla Direzione Ambiente della Regione Piemonte nell'ambito del precedente progetto Alcotra R2D2 [1].

Per Vialfrè il target dell'iniziativa pilota era rappresentato n. 33 famiglie che non praticavano il compostaggio domestico, corrispondenti a circa 70 abitanti. In questo caso quindi l'apporto potenziale era pari a circa 5 t/anno.

I progetti sono stati supportati da specifiche campagne di comunicazione che hanno previsto materiali informativi e di visibilità, incontri pubblici e coinvolgimento dei media locali.

Durante i sopralluoghi periodici il tecnico ha rilevato i seguenti parametri:

- Temperatura dello scomparto di immissione
- Presenza di materiali estranei (plastica ecc.)
- Intrusione di roditori
- Presenza di odori molesti
- Presenza di percolato
- Danneggiamenti, atti di contrasto.

Al termine di ogni sopralluogo è stata apposta una scheda sintetica di "feedback" rivolta agli utenti, per comunicare lo stato dell'installazione e del processo e le eventuali criticità riscontrate.

2.3 Risultati

Il periodo di osservazione ed analisi riguarda il primo "lotto" di immissione e trasformazione dei rifiuti organici.

Tale lotto comprende il periodo che è andato dal giorno dell'inaugurazione (per Lemie il 15/03/14 e per Vialfrè il 03/05/14) a quello del "rivoltamento", ossia della movimentazione del materiale dallo scomparto di immissione a quello di trasformazione, tenendo presente che i conferimenti più recenti sono stati ovviamente mantenuti nello scomparto di immissione.

Agli utenti coinvolti era stato consegnato un calendario apposito nel quale riportare il numero di secchielli (biopattumiere) conferiti ogni settimana, ai fini della valutazione delle quantità globalmente immesse nella casetta. Poiché nella pratica questo compito di "registrazione"

non è stato assolto dagli utenti, una valutazione delle quantità conferite è stato effettuato per via induttiva tenendo conto di:

- volume di compost presente dopo la maturazione (dato misurato)
- densità apparente del compost (dato misurato)
- perdita in peso di processo (dato medio stimato)
- quota rappresentata dal materiale strutturante (% in peso sull'impresso)
- periodo di alimentazione di riferimento (giorni).

La tab. 1 riporta i dati relativi ai quantitativi immessi ed al posizionamento rispetto al target delle iniziative.

	Lemie	Vialfrè
Periodo di conferimento	228 giorni	132 giorni
Quantità compost grezzo	350 kg	530 kg
Quantità FORSU immessa	2,7 kg/giorno	6,8 kg/giorno
abitanti eq. corrispondenti	n. 13	n. 34
Tasso di partecipazione	33%	49%

Tab. 1 – *Stima dei quantitativi di rifiuti organici immessi e del tasso di partecipazione effettiva*

Quindi la partecipazione è parziale, con un tasso più elevato a Vialfrè. A Lemie può aver inciso anche una collocazione maggiormente decentrata della casetta, tenendo presente la conformazione del paese (percorso di accesso in pendenza) e la presenza di neve nel periodo invernale.

La tab. 2 riporta i dati relativi agli elementi misurati e valutati durante le rilevazioni periodiche di monitoraggio da parte del tecnico.

Va sottolineato come:

- i materiali estranei presenti, per altro in quantità modesta, sono stati in larga parte eliminati durante la vagliatura grossolana finale (20 mm)
- a Lemie, nonostante le indicazioni fossero diverse, è stata riscontrata spesso la presenza di scarti di carne o pesce
- a Vialfrè, vi è stato un cambio nel volontario referente, con un periodo di “scarso presidio” che ha influito negativamente per qualche settimana sulla qualità del processo.

	Lemie (n. 7 rilevazioni)	Vialfrè (n. 6 rilevazioni)
Temperatura camera immissione	Range 24-50 °C Media: 37 °C	Range 27-51 °C Media: 40 °C
Presenza di materiali estranei (plastica ecc.)	29% dei rilievi	33% dei rilievi
Intrusioni roditori	14% dei rilievi	0% dei rilievi
Presenza odori molesti	0% dei rilievi	33% dei rilievi
Presenza percolato	0% dei rilievi	17% dei rilievi
Danneggiamenti, atti di contrasto	0% dei rilievi	0% dei rilievi

Tab. 2 – *Elementi oggetto di monitoraggio (rilevazioni periodiche)*

Per quanto riguarda gli aspetti qualitativi del processo e dei materiali ottenuti, sono state effettuate dai laboratori di IPLA S.p.A., per conto della Regione Piemonte, delle analisi sul materiale più fresco (mediamente con 5-6 mesi di processo), prioritariamente finalizzate alla verifica della stabilizzazione ed igienizzazione, e delle analisi sul materiale prima della distribuzione agli utenti (mediamente 7-8 mesi di processo), finalizzate alla verifica dei principali

parametri della normativa sui fertilizzanti (D.Lgs. 75/2010), per ciò che attiene agli ammendanti compostati misti.

La tabella 3 riporta i parametri misurati sul materiale in trasformazione rispettivamente di Lemie (età media: 5 mesi) e Vialfrè (età media: 6 mesi).

Parametro	Unità di misura	Metodo	LEMIE	VIALFRE'
pH	unità di pH	1	8,59	8,24
Umidità campione TQ	% tq	1	57,73	56,73
Umidità campione standardizzato	% tq	4	57,73	56,73
Solidi totali campione standardizzato	% tq	4	42,27	43,27
Solidi volatili	% s.s.	4	56,96	47,83
Ceneri	% s.s.	4	43,04	52,17
Salmonella spp.	25 g t.q.	3	assente	assente
Escherichia Coli	UFC/g	2	< 40	150,00
Indice di respirazione dinamico potenziale IRDP	mg O ₂ / kg s.v.*h	4	533	482
METODICHE DI RIFERIMENTO				
1	REGIONE PIEMONTE, IPLA, ARPA, DI.VA.P.R.A., 1998. Metodi di analisi del compost - Collana Ambiente n. 6			
2	IRSA-CNR, Quaderni 100 : 1994 - Met. 7030			
3	IRSA-CNR, Quaderni 100			
4	Specifica Tecnica UNI/TS 11184			

Tab. 3 – Risultati analitici dopo la 1ª fase di maturazione a Lemie ed a Vialfrè

Si sottolineano sia l'avvenuta stabilizzazione del materiale, con valori di Indice di respirazione dinamico bassi (circa 500 mg O₂/kg SV * h), che l'igienizzazione, con assenza di patogeni (Escherichia coli e Salmonella spp).

La tabella 4 riporta i parametri misurati sul materiale dopo un periodo più lungo di maturazione, rispettivamente per Lemie (età media: 7 mesi) e Vialfrè (età media: 8 mesi). La necessità di concludere le attività del progetto C3PO nei tempi assegnati, non ha consentito di posticipare l'effettuazione delle analisi, valutando ad esempio materiale con almeno 12 mesi di processo, tenendo conto degli effettivi tempi di trasformazione in ambienti montani e pedemontani [2].

Parametro	Unità di misura	Metodo	LEMIE	VIALFRE'	Limiti D.Lgs n. 75/2010
Umidità	% TQ	2	59,52	52,24	< 50
pH	unità di pH	1-2	8,69	8,05	6,00-8,50
Conducibilità elettrica	microohm	1-2	2,41	2,16	
Salinità	meq/100g s.s.	1-2	74	57	
Indice di germinazione	%	2	86	91	≥ 60
Carbonio Organico Totale	% s.s.	1-2	33,50	22,90	> 20
Humus totale	% s.s.	1-2	4,07	2,66	> 7,00
Acidi umici	% s.s.	2	1,96	1,05	
Acidi fulvici	% s.s.	2	2,11	1,62	

Segue

Parametro	Unità di misura	Metodo	LEMIE	VIALFRE'	Limiti D.Lgs n. 75/2010
Azoto totale	% s.s.	2	2,24	1,70	
Azoto organico	% s.s.	2	2,21	1,67	
Azoto inorganico	% s.s.	2	0,03	0,04	
Azoto organico / Azoto totale	%	-	99	98	> 80
Rapporto C/N	-	-	15	14	< 25
Fosforo totale (P)	% s.s.	1-2-3	1,91	1,53	
Fosforo totale (P2O5)	% s.s.	1-2-3	4,38	3,51	
Potassio totale (K)	% s.s.	1-2-3	2,12	1,86	
Potassio totale (K2O)	% s.s.	1-2-3	2,55	2,24	
Piombo totale	mg/kg s.s.	1-2-3	72	63	140
Cadmio totale	mg/kg s.s.	1-2-3	0,80	0,60	1,5
Zinco totale	mg/kg s.s.	1-2-3	268	203	500
Rame totale	mg/kg s.s.	1-2-3	155	130	230
Nichel totale	mg/kg s.s.	1-2-3	34	30	100
Mercurio totale	mg/kg s.s.	1-2-3	0,25	0,18	1,5
Cromo esavalente	mg/kg s.s.	2	0,14	0,11	0,5
Salmonella spp.	25 g t.q.	2	assente	assente	assente
Escherichia coli	UFC/g	2	< 10	40	< 1000
Materiali plastici vetro e metalli >2 mm	% s.s.	2	0,42	1,21	< 0,50
Inerti litoidi >5 mm	% s.s.	2	0	7	< 5,00
METODICHE DI RIFERIMENTO					
	1	IRSA-CNR, 1985. Metodi analitici per i fanghi. Quaderni Ist. Ric. Acque, 64			
	2	REGIONE PIEMONTE, IPLA, ARPA, DI.VA.P.R.A., 1998. Metodi di analisi del compost - Collana Ambiente n. 6			
	3	REGIONE PIEMONTE, IPLA, ARPA, DI.VA.P.R.A., 1987. Impiego in Agricoltura dei fanghi di depurazione - Collana Ambiente n. 10			

Tab. 4 – Risultati analitici dopo ulteriore maturazione a Lemie ed a Vialfrè

Va innanzitutto evidenziato come i compost ottenuti non abbiano elementi di fitotossicità, come dimostrano i valori molto buoni dei test di germinazione, e rientrino ampiamente anche nei parametri limite dei metalli pesanti.

Il contenuto dei principali elementi nutritivi è adeguato, l'umidità è risultata leggermente troppo elevata e in un caso il pH ha sfiorato per poco il limite di legge: in entrambi i casi si tratta di parametri che all'atto pratico non hanno particolare rilevanza.

A Vialfrè si è riscontrata una presenza di Materiali plastici vetro e metalli >2 mm un po' superiore al limite di legge (1,21% contro lo 0,50%).

L'unico parametro, significativo sotto il profilo agronomico, che è rimasto abbastanza lontano dai valori prescritti dalla norma sui fertilizzanti è quello relativo all'Humus totale. Si può però affermare come anche questo elemento, non essendo il compost destinato alla vendita, non costituisca un problema all'atto pratico.

Infine, al fine di valutare l'impatto delle iniziative pilota sulla qualità del rifiuto indifferenziato residuo, sono state effettuate delle analisi tese ad identificare la frazione compostabile, la

frazione organica putrescibile e, specificamente quella di origine vegetale (oggetto del compostaggio di comunità) in questo flusso dei rifiuti urbani.

La Frazione compostabile totale è risultata pari al 43,3% a Lemie ed al 29,2% a Vialfrè; la Frazione organica putrescibile è risultata pari al 39,5% a Lemie ed al 24,3% a Vialfrè; l'Organico di origine vegetale invece è risultato pari al 32,0% a Lemie ed al 19,6% a Vialfrè.

In considerazione del fatto che in entrambi i casi viene ovviamente effettuata la raccolta differenziata delle frazioni "secche", tali valori denotano come a Vialfrè l'effetto di riduzione della frazione organica ottenuta con la pratiche del compostaggio domestico e di comunità sia rilevante, mentre a Lemie tale effetto è ancora poco visibile.

3. Conclusioni

Dai risultati delle esperienze pilota condotte a Lemie e Vialfrè si può affermare che sotto il profilo tecnico la pratica del compostaggio di comunità con cassette in legno (e, analogamente, con cassoni), su potenzialità di qualche tonnellata all'anno di frazione organica, sia concretamente fattibile, come tra l'altro dimostrato in altre realtà europee, francesi in particolare [3]. Condizione essenziale per avere costi di gestione molto contenuti (legati essenzialmente all'ammortamento delle attrezzature e delle azioni di start up) è la presenza di volontari formati, motivati e responsabili.

Altro elemento fondamentale è la corretta gestione, in particolare per la miscelazione del materiale lignocellulosico ed il controllo della correttezza dei conferimenti.

Si è riscontrato, come era prevedibile, che non tutti gli utenti ai quali le installazioni si rivolgono partecipano effettivamente: occorre l'adozione di una strategia di incentivo/controllo, oltre che una comodità accettabile nella localizzazione e nell'accesso.

Si è inoltre rilevato come la prescrizione di immettere in modo limitato scarti di carne e pesce non sia sempre recepita.

In ogni caso, affinché tale pratica possa effettivamente diffondersi e svolgere un ruolo di rilievo nelle strategie di gestione dei rifiuti nelle aree rurali, occorre una semplificazione normativa, così come tra l'altro prevista dal DDL 1676 (Collegato ambientale Legge di Stabilità 2014).

Bibliografia

[1] Marchesi R., Bianco C. e Accotto E.G. "Linee guida per la realizzazione di iniziative di compostaggio di comunità mediante cumuli statici in cassoni o cassette". Atti dei seminari di ECOMONDO 2014.

[2] AA.VV. Regione Autonoma Valle d'Aosta. Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambient. "Esiti del programma sperimentale di monitoraggio della qualità del compost domestico" 2014.

[3] AA.VV. ADEME "Guide methodologique du compostage partagé (ou semi-collectif)". Novembre 2012

MONICOMP

Domenico Paglia, domenico.paglia@city-net.it NTA srl Monterotondo RM

Riassunto

Il monitoraggio del compostaggio domestico, a cui sono dedicati degli sgravi tariffari, può essere oggi supportato da un sistema informatizzato, basato su Smart Phone, che rende le visite ispettive più oggettive e permette alla Pubblica Amministrazione di avere una base dati georeferenziata e un database utilissimo per la programmazione degli interventi. Il sistema permette il rilevamento sul posto di parametri di processo, quali temperatura, pH e umidità, e dello stato generale della compostaggio. Ogni compostiera ha il suo codice univoco scritto su un tag NFC (Near Field Communication) che viene letto dalla APP su smart phone.

Summary

Home composting monitoring, usually with fare reduction, can be now supported by a computerized system, based on Smart Phone, which makes inspections more objective and allows the authorities to have a geo-referenced database very useful for the planning. The system allows survey the process parameters, such as temperature, pH and moisture, and the general state of the composting. Each composter has its unique code written on a tag NFC (Near Field Communication). The tag is then read by the APP on the smart phone.

1. Introduzione

Il compostaggio domestico è una semplice pratica che, imitando i processi che avvengono spontaneamente in natura, permette ai cittadini di trasformare in modo autonomo i rifiuti organici gli scarti alimentari; è importante perché permette di trattare oltre il 30% dei rifiuti prodotti a livello familiare.

Il compostaggio domestico comincia ad essere un valido strumento nella gestione integrata dei rifiuti dove la frazione organica rappresenta un peso fisico ed economico importante. L'organico è l'unica frazione (insieme naturalmente al secco residuo) ad non avere il supporto finanziario dell'accordo ANCI CONAI che fornisce ai comuni un contributo per le altre frazioni (carta, plastica ecc.) raccolte. Il compostaggio domestico è stato fino a tempi recenti un'iniziativa del singolo basata sul volontario impegno di solati cittadini. Da qualche anno, anche con il contributo di Province e Regioni, si sta diffondendo la pratica dello sconto tariffario spesso inquadrando il tutto in un impegno più vasto dei comuni a sostegno di questa iniziativa.

L'esperienza pratica ha dimostrato che la distribuzione delle compostiere da sola, senza una efficace strategia di supporto, comunicazione, monitoraggio e controllo, non porta ad una crescita significativa dei conferimenti della frazione organica.

L'Albo compostatori comunale, in via di adozione in molti Comuni, rappresenta la formalizzazione di un reciproco impegno tra cittadini e comune. Ad esso corrispondono reciproci diritti e doveri.

Il Comune ha il diritto di verificare l'effettivo compostaggio del rifiuto organico presso l'utenza che ha dichiarato di aderire all'Albo e di richiedere quindi la riduzione tariffaria. Oltre

alla verifica stessa le visite periodiche possono fornire supporto tecnico alle utenze per questa pratica.

Purtroppo le ispezioni presso le utenze che dichiarano di effettuare il compostaggio domestico (quindi aderenti all'Albo Compostatori Comunale) non vengono quasi mai fatte. Quando lo sono esse sono effettuate da personale di cooperative giovanili e con operatori che potrebbero non garantire il corretto svolgimento di una visita tecnico/ispettiva oggettiva ed ottimale del singolo sito. Non esiste uno standard di come queste visite andrebbero effettuato e quali dati dovrebbero riportare. Non vi è modo, attualmente, di controllare neanche che l'ispezione sia realmente avvenuta.

Inoltre la mancanza di una base dati omogenea e interpretabile, come ad esempio una Albo compostatori georeferenziato, riduce le potenziali ottimizzazioni dei servizi di raccolta, possibili solo partendo da dati puntuali delle adesioni.

Per questo è stato sviluppato un sistema, MoniComp, per il monitoraggio e la promozione del compostaggio domestico secondo uno standard oggettivo e, secondo chi scrive, di qualità.

2.Relazione

2.1 I controlli

MoniComp integra le più moderne tecnologie per rendere facile, semplice ed efficace il controllo puntuale delle compostiere attive e gestire in tempo reale un database aggiornato e georeferenziato dell'Albo Compostatori, consultabile su qualsiasi computer in rete.

Il sistema prevede l'attivazione di controlli a tappeto sulle compostiere attive. I controlli non hanno una valenza sanzionatoria, ma trasmettono un messaggio forte e chiaro alla popolazione sulla coerenza normativa della raccolta differenziata e sulla caratteristica oggettiva, perché basata su misure, del sistema di monitoraggio .

I controlli a domicilio saranno distribuiti nell'arco dell'anno, prenderanno il via attraverso una serie di visite porta a porta presso gli utenti che hanno richiesto lo sgravio tariffario per il compostaggio: gli operatori incaricati e dotati di tesserino di riconoscimento verificheranno il corretto utilizzo della compostiera attraverso il sistema MONICOMP descritto di seguito. Contestualmente al primo controllo, oppure alla prima distribuzione delle compostiere, sarà applicato alla compostiera il tag che contraddistingue l'utenza. I dati anagrafici e di georeferenziazione raccolti saranno utilizzati per la costruzione, ove assente, o dal rilancio quando già costituito, dell'Albo Compostatori di ciascun comune.

I controlli vengono realizzati da personale o incaricati dell'ente Locale o dell'Azienda di igiene urbana, previa formazione sull'utilizzo della strumentazione e del software.

2.2 Il Kit

Il sistema MONICOMP consiste in un kit, appositamente assemblato che permette di misurare la qualità del processo di compostaggio e di una APP per Smart Phone che permette l'introduzione dei dati e la validazione della posizione della visita, nonché l'effettiva presenza dell'operatore presso il domicilio in cui è ubicata la Compostiera.

Le Compostiere, vengono infatti dotate di un NFC (Near Field Communication) . Ogni NFC ha un proprio codice seriale non riscrivibile e un'area di memoria (per esempio per un testo) scrivibile. L'introduzione dei dati viene validata dalla lettura dell'etichetta e, in particolare, del suo codice, lettura che può essere realizzata attraverso lo Smart Phone, Si noti che questo è, da un punto di vista tecnico, l'unico modo per garantire la certificazione della visita infatti altri metodi ipotizzabili hanno i seguenti difetti:

1. La lettura di codici a barre o di QRCode identificativi potrebbe essere simulata dalla lettura di una stampa effettuata ad hoc.

2. L'uso della posizione (per esempio da GPS) è soggetta ad errori e l'operatore potrebbe semplicemente fermarsi in strada, fuori del giardino dove è posizionata la compostiera senza raggiungerla.
3. La firma dell'utente visitato potrebbe essere concordata o simulata.

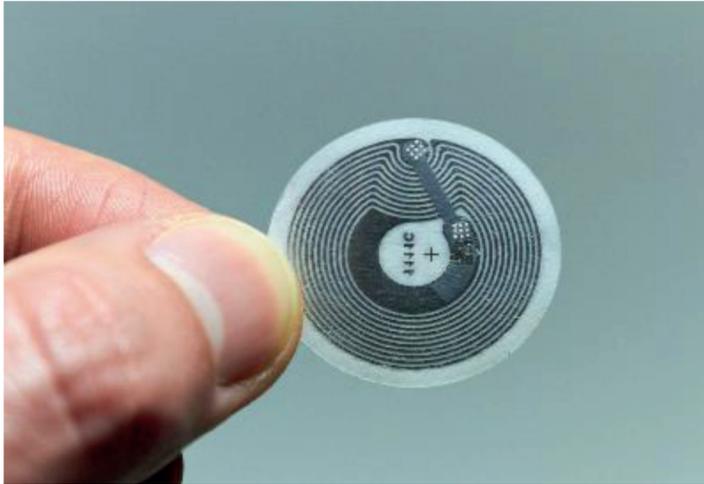


Fig. 1 – Esempio di un TAG NFC commerciale del costo di pochi centesimi

Il kit Monicomp permette di verificare il seguente insieme di parametri:

1. Temperatura
2. Umidità
3. Ph.

La strumentazione è selezionata tra quella disponibile sul mercato per applicazioni diverse ma che, dopo attenta validazione, si è dimostrata valida allo scopo:

- Termometro digitale con spillone di almeno 20 cm (misura temperatura)
- Bilancia di precisione per pesatura campione per misura pH con aggiunta di acqua distillata e doppia pesatura campione umidità (prima e dopo essiccazione)
- Phon/sbrinatori per essiccazione campione
- Piaccametro tipo da piscina: misura del pH dopo aggiunta di 3 parti d'acqua distillata (procedura ISPRA)

Tutta la procedura di misura è ben documentata e permette il campionamento anche da parte di personale non particolarmente esperto.

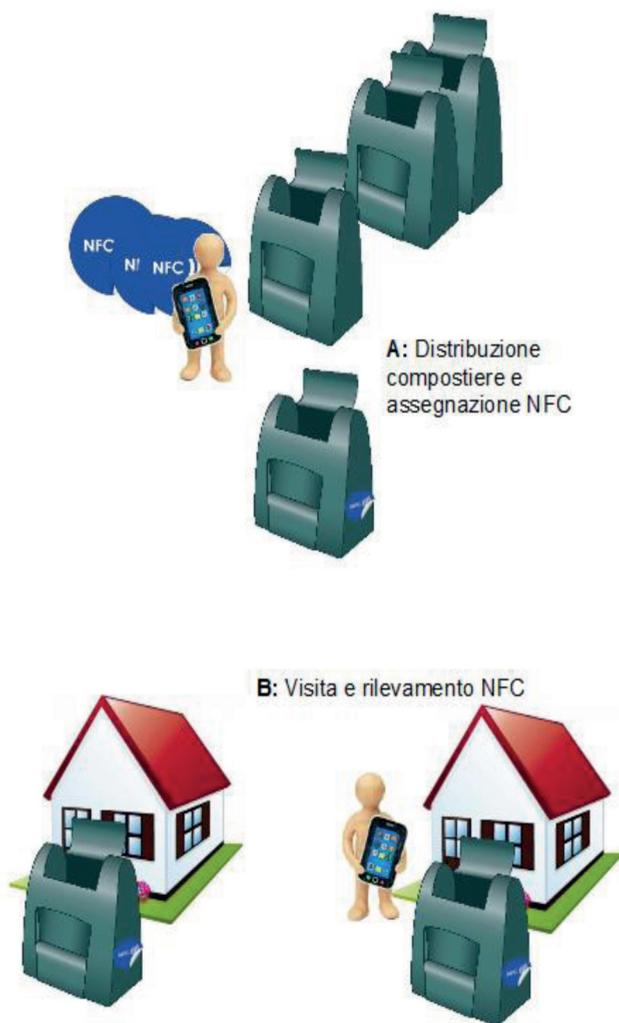


Fig. 2 – Schema generale di funzionamento di Monicomp, l'assegnazione dell'NFC può avvenire anche nel caso di prima visita alle compostiere già distribuite

La APP MONICOMP permette:

1. La registrazione dell'abbinamento compostiera-utente (Nella fase di consegna iniziale della compostiera all'Utente, si può procedere all'inizializzazione della compostiera, creando in automatico l'Albo dei Compostatori del Comune)
2. L'importazione/esportazione da file excel o da data base MySQL su Server
3. La georeferenziazione indirizzi di ubicazione delle Compostiere
4. Il collegamento del navigatore dello Smart Phone
5. L'introduzione dei dati rilevati (temperatura, pH, umidità ecc.)
6. L'inserimento di note
7. L'invio dei dati dell'ispezioni per posta elettronica oppure il caricamento su data base MySQL su Server

2.3 Flow Chart

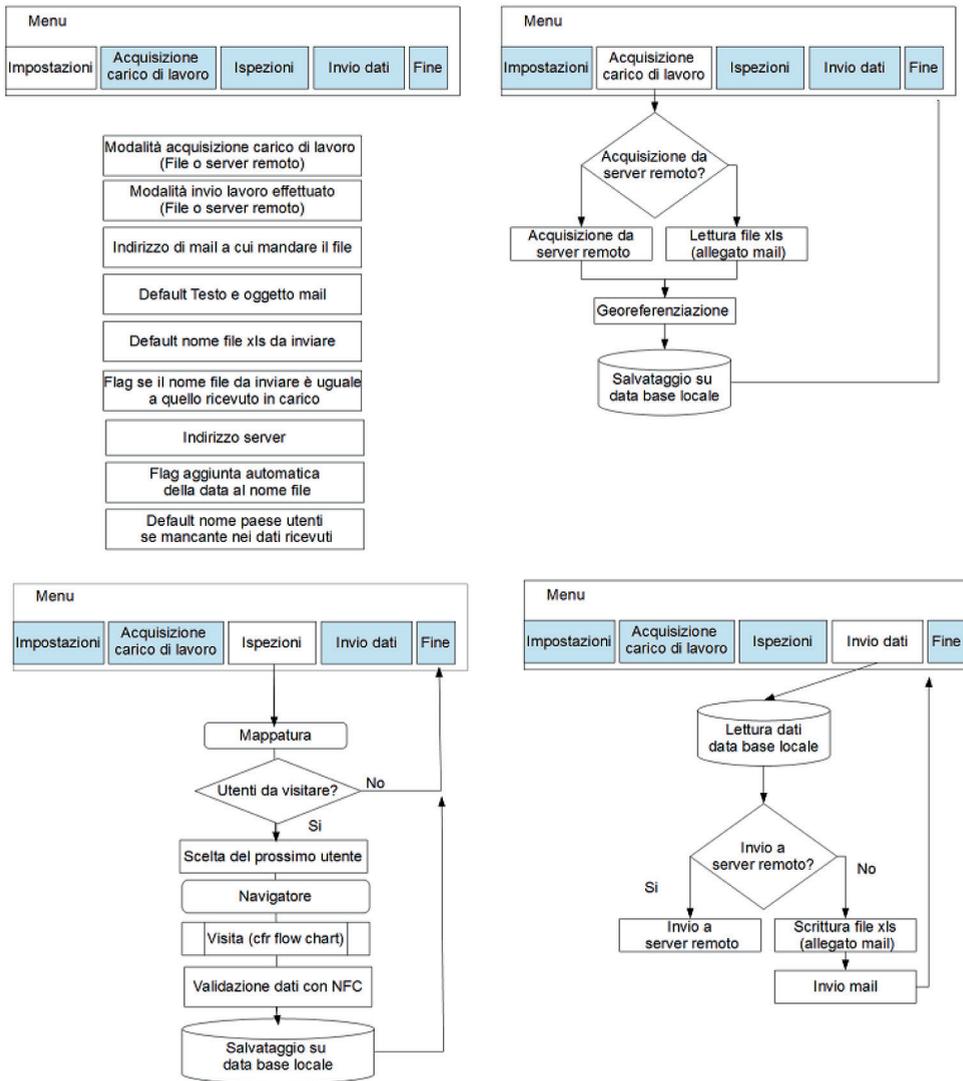


Fig. 3 – Flow chart APP Monicomp

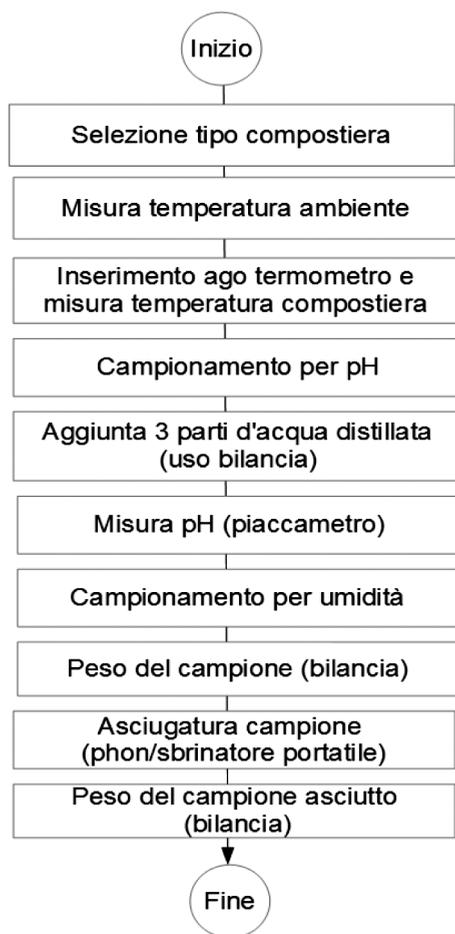


Fig. 4 – Flow chart delle misure MONICOMP presso un sito di compostaggio domestico

3. Conclusioni

La procedura di misurazione permette la valutazione del processo di compostaggio in atto presso l’utenza in modo standardizzato e oggettivo anche se il campionamento viene effettuato da personale senza una elevata capacità tecnica e con strumentazione economica.

La combinazione NFC e Compostiere domestiche permette, grazie al codice univoco dell’NFC TAG, di avere a disposizione una “targa” impossibile da contraffare. Con una APP come Monicomp diventa estremamente facile effettuare sopralluoghi a fini ispettivi e di supporto tecnico a vantaggio dell’Amministrazione Comunale e dei cittadini tutti. La misurazione di semplici parametri di processo rende “oggettiva” la valutazione dello stato del compostaggio in atto presso le utenze e permette una loro semplice geolocalizzazione.

Province e Comuni potranno avere un quadro esaustivo dello stato del compostaggio nei territori di competenza con la possibilità di programmare e focalizzare meglio gli interventi in determinate aree, rinforzare ove necessario le campagne informative, offrire all’utenza il necessario supporto e una presenza

GLOBAL WATER EXPO – CONVEGNO

MONITORAGGIO E CONTROLLO DEI MICROINQUINANTI PRIORITARI NELLE ACQUE E TECNICHE DI RIMOZIONE NEGLI IMPIANTI DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO E DELLE ACQUE REFLUE

La qualità delle risorse idriche e il benessere collettivo sono oggi minacciati dalla presenza e dall'interazione nell'ambiente di molteplici composti chimici. I recenti sviluppi della normativa europea per la protezione dei corpi idrici prevedono stringenti obblighi di monitoraggio per composti prioritari ed emergenti. Problemi connessi con la qualità delle acque comprendono la messa a punto di metodi analitici che permettano la determinazione simultanea di più micro-contaminanti e la valutazione degli effetti che la contaminazione multipla può avere sulla qualità degli ecosistemi e sulla salute dell'uomo con attenzione soprattutto su alcuni specifici contaminanti quali composti farmaceutici, ormoni, ritardanti di fiamma, composti presenti nei cosmetici, composti fluoroalchilici. L'applicazione dei "water safety plans" dell'OMS a livello nazionale richiede un cambiamento nell'approccio di valutazione e gestione del rischio per le acque destinate al consumo umano. È necessario, inoltre, approfondire le conoscenze sulla rimozione naturale dei composti prioritari in acque e suolo, e l'efficacia dei trattamenti delle acque destinate al consumo umano e delle acque reflue per il conseguimento degli obiettivi di qualità dei piani regionali di tutela delle acque. Altri aspetti importanti riguardano la conservazione della qualità dell'acqua durante tutto il ciclo di distribuzione e gli eventuali rischi per la salute associati al riuso delle acque in ambienti agricoli e urbani.

A cura di: **Irsa Cnr, Istituto Superiore di Sanità, INCA, Setac, Utilitalia, CTS Ecomondo**
Presidenti di sessione:

- Mario Carere, *Istituto Superiore di Sanità, Roma*
- Giuseppe Mininni, *CNR, Istituto di Ricerca Sulle Acque, Monterotondo (Roma)*

Residui farmaceutici nei reflui civili e negli ecosistemi acquatici: il caso di Roma e del fiume Tevere

Luisa Patrolecco patrolecco@irsa.cnr.it, Nicoletta Ademollo, Silvio Capri, Jasmin Rauseo, Istituto di Ricerca sulle Acque, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Via Salaria km 29,300, 00015 Monterotondo Scalo, Roma

Riassunto

Gli impianti di trattamento delle acque reflue civili (WWTP) sono la via principale di ingresso dei residui farmaceutici nell'ambiente acquatico in quanto non sono in grado di rimuoverli completamente. In questo studio sono stati considerati alcuni fattori che possono influenzare i livelli di contaminazione e persistenza dei farmaci nelle acque superficiali. In particolare, è stato effettuato un monitoraggio stagionale di farmaci selezionati negli influenti-effluenti provenienti da quattro WWTP che servono la città di Roma (Italia) e lungo il tratto urbano del fiume Tevere. I risultati confermano che i WWTP sono la principale fonte di contaminazione del fiume. Anche se il fattore di diluizione del recettore finale risulta importante nel diminuire la contaminazione, il continuo rilascio di prodotti farmaceutici dagli effluenti nell'ambiente acquatico può portare ad un rischio ecologico per l'ecosistema.

Summary

Municipal wastewater treatment plants (WWTPs) are the major pathway for pharmaceuticals (PPs) into the aquatic environment because they are not able to remove them effectively. In this study, several factors affecting the levels of contamination and persistence of PPs in surface waters have been considered. In particular, a seasonal monitoring of selected drugs in some influent-effluents from municipal WWTPs around the city of Rome (Italy) and along the urban stretch of the Tiber River has been performed. The results suggest that the WWTPs are the main source of river contamination. Although the dilution factor of the receiving waters is important in decreasing the final concentration of PPs, the continuous release of pharmaceuticals from effluents into the aquatic environment may pose an ecological risk for the ecosystem.

1. Introduzione

I residui farmaceutici sono “contaminanti emergenti” ossia composti non regolamentati dalle normative vigenti, la cui valutazione del rischio e la cui ecotossicità spesso non sono note, rendendo difficile predirne gli effetti sugli ecosistemi e sulla salute umana. L'inquinamento da farmaci è sostanzialmente di natura antropogenica. I principi attivi che l'uomo assume sempre più massivamente sono solo in parte trasformati e/o trattenuti all'interno dell'organismo, mentre la maggior parte viene escreta come composto parentale o come metabolita raggiungendo, tramite la rete fognaria, gli impianti di depurazione dei reflui civili [1]. Questi non sono in grado di rimuovere totalmente i farmaci che vengono, quindi, riversati nei sistemi recettori attraverso i loro effluenti [2]. I farmaci non sono ad oggi

considerati sostanze pericolose né prioritarie e non sono, quindi, inclusi nei normali programmi di monitoraggio ambientale (ad eccezione dell'estrogeno naturale 17- β -estradiolo, dell'estrogeno sintetico 17- α -etinilestradiolo e dell'antinfiammatorio diclofenac) [3]. Solo recentemente la comunità scientifica e le autorità di governo stanno volgendo la loro attenzione verso il possibile impatto ambientale e le dinamiche di diffusione negli ecosistemi acquatici dei residui farmaceutici.

2. Relazione

È stato effettuato un monitoraggio stagionale di farmaci selezionati negli influenti-effluenti provenienti da quattro WWTP che servono la città di Roma (Italia) e in alcuni siti del fiume Tevere localizzati a valle degli effluenti.

2.1 Materiali e metodi

La scelta dei farmaci oggetto di questo studio è stata effettuata confrontando dati di letteratura riguardanti il consumo medio da parte della popolazione residente nell'area presa in esame, la regione Lazio (Tab. 1). Sono stati effettuati campionamenti in quattro impianti di trattamento delle acque reflue che servono la città di Roma: 1) WWTP Roma nord (RN); 2) WWTP Roma sud (RS); 3) WWTP Roma est (RE) e 4) WWTP Roma Ostia (RO). Gli impianti RN e RE raccolgono liquami domestici mescolati a quelli di origine industriale, mentre gli altri due solo reflui di origine domestica. Per ogni impianto sono stati effettuati, per una settimana, prelievi giornalieri di campioni compositi provenienti dagli influenti (IN) e dagli effluenti (OUT). I campioni sono stati prelevati a maggio e novembre 2011 in quanto in questi periodi è stata riscontrata una significativa differenza nelle condizioni di portata del fiume ricevente le acque reflue. Parallelamente ai prelievi dei reflui, sono stati effettuati campionamenti lungo il fiume Tevere in quattro diversi siti: 1) a monte del tratto urbano del fiume (sito UP); 2) a nord di Roma (sito RN); 3) a sud di Roma (sito RS); 4) nel tratto finale del bacino (sito RO). Un quinto campionamento è stato effettuato nel fiume Aniene (AN).

Classe terapeutica	Consumo medio DDD/1000abitanti	Farmaci scelti per lo studio
Antiepilettici	56	carbamazepina
Regolatori lipidici	150	acido clofibrico
		fenofibrato
		gemfibrozil
Analgesici/antiinfiammatori (FANS)	50	diclofenac
		fenoprofene
		ibuprofene
		ketoprofene
		naprossene
Ormoni steroidei	40	17- β estradiolo
		17- α -etinilestradiolo
		estrone

Tab. 1 – Farmaci considerati nello studio raggruppati per classe terapeutica e suddivisi in base al consumo medio giornaliero (DDD/1000 abitanti) nella regione Lazio (Gruppo di lavoro OsMed, 2012)

Tutti i siti di campionamento, ad eccezione del sito UP, erano posti ad una distanza di circa 2 Km a valle dei rispettivi effluenti degli impianti di trattamento considerati. I campioni acquosi (reflui o acqua fluviale), sono stati precedentemente filtrati e sottoposti ad una fase di estra-

zione/preconcentrazione tramite una procedura off-line SPE (Solid Phase Extraction) [4]. L'analisi strumentale è stata effettuata con LC-MS/MS.

2.2 *Risultati e discussione*

Nella Tabella 2 vengono riportate le concentrazioni di 12 farmaci determinati negli influenti/effluenti degli impianti di depurazione esaminati in due diversi periodi stagionali. Carbamazepina, naprossene, fenoprofene, diclofenac, ibuprofene, acido clofibrico e gemfibrozil sono stati rilevati in tutti i WWTP e in entrambi i periodi stagionali, il ketoprofene è stato rilevato in una sola occasione (maggio 2011) in due impianti mentre l'estrone è stato rilevato solo negli effluenti di tre dei quattro impianti di depurazione. Fenofibrato, estradiolo e etinilestradiolo non sono mai stati riscontrati. I livelli di concentrazione riscontrati, indipendentemente dal sito e dalla stagione considerata, suggeriscono che queste classi farmaceutiche sono cronicamente consumate, confermando un ampio uso di FANS, di regolatori lipidici e di antiepilettici da parte dei residenti nell'area urbana della città di Roma. In letteratura si ritrovano dati di concentrazione in acque reflue civili coerenti con quelli riscontrati nel presente studio [5,6].

2.2.1 *Stagionalità*

Durante il periodo primaverile è stato osservato un aumento delle concentrazioni di tutti i composti farmaceutici considerati sia negli influenti che negli effluenti rispetto al periodo invernale. L'unica eccezione a questo andamento era rappresentata dall'ibuprofene nell'effluente dell'impianto RO. I valori più elevati in primavera sono direttamente correlati ai maggiori carichi di composti farmaceutici che raggiungono gli impianti di trattamento. Per ogni composto, sono state calcolate le efficienze di rimozione di ciascun impianto e le più basse sono state osservate per diclofenac, carbamazepina e gemfibrozil, indipendentemente dall'impianto considerato. Dal confronto con la letteratura emerge che tali efficienze di rimozione sono in linea con quelle di altri studi [7]. La classe dei FANS ha mostrato percentuali di rimozione che variavano dal 14 al 93%, con un valore medio in primavera di 59, 60, 36 e 74% per naprossene, fenoprofene, diclofenac e ibuprofene, rispettivamente. Il farmaco psichiatrico carbamazepina è risultato essere molto persistente, con efficienze di rimozione che variavano dal 19 al 79% in tutti gli impianti. Non emerge da questo studio un netto andamento stagionale nella rimozione dei prodotti farmaceutici. Di fatto, non è ancora del tutto conosciuto il meccanismo deputato alla loro eliminazione durante il trattamento anche se biodegradazione e adsorbimento, entrambi processi temperatura dipendenti, sembrano essere i meccanismi di maggiore peso. Per molti composti organici, ad un decremento della temperatura corrisponde un aumento dell'efficienza di adsorbimento mentre, al contrario, la degradazione biologica è linearmente correlata con l'aumento della temperatura. Viene ad ogni modo confermata l'incompleta rimozione di tali composti negli impianti di trattamento di reflui urbani ed industriali che utilizzano un trattamento biologico secondario.

FEBBRAIO	IN		R%		RS		R%		RE		R%		RO		R%
	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT	
Carbamazepina	667±210	556±187	17	756±120	511±95	32	556±110	447±92	20	174±32	69±8	60			
Estradiolo	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ				
Etinilestradiolo	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ				
Estrone	<LOQ	8		<LOQ	22		<LOQ	<LOQ		<LOQ	13±6				
Ketoprofene	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ				
Naprossene	36±6	23±7	34	49±14	38±2	24	20±7	13±3	33	38±9	19±5	50			
Fenoprofene	14±4	9±2	40	33±3	10±1	71	27±2	12±4	54	15±5	13±2	14			
Diclofenac	514±93	339±41	34	854±128	412±84	52	556±89	321±36	42	952±212	691±103	27			
Ibuprofene	203±18	77±9	62	260±69	109±19	58	77±8	60±9	22	409±110	133±19	67			
Fenofibrato	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ				
Acido Clofibrico	12±1	5±1	58	26±4	5±2	81	12±2	6±1	46	7±3	<LOQ	100			
Gemfibrozil	876±152	456±113	48	1023±217	560±121	45	254±87	56±16	78	113±23	89±8	21			

Segue

MAGGIO

Carbamazepina	712±51	578±43	19	1330±118	886±66	33	356±107	110±25	69	1519±114	326±98	79
Estradiolo	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ	
Etinilestradiol	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ	
Estrone	<LOQ	32±4		<LOQ	45±10		<LOQ	<LOQ		<LOQ	19±4	
Ketoprofene	<LOQ	<LOQ		198±34	120±19	39	<LOQ	<LOQ		63±11	31±9	50
Naprossene	124±36	62±12	50	231±75	80±18	65	140±27	50±5	64	129±13	57±21	56
Fenoprofene	75±15	41±9	45	43±11	9±3	79	70±8	23±6	66	10±2	5±1	50
Diclofenac	879±103	497±34	43	2230±268	1048±121	53	1832±235	1424±108	22	1629±232	1186±187	27
Ibuprofene	329±96	119±23	64	417±57	184±41	56	509±96	98±7	81	564±17	41±8	93
Fenofibrato	<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ		<LOQ	<LOQ	
Acido Clofibrico	13±3	5±1	60	36±5	19±2	48	<LOQ	<LOQ		24±5	6±2	74
Gemfibrozil	1209±174	982±110	19	1489±280	1032±133	31	325±43	93±9	71	215±113	169±99	21

Tab. 2 – Concentrazione media (ng/L ± dev. stand.) dei farmaci presenti negli influenti (IN) e negli effluenti (OUT) di quattro WWTP campionati a maggio e febbraio 2011 ed efficienza di rimozione (R%). LOQ=limite di quantificazione

2.2.2 Calcolo del carico negli impianti e valori di concentrazione dei farmaci nel fiume Tevere

Il carico totale dei composti farmaceutici negli influenti e negli effluenti degli impianti è stato calcolato moltiplicando la somma delle concentrazioni medie di ciascun farmaco per la portata del fiume e normalizzando poi il dato per il numero di abitanti equivalenti di ciascun impianto. Come mostrato nella Figura 1, il carico totale in primavera è risultato circa il doppio di quello in inverno anche se, come discusso in precedenza, a questo andamento non ha corrisposto un analogo andamento delle efficienze di rimozione dei composti farmaceutici. Una spiegazione potrebbe essere che, sebbene le temperature più alte facilitino i processi metabolici che si verificano durante il trattamento biologico, in primavera le concentrazioni in ingresso negli impianti erano così elevate che quelle residue negli effluenti risultavano ancora significative. Ciò è risultato ancora più marcato per quei composti maggiormente resistenti alla biodegradazione, come carbamazepina, diclofenac e gemfibrozil. I composti maggiormente riscontrati nelle acque del fiume Tevere nei diversi siti e nei due periodi stagionali sono stati: carbamazepina, naprossene, diclofenac, ibuprofene e gemfibrozil. Il naprossene è il composto che ha mostrato la concentrazione più elevata, pari a 155 ng/L, riscontrata nel campionamento primaverile. Una volta raggiunto il corpo idrico recettore, la concentrazione di tutti i farmaci considerati ha mostrato una sensibile diminuzione dovuta principalmente alla diluizione con le acque fluviali. La diluizione, a sua volta, dipende dalla portata del fiume e dalla quantità di refluo trattato che si riversa nel fiume.

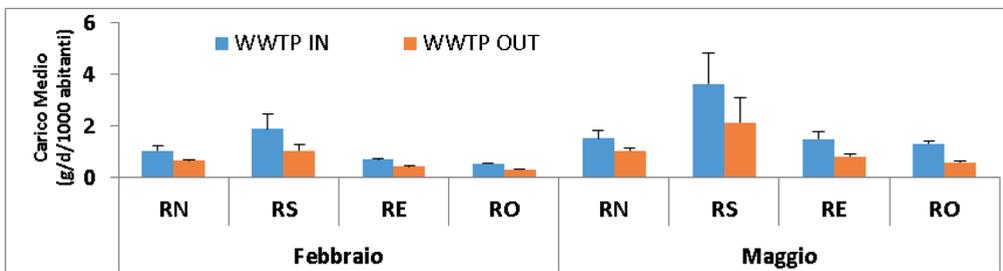


Fig. 1 – Carico medio dei farmaci (g/die/1000 abitanti) negli influenti e negli effluenti degli impianti di trattamento nei due periodi stagionali (febbraio e maggio 2011)

È stato visto che nel periodo primaverile, caratterizzato da condizioni di bassa portata del fiume, le concentrazioni dei farmaci nel Tevere erano mediamente 10 volte più basse che nei corrispondenti effluenti. Infatti il fattore di diluizione, calcolato su media giornaliera, variava da 17 (8,0 m³/s effluente WWTP-RS miscelato con 139 m³/s acqua fluviale) a circa 107 (1,3 m³/s effluente WWTP-RO miscelato con 25 m³/s acqua fluviale).

2.2.3 Quoziente di rischio (QR):

Per valutare il rischio dovuto alla presenza di composti farmaceutici nell'ecosistema fluviale è stato utilizzato il quoziente di rischio (QR) calcolato, per ciascun composto, come il rapporto tra la concentrazione misurata più elevata (*Measured Environmental Concentration*, MEC) sia negli impianti che nelle acque fluviali e la corrispondente concentrazione di non effetto (*Predicted no Effect Concentration*, PNEC). Se il rapporto MEC/PNEC risulta maggiore o uguale ad 1, si considera un elevato rischio ambientale, se è compreso tra 0,1 e 1 si considera un rischio medio, mentre tra 0,01 e 0,1 si considera un basso rischio. Dall'analisi dei risultati di questo studio emerge come carbamazepina, estrone e gemfibrozil comportino un rischio medio per l'ambiente fluviale ed un rischio elevato nelle acque reflue degli impianti. Per tutti gli altri composti il valore di QR era sempre <0,1 corrispondendo quindi ad una situazione

di bassissimo rischio per l'ambiente acquatico. È stato riscontrato che carbamazepina e gemfibrozil sono fra i composti maggiormente pericolosi. Ad ogni modo, una volta raggiunto il corpo idrico recettore la diluizione può mitigare la loro azione tossica sull'intero ecosistema acquatico.

3. Conclusioni

In questo studio è stata investigata la presenza di 12 composti farmaceutici in quattro impianti di depurazione delle acque civili che servono la città di Roma e nelle acque del fiume Tevere. I livelli di concentrazione riscontrati negli effluenti dei suddetti impianti in due periodi stagionali di campionamento variavano da poche centinaia di ng/L fino a valori nell'ordine del µg/L. Lo studio ha confermato l'incompleta rimozione di questi farmaci attraverso i trattamenti convenzionali dei WWTP e il loro ingresso nelle acque superficiali. Le classi di composti analizzati che sono risultate maggiormente refrattarie alla degradazione sono state quelle degli psicofarmaci, dei FANS e dei regolatori lipidici. Il fattore di diluizione del recettore finale risulta importante nel diminuire la contaminazione da farmaci anche in condizioni di bassa portata. Infatti le concentrazioni dei farmaci riscontrate nel fiume sono almeno di un ordine di grandezza minori paragonate a quelle dei rispettivi effluenti; nonostante ciò, composti come carbamazepina e gemfibrozil mostrano un quoziente di rischio che si classifica come medio per le acque superficiali e alto per gli effluenti. Tali considerazioni, unitamente al possibile effetto sinergico dovuto alla contemporanea presenza di altri contaminanti organici nonché alla formazione di metaboliti, fanno sì che ulteriori studi siano necessari per una adeguata valutazione del rischio e degli effetti ecologici sugli ecosistemi acquatici.

Bibliografia

- [1] **Fent K., Weston A.A., Caminada D.**, "Ecotoxicology of human pharmaceuticals", *Aquatic Toxicology*, 2006, 76,122
- [2] **Verlicchi P., Al Aukidy M., Zambello E.**, "Occurrence of pharmaceutical compound in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment- a review", *Science of the Total Environment*, 2012, 429, 123-155
- [3] Directive 2013/39/EU of the European Parliament and the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy, L226/1
- [4] **Patrolecco L., Ademollo N., Grenni P., Barra Caracciolo A., Capri S.**, "Simultaneous determination of human pharmaceutical in water samples by solid phase extraction and HPLC with UV-fluorescence detection", *Microchemistry*, 2013, 107, 165-171
- [5] **Andreozzi R., Marotta R., Paxèus N.** (2003) Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere* 50:1319–1330
- [6] **Al Aukidy M., Verlicchi P., Jelic A., Petrovic M., Barcelò D.** (2012) Monitoring release of pharmaceutical compounds: occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. *Sci Total Environ* 438:15–25
- [7] **Zhang Y., Geiben S.U., Gal C.** (2008) Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere* 73:1151–1161

Caratteristiche e dinamiche di ripartizione di microinquinanti organici emergenti in impianti di depurazione reflui civili

*Maria Rosaria Boni*¹ mariarosaria.boni@uniroma1.it, Giancarlo Cecchini², Alessia Delle Site³, Biagio Eramo², Pierpaolo Tedesco¹, Alessandro Zanobini³
¹DICEA, SAPIENZA Università di Roma, ²Acea Elabiori S.p.A., Roma, ³Acea Ato 2 S.p.A., Roma

Riassunto

Rientrano nella definizione di microinquinanti organici emergenti (MOE) farmaci umani e ad uso veterinario, droghe d'abuso, prodotti per la cura della casa e l'igiene personale, ormoni steroidei e tiroidei, fitoestrogeni. Alcuni di tali composti sono considerati interferenti endocrini, e possono alterare crescita, sviluppo, riproduzione e comportamento degli organismi. Ad oggi non è noto il comportamento di tutte le sostanze classificate come MOE nel trattamento delle acque reflue urbane. Il caso studio presentato analizza distribuzione e destino di alcuni MOE all'interno dell'impianto di trattamento.

Summary

Emerging Organic Micropollutant (EOM) include human and veterinary drugs, drugs of abuse, home- and personal care products, other persistent organic compounds, steroid and thyroid hormones, phytoestrogens and other endocrine disruptors. Some are endocrine disruptors, and can affect growth, development, reproduction and behaviour of organisms. The behaviour of many substances classified as EOM in wastewater treatment is not fully known yet. In the present work, several EOM have been monitored in a small scale WWTP.

1. Introduzione

Il comportamento ed il destino dei microinquinanti organici emergenti nei convenzionali impianti di depurazione è un tema di grande interesse a causa dell'effetto che queste sostanze possono esercitare sulla fauna acquatica se scaricate in un corpo idrico superficiale. La rimozione dalla fase acquosa dei MOE può avvenire attraverso diversi meccanismi: degradazione biotica e abiotica, adsorbimento sui solidi sospesi e/o sulla biomassa, volatilizzazione dalla fase liquida alla fase gassosa, ossidazione chimica [1-5] e ad oggi non è completamente chiarito il loro comportamento all'interno di un impianto di trattamento delle acque reflue, anche in considerazione delle loro diverse caratteristiche chimiche e fisiche.

Nel presente lavoro, la distribuzione di interferenti endocrini e farmaci d'abuso ed il relativo destino nelle varie fasi di processo è stato approfondito in un impianto di depurazione reflui civili di potenzialità 9.000 Abitanti Equivalenti (A.E.).

2. Materiali e metodi

1.1 Impianto di depurazione delle acque reflue

L'impianto di depurazione indagato tratta circa 657.000 m³/anno di reflui civili, con capacità massima di 1.800 m³/d. Il layout include: vasca di accumulo, stazione di sollevamento, grigliatura, dissabbiatura, disoleazione, ossidazione biologica (due vasche a fanghi attivi in parallelo con volume di 700 m³ ciascuna), sedimentazione secondaria (due bacini in parallelo con volume di 230 m³ ciascuno), disinfezione e vasca di accumulo fanghi. La linea fanghi è costituita da: digestore aerobico, ispessitore e nastropressa.

1.2 Campionamento

Preliminarmente ai campionamenti sono state effettuate prove idrodinamiche, utilizzando come tracciante il Li₂CO₃ immesso con modalità ad impulso, allo scopo di determinare il tempo di residenza reale [6]. La campagna di monitoraggio è stata condotta nei seguenti punti: ingresso/uscita impianto, ingresso/uscita sezione fanghi attivi, ingresso/uscita sedimentatore secondario, linea ricircolo fanghi attivi. I campioni sono stati prelevati con frequenza oraria e con modalità istantanea in funzione dei tempi di residenza idraulici.

1.3 Analiti determinati e metodi di analisi

Per la classe interferenti endocrini sono stati determinati i seguenti analiti: Ormoni steroidei: Estrone (E1), 17β-Estradiolo (E2) e 17α-Etinilestradiolo (EE2); Alchilfenoli e fenoli sostituiti: 4-Nonilfenolo (4-NP) e Bisfenolo A (BPA);

Per la classe delle sostanze ad uso terapeutico – d'abuso e loro metaboliti sono stati ricercati i seguenti analiti: Amfetamina (AM), Metamfetamina (MET), Benzoilecgonina (BEG) e 11-nor-9carboxy-Δ⁹-THC (THC-COOH).

I singoli analiti sono stati determinati secondo quanto riportato rispettivamente da Liu et al. [7] e Castiglioni et al [8].

3. Risultati e discussione

3.1 Concentrazioni rilevate

In Tabella 1 sono riportate le concentrazioni medie degli analiti determinati nei punti di campionamento indicati.

Analita	IN WWTP	OUT WWTP	IN F.A.	OUT F.A.	IN Sed. II	OUT Sed. II	Ric. F.A.
E1 (ng/L)	0,45	36,71	2,79	< LOD ⁽¹⁾	6,54	18,10	45,69
E2 (ng/L)	< LOD ⁽¹⁾	27,38	< LOD ⁽¹⁾	< LOD ⁽¹⁾	64,86	24,14	29,85
EE2 (ng/L)	160,85	37,48	84,85	36,83	29,32	34,55	39,44
4-NP (ng/L)	75,44	142,66	183,03	180,52	113,98	237,24	59,72
BPA (ng/L)	559,49	63,53	236,38	64,90	89,14	67,94	55,07
AM (µg/L)	49,98	6,04	38,60	15,18	5,50	9,57	4,17
MET (µg/L)	4,61	1,34	3,83	3,48	1,97	1,47	1,27
BEG (µg/L)	2,88	2,32	2,83	2,16	2,25	2,37	2,35
THC-COOH (µg/L)	0,76	0,43	0,48	0,23	0,34	0,90	0,24

⁽¹⁾ LOD (Limit of Detection): concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità del metodo, cioè i valori per il cui il rapporto Segnale/Rumore (S/N) è inferiore a 3.

Tab. 1 – Concentrazioni medie nelle sezioni dell'impianto

L'analita maggiormente rappresentato tra gli interferenti endocrini è stato il BPA mentre per le sostanze ad uso terapeutico d'abuso, l'AM è stato il composto rinvenuto in concentrazioni più rilevanti. Nella sezione di trattamento a fanghi attivi si è osservato un abbattimento della concentrazione per l'EE2, il BPA, l'AM e il THC-COOH, presumibilmente per adsorbimento e successiva degradazione da parte della biomassa; per il 4-NP, la MET e la BEG non si sono riscontrate variazioni di concentrazione tra ingresso e uscita nel processo a fanghi attivi. Gli anomali incrementi di concentrazione, rilevati dopo sedimentazione secondaria, potrebbero essere attribuiti a rilasci degli analiti precedentemente adsorbiti ai fiocchi di fango.

3.2 Bilanci di massa

I bilanci di massa sulla vasca a fanghi attivi e sul sedimentatore secondario (Fig.1) sono stati calcolati assumendo: portate volumetriche in entrata e uscita dal volume di controllo e volumi di liquido racchiusi dal volume di controllo costanti; reazioni biochimiche esclusivamente all'interno del reattore biologico.

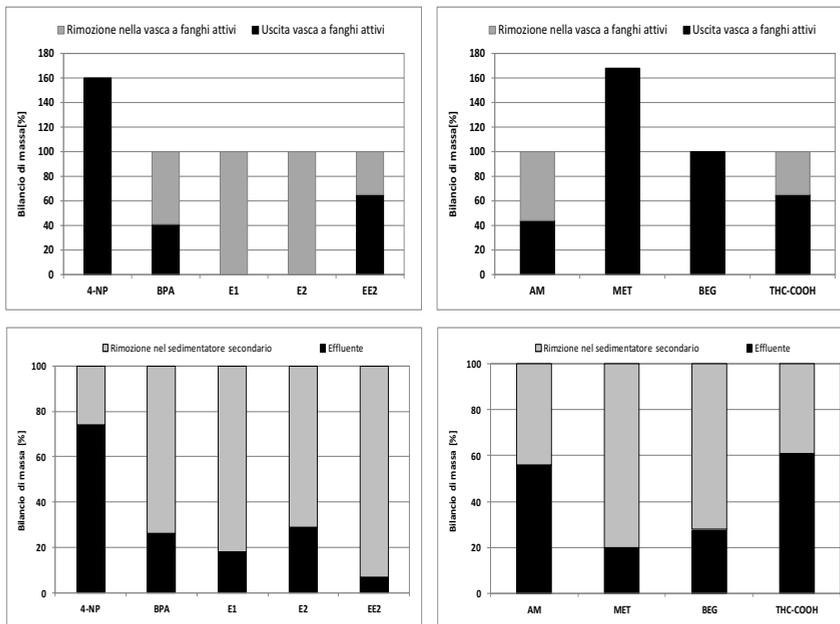


Fig 1 – Bilanci di massa fanghi attivi e sedimentazione sec.

Dai grafici si riscontrano concentrazioni di 4-NP e di MET in uscita dalla vasca biologica superiori all'ingresso, dovute sia alla quantità di 4-NP non rimosso sia alla degradazione biologica di NP1EO e/o NP2EO, che generano 4-NP, confermando quanto già osservato precedentemente.

L'incremento di concentrazione di MET rispetto all'ingresso è presumibilmente attribuibile a fenomeni di assorbimento e successivi rilasci nel tempo dai fiocchi di fango .

4. Conclusioni

Il caso studio ha evidenziato che tutti i contaminanti investigati sono presenti in tracce nel refluo in ingresso e, nonostante gli impianti di depurazione convenzionali non siano progettati

con tali finalità, si riscontrano discrete capacità di rimozione nella vasca a fanghi attivi e nel sedimentatore secondario:

1. il BPA viene rimosso nella vasca a fanghi attivi per circa il 60% della quantità totale in ingresso; EE2 è rimosso, invece, prevalentemente nel sedimentatore secondario (circa il 40% del totale in ingresso all'impianto);

2. tutti i metaboliti di sostanze ad uso terapeutico-d'abuso analizzati vengono parzialmente rimossi nell'impianto di depurazione; la vasca a fanghi attivi rimuove AM e THC-COOH, rispettivamente per il 56% e 35% rispetto al totale in ingresso all'impianto; MET e BEG vengono abbattute, invece, nel sedimentatore secondario, rispettivamente del 80% e del 70% della quantità totale in ingresso all'impianto.

Alcune anomalie registrate sono attribuibili a rilasci da parte dei fanghi o a fenomeni di biodegradazione dei Nonilfenoli Polietossilati (NPnEO) e del THC, composti che durante il trattamento biologico originano, tra i metaboliti della biodegradazione, proprio alcuni degli analiti in studio: 4-NP e THC-COOH.

Bibliografia

[1] Bertanza, G., Pedrazzani, R., Dal Grande, M., Papa, M., Zambarda, V., Montani, C., Steimberg, N., Mazzoleni, G., Di Lorenzo, D., 2011. *Effect of biological and chemical oxidation on the removal of estrogenic compounds (NP and BPA) from wastewater: An integrated assessment procedure*. Water Research 45, 2473–2484.

[2] Dyalynas, E., Diamopoulos, E., 2011. *The effect of biomass adsorption on the removal of selected pharmaceutical compounds in an immersed membrane bioreactor system*. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, DOI 10.1002/jctb.2703.

[3] Khanal, S.K., Xie, B., Thompson, M.L., Sung, S.W., Ong, S.K., Van Leeuwen, J., 2006. *Fate, transport, and biodegradation of natural estrogens in the environment and engineered system*. Environmental Science and Technology 40, 6537–6546.

[4] Ren, Y.X., Nakano, K., Nomura, M., Chiba, N., Nishimura, O., 2007. *A thermodynamic analysis on adsorption of estrogens in activated sludge process*. Water Research 41, 2341–2348.

[5] Feng, Y., Zhang, Z., Gao, P., Su, H., Yu, Y., Ren, N., 2010. *Adsorption behaviour of EE2 (17 α -ethinylestradiol) onto the inactivated sludge: Kinetics, thermodynamics and influence factors*. Journal of Hazardous Materials 174, 970–976.

[6] Collivignarelli, C., Bertanza, G., Bina, S., 1995. *La verifica idrodinamica nel trattamento delle acque*. Basi teoriche, Procedure di applicazione, Esempi. Collana Ambiente, vol.8, C.I.P.A. Editore.

[7] Liu, R., Zhou, J.L., Wilding, A., 2004. *Simultaneous determination of endocrine disrupting phenolic compounds and steroids in water by solid-phase extraction gas chromatography-mass spectrometry*. Journal of Chromatography A, 1022, 179-189.

[8] Castiglioni, S., Zuccato, E., Chiabrando, C., Fanelli, R., Bagnati, R., 2006. *Identification and measurement of illicit drugs and their metabolites in urban wastewater by liquid chromatography-tandem mass spectrometry*. Analytical Chemistry, 78, 8421-8429

Removal of pesticides and estrogens from a wastewater and abatement of its phytotoxicity using plant-derived adsorbents and ligninolytic fungi

*Elisabetta Loffredo elisabetta.loffredo@uniba.it, Giancarlo Castellana, Eren Taskin
Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Bari*

Riassunto

*I processi di adsorbimento e biodegradazione sono stati applicati in sequenza per la decontaminazione e riduzione della fitotossicità di un percolato di discarica trattato con due pesticidi e due estrogeni. In una prima fase, sono stati usati materiali vegetali adsorbenti quali posca di caffè, gusci di mandorle macinati, agar ed un biochar; e dopo 7 giorni sono stati valutati i contaminanti residui nel percolato e la sua fitotossicità. Nella fase successiva, i funghi ligninolitici *Bjerkandera adusta* e *Irpex lacteus* sono stati impiegati per degradare le molecole precedentemente adsorbite. Una notevole parte di ciascun contaminante, soprattutto gli estrogeni, è stata rimossa e degradata. Il trattamento con gli adsorbenti, eccetto l'agar, ha prodotto una riduzione della tossicità del percolato o persino una biostimolazione a seconda della specie vegetale saggiata.*

Summary

*In this study, adsorption and biodegradation were exploited sequentially to decontaminate and abate the phytotoxicity of a landfill leachate spiked with a mixture of two pesticides and two estrogens. In a first step, we used spent coffee grounds, ground almond shells, agar and a biochar as plant-derived adsorbents; and after 7 days residual contaminants and phytotoxicity of the leachate were assessed. In a second step, the white rot fungi *Bjerkandera adusta* and *Irpex lacteus* were used to degrade the previously adsorbed molecules. This methodology allowed the removal and degradation of a large fraction of each contaminant, especially the estrogens. The treatment with the adsorbents, except agar, caused a significant abatement of the leachate phytotoxicity or even biostimulating effects depending on the plant tested.*

1. Introduction

Municipal landfill leachates arouse much concern for their load of inorganic and organic pollutants originating from leaching and degradation from/of an heterogeneous mass of wastes. These wastewaters cannot be spread directly in soil or natural waters because of their dangerousness towards almost all living organisms.

Among organic contaminants commonly present in landfill leachates, there are a number of compounds used to control pests, such as the herbicide fenuron and the insecticide carbaryl. The last one has been listed as an endocrine disruptor (ED). The EDs are so-called for their capacity to alter the endocrine functions of animals causing hormonal disorders and cancer in mammals, and feminization effects in freshwater organisms [1]. Among

EDs frequently detected in the leachates, albeit at trace concentrations, there are the most biologically potent natural estrogen 17 β -estradiol (E2) and the surfactant octylphenol (OP). All these contaminants have a great stability in water and wastewaters, therefore they are very dangerous for the environment. In the last decades, the EDs have drawn increasing attention from environmentalists and politicians [2]. Further, it is well accepted that synergistic negative effects on animal health arise from the simultaneous occurrence in soil and water of numerous toxicants with ED behaviour.

Landfill leachates are highly toxic not only for animals but also for plants; therefore, their direct recycle in soil, through irrigation treatments, is generally impractical [3]. Germination inhibiting effects or various phytotoxicity symptoms are usually severe limitations to irrigation with landfill leachate; even if these effects are strongly dependent on the plant species, leachate source, application method and their interactions [3]. Leachate properties like the electrical conductivity, the pH, the phenols content, besides the levels of pollutants, are considered the main determinants of phytotoxicity [3].

Among decontamination strategies for wastewaters, adsorption using cost-effective and easily available adsorbents of cellulose- and lignin-based nature have been recently explored [4]. They include agricultural and industrial waste materials [4,5]. One recent promising adsorbent for both inorganic and organic pollutants is biochar that is produced by the pyrolysis of agricultural biomasses [6]. Very relevant added-values of almost all these matrices are: the large availability at very low cost, eco-compatibility and a certain biodegradability.

Several investigations of the last years explored the possible use of white rot fungi for decontamination purposes [7,8]. These fungi release ligninolytic enzymes with low substrate specificity, namely lignin peroxidases, manganese peroxidases and laccase, which are capable to degrade, besides lignin, numerous phenolic contaminants and also non-phenolic ones, especially in the presence of some redox-active mediators [7,8].

Recent studies, based on a combined sorption/bioremoval approach, have been conducted with the aim of removing some EDs from water and wastewater using low-cost adsorbents and different white rot fungi [9-11]. Although this methodology allowed an appreciable decontamination performance, some limitations present induced us to explore a novel two-step approach described in this study. The objectives of this work were to evaluate comparatively: (i) the efficiency of different plant-derived adsorbents towards a mixture of spiked contaminants in a real leachate; (ii) the capacity of the fungi *Bjerkandera adusta* and *Irpex lacteus* to grow on the contaminated adsorbents and degrade the contaminants; and (iii) the capacity of the sorption treatment to abate the phytotoxicity of the leachate on herbaceous species.

2. Report

2.1 Materials and experimental protocol

The contaminants used were: fenuron, carbaryl, 17 β -estradiol (E2) and octylphenol (OP). The leachate was collected from a medium-age municipal landfill located in Apulia, Italy. Properties of the leachate can be found in Cassano et al. [12]. Before experiments, the leachate was diluted in distilled water (1:10, v/v). The pH and EC values of the diluted leachate (MuLL) were 8.3 and 1.74 mS cm⁻¹, respectively. The following low-cost and wide available adsorbents were used: spent coffee grounds (CG), ground almond shells (AS), a biochar (BC) and potato dextrose agar (PDA). Isolates of *Bjerkandera adusta* and *Irpex lacteus* were grown on PDA in Petri dishes in the dark at 20 °C \pm 1 °C.

An appropriate volume of MuLL was spiked with a mixture of the four contaminants, each at a concentration of 1 mg L⁻¹, and kept under stirring for 24 h before use. In all experiments, MuLL was handled in conditions not strictly axenic.

2.2 Degradation of contaminants in the leachate

The residual concentration of any compound in untreated MuLL was measured regularly in a period of five weeks using high performance liquid chromatography (HPLC) analysis. At the end of experiments, the residual percentage of fenuron, carbaryl, E2 and OP were about 79, 88, 92 and 85%, respectively. These results indicated that in the absence of treatments relevant levels of contaminants could be found in MuLL after a so long period.

2.3 Adsorption of contaminants onto the materials

Adsorbents were packed in a dialysis membrane and separately dipped into a volume of contaminated MuLL in glass pots. Every day the pots were mechanically shaken for 2 h. After 3 and 7 days, an aliquot of MuLL was collected under stirring and the residual concentration of any compound was measured using HPLC analysis.

Results obtained indicated that, even after only 3 days, three of the four compounds were removed completely or almost completely. Quantitatively, that corresponded to about 50 mg of each estrogen (E2 and OP) adsorbed per Kg of adsorbent. In a previous study using the same leachate, after 7 days, PDA adsorbed about 18 mg Kg⁻¹ of ethinyl estradiol and 26 mg Kg⁻¹ of nonylphenol [14]. Similarly to the estrogens, carbaryl adsorption was almost complete after just 3 days. Also in the case of fenuron, a significant adsorption was measured after 3 days (averagely about 70%, excluding PDA) and, especially, 7 days (averagely about 90%, excluding PDA) with an adsorption capacity of the adsorbents that followed the trend CG > BC > AS > PDA. It is reasonable to assume that the disappearance of the contaminants in such experiments was due to the diffusion of the molecules from MuLL to the adsorbent through the membrane, sorption onto the adsorbent and perhaps on the membrane and, to a lesser extent, possible microbial degradation due to the not strictly sterile conditions of MuLL storage.

2.4 Degradation of contaminants by fungi

The adsorbents collected from MuLL after 7 days were used in successive experiments. Each adsorbent was added with an aliquot of PDA (substrate) and not inoculated (control) or inoculated with the fungus. After 7 and 15 days, the substrates were extracted with methanol and residual contaminants measured with HPLC analysis.

At both samplings, almost all the amounts of the compounds adsorbed were still present in not inoculated substrates. Conversely, with any fungus at those times a relevant degradation of all four contaminants occurred. After 7 days of incubation, averaging the effects of the different substrates, *B. adusta* removed the compounds in the order: OP > E2 > carbaryl = fenuron. However, a significant influence of the substrate on the degradation capacity of this fungus was evident, being AS the most appropriate for this activity followed by CG and BC in similar extent and PDA to a lesser extent. The degrading action of *B. adusta* continued until the end of experiments (15 days) producing decreased amounts of all contaminants. After 15 days, averagely for the substrates, OP and E2 were mostly degraded, and the percentages of residual carbaryl and fenuron in the substrates were very low. The AS resulted the best substrate for fungal degradation of the contaminants. In the experiments with *I. lacteus*, after 7 days of incubation, averagely for the substrates, the fungus removed mainly OP, followed by E2 and carbaryl and finally fenuron. After 15 days, the order of contaminants removal was: OP > E2 > carbaryl > fenuron. At both times, the substrates stimulated the fungal activity in the order: CG > BC = AS > PDA.

Comparing the degradation capacity of the two fungi towards the four compounds, it was evident that *B. adusta* was more efficient in the shorter period, whereas after 15 days the two fungi showed a similar behaviour. Data obtained evidenced general stimulating effects on the fungal activity by the adsorbents, with respect to PDA alone. We can argue that the

adsorbents favoured fungal growth and/or the production of ligninolytic enzymes and/or the activity of one or more of the ligninolytic enzymes. In a very recent work, Loffredo et al. [13] found that the addition of AS and other adsorbents to PDA stimulated noticeably the 8 day-growth of the white rot fungus *Pleurotus ostreatus* causing a larger and denser mycelium compared to PDA only. Comparing the percentages of the compounds degraded by the two fungi after 15 days, averagely for the substrates, the order was: OP \geq E2 > carbaryl \geq fenuron. This trend indicated that the suitability of the methodology used increases with the increasing non-polarity of the contaminant. Further, fungal degradation may be reasonably related to the physicochemical properties of the molecules which play an important role in oxidative enzymatic processes.

2.5 Phytotoxicity test

The phytotoxicity of MuLL was tested using germination assays in Petri dishes on rapeseed (*Brassica napus* L.) and flax (*Linum usitatissimum* L.). Treatments were: water, untreated MuLL and MuLL samples collected after the various 7-day adsorption treatments. Seed germination and seedling early growth were achieved in a Phytotron growth chamber at 23 ± 1 °C in the dark for a period of 7 days for rapeseed and 9 days for flax. Then, the germination percentage, root and shoot lengths, and seedling fresh weight were measured.

2.5.1 Rapeseed

Despite the raw leachate was diluted tenfold in water, root length was dramatically reduced by MuLL, whereas no significant modifications occurred for germination percentage, shoot length and seedling fresh weight, in comparison to distilled water (Fig. 1). Various phytotoxic symptoms on plants irrigated with landfill leachates have been reported by researchers who ascribed them mainly to the numerous toxic constituents and the high salt content of this medium [5]. However, contrasting results have also been obtained using different plants and, especially, after leachate dilution. Cheng and Chu [5] found an increase of the germination index of some herbaceous plants treated with a diluted leachate, and ascribed this effect to the contents of NH_4^+ and K^+ in the leachate. When the leachate was treated for 7 days with BC, but not the other adsorbents, a significant increase of the germination percentage was observed, resulting the latter very similar to that observed in distilled water. The treatment of MuLL with any adsorbent, but not PDA, caused not only a complete abatement of MuLL phytotoxicity on rapeseed early growth but even highly significant stimulating effects (Fig. 1). These results indicated that: (i) an evident detoxification of MuLL occurred after all treatments with the adsorbents; and (ii) a surprising relevant stimulation of early growth was evident after leachate treatment with the three adsorbents. It was evident that, during the 7-day immersion of the adsorbents, other phytotoxic components of the leachate were adsorbed by CG, AS and, especially, BC, whereas nutritional components of the leachate stimulated seedling growth.

2.5.2 Flax

Germination in MuLL caused relevant depressing effects, with reductions of all germination parameters, especially root length (Fig. 1). Compared to rapeseed, flax showed a greater toxicity by the leachate. The treatments of MuLL with the adsorbents, except PDA, significantly decreased the toxic effects of MuLL (Fig. 1). Detoxification effects followed the order: GC > BC > AS. Conversely, with respect to untreated MuLL, the 7-day treatments did not modify the germination percentage and seedling fresh weight of flax. Also for this plant, we can assume that the lower phytotoxicity of treated MuLL might be attributed to the capacity of the adsorbent to remove not only the contaminants but also some metals or other toxic components of the leachate.

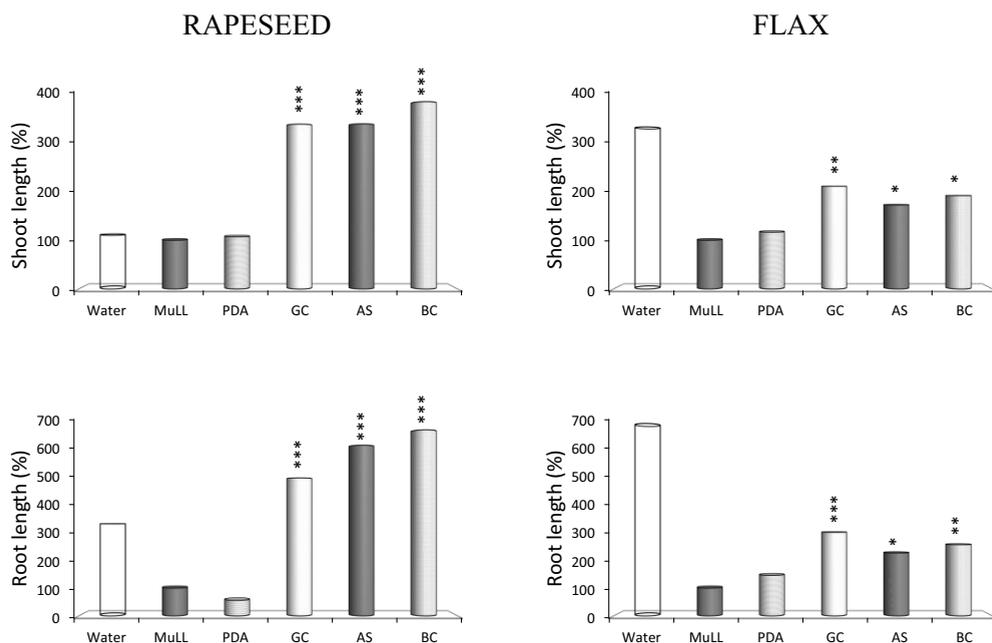


Fig. 1 – Seedling early growth data in water, untreated leachate (MuLL) and leachate subjected to the various treatments. The mean of any treatment replicated 5 times was compared to MuLL (100%) by the LSD test. * $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; *** $P \leq 0.001$

3. Conclusions

A highly contaminated wastewater was tentatively detoxified using a two-step methodology consisting in adsorption on inexpensive plant-derived materials and degradation by ligninolytic fungi. Results obtained showed that a relevant removal of the pesticides fenuron and carbaryl and, especially, the estrogens 17 β -estradiol and octylphenol could be achieved using potato dextrose agar, ground almond shells, spent coffee and biochar. Successively, the activity of the fungi *B. adusta* and *I. lacteus* markedly degraded all the four molecules present in the contaminated adsorbents. Germination assays performed on two herbaceous plants for oil production, flax and rapeseed, evidenced that the adsorption treatments of the wastewater produced, respectively, a strong abatement of leachate phytotoxicity and a significant stimulation of seedling growth. On the basis of the overall results obtained, we believe that the methodology proposed might contribute to develop new effective and inexpensive strategies for the remediation of wastewaters.

References

- [1] Kavlock R.J., Dston G.P., Derosa C. et al. 1996. Research needs for risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of U.S. EPA-sponsored workshop. *Environ Health Perspect* 104: 715-740.
- [2] SEC (2011) 1001. Commission staff working paper. 4th Report on the implementation of the “Community Strategy for Endocrine Disrupters” a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM (1999)706). Available from: http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/sec_2011_1001.pdf
- [3] Cheng C.Y., Chu L.M., 2007. Phytotoxicity data safeguard the performance of the recipient plants in leachate irrigation. *Environ. Pollut.* 145, 195-202.

- [4] **Ali I., Asim M., Khan T.A.**, 2012. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. *J. Environ. Manage.* 113, 170-183.
- [5] **Bhatnagar A., Sillanpää M.**, 2010. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—A review. *Chem. Eng. J.* 157, 277-296.
- [6] **Tan X., Liu Y., Zeng G., Wang X., Hu X., Gu, Y., Yang Z.**, 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere* 125, 70-85.
- [7] **Bending G.D., Friloux M., Walker A.**, 2002. Degradation of contrasting pesticides by white rot fungi and its relationship with ligninolytic potential. *FEMS Microbiol. Lett.* 212, 59-63.
- [8] **Yang S., Hai F.I., Nghiem L.D., Price W.E., Roddick F., Moreira M.T., Magram S.F.**, 2013. Understanding the factors controlling the removal of trace organic contaminants by white-rot fungi and their lignin modifying enzymes: A critical review. *Bioresource Technol.* 141, 97-108.
- [9] **Traversa A., Loffredo E., Gattullo C.E., Senesi N.**, 2012. Biodecontamination of aqueous substrates from bisphenol A by ligninolytic fungi. *J. Environ. Sci. and Heal. A* 47, 1407-1412.
- [10] **Loffredo E., Castellana G., Traversa A., Senesi N.**, 2013. Comparative assessment of three ligninolytic fungi for removal of phenolic endocrine disruptors from freshwaters and sediments. *Environ. Technol.* 34, 1601-1608.
- [11] **Castellana G., Loffredo E.**, 2014. Simultaneous Removal of Endocrine Disruptors from a wastewater using white rot fungi and various adsorbents. *Water Air Soil Poll.* 225, 1-13.
- [12] **Cassano D., Zapata A., Brunetti G., Del Moro G., Di Iaconi C., Oller I., Malato S., Mascolo G.**, 2011. Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity. *Chem. Eng. J.* 172, 250-257.
- [13] **Loffredo E., Castellana G., Senesi N.**, 2014. Decontamination of a municipal landfill leachate from endocrine disruptors using a combined sorption/bioremoval approach. *Environ. Sci. Pollut. R.* 21, 2654-2662.

Environmental damage on freshwater ecosystem under the Directive 2004/35/EC: current approach and future challenges

Paola Grenni grenni@irsa.cnr.it, Istituto di Ricerca sulle Acque – CNR, Rome (IT), Lorenzo Maiorino, ISPRA Italian National Institute for Environmental Protection and Research, Rome (IT), Giorgio Falleni - Sapienza University of Rome – Dept. Chemical Engineering, Rome (IT)

Riassunto

Le acque interne subiscono continue pressioni dalle molteplici attività antropiche che ne possono compromettere la qualità (stato chimico ed ecologico) e limitarne di conseguenza l'uso come risorse idriche utilizzabili dall'uomo e con perdita di numerose servizi ecosistemici di produzione, regolazione e di habitat. È necessario pertanto sviluppare un approccio integrato in grado di valutare il danno ambientale che possono subire gli ecosistemi acquatici al fine di preservarli o di recuperarli e/o di ripristinare i servizi ecosistemici fondamentali. Il presente lavoro si pone come obiettivo quello di valutare gli elementi principali che vengono considerati nel danno ambientale secondo la Direttiva 2004/35/EC.

Summary

River basins are under pressure from various human activities that can affect the intactness of river ecosystems (chemical and ecological status of rivers, lakes and groundwater) and deplete the natural resources available. Consequently, many ecosystem services provided by water ecosystems are being lost. Aquatic ecosystems provide several producing, regulating and structuring services. It is essential, therefore, to develop an integrated approach for determining the environmental damage to aquatic ecosystems in order to preserve or restore them and re-establish the ecosystem services provided. This paper aims to evaluate the main elements of environmental damage to freshwater ecosystems under the Directive 2004/35/EC.

1. Introduction

Environmental damage is defined in different ways under various legal systems. In general, it refers to damage and threats to the environment from environmental pollution, such as those arising from an accident [1]. Environmental damage mainly includes the costs of implementing necessary and reasonable measures for preventing the expansion of environmental pollution, and for remediating and/or restoring the damage to the environment. In general, any environmental damage assessment should be site-specific and include and combine various approaches: economic, legislative, technical, etc. in order to identify, quantify and evaluate the harm to the environment.

Various international and national laws have been enacted to hold polluters liable for the cleanup of any hazardous substances released and some of these regulations further require polluters to restore any damaged natural resources and accompanying services to their baseline condition. In Europe, Dir. 2004/35/EC (Environmental Liability Directive, ELD) establishes a framework based on the polluter-pays principle to prevent and remedy environmental damage by holding those responsible financially liable for remediation. In ELD, damage is defined as damage to protected species and natural habitats, damage to waters and damage to soil. Operators must take preventive action, if there is an imminent threat of environmental damage, and bear the costs of the remedial measures, if such damage has occurred. When any environmental damage occurs, all parts of the environment have to be considered in an integrated way; in particular, in order to achieve real improvement of the ecological quality of aquatic ecosystems, the goods and services that water ecosystems provide for the well-being of society have to be taken into consideration.

There are many critical aspects to the assessment of environmental damage to freshwater ecosystems under this Directive. In particular it is not clear how to quantify the ecosystem value of a river. The EU Biodiversity Strategy 2020 recognizes the need to incorporate ecosystem services in land-use management, conservation and restoration actions (Aichi target 14, Convention on Biological Diversity, <https://www.cbd.int/sp/targets>). The inclusion of ecosystem services in restoration actions and plans is an emerging area of research, and there are few documented approaches and guidelines regarding how to undertake such an exercise.

Positive correlations have been observed between the provision of ecosystem services and the improvement of biodiversity in restored ecosystems with respect to both degraded and reference (in good ecological condition) ecosystems [2]. Restoration can thus be planned based on ecosystem service provision as an alternative approach to the more common restoration approaches, which focus on the recovery of biodiversity

2. The WFD and the state of freshwater in Europe

As regards the definition of environmental damage to water, the ELD makes explicit reference to Dir. 2000/60/EC (Water Framework Directive, WFD) [4]. This Directive pursues multiple objectives, such as preventing and reducing pollution, promoting sustainable water use, environmental protection, improving the conditions of water ecosystems and mitigating the effects of floods and drought. It establishes a framework for the protection of inland surface waters, groundwaters, transitional waters and coastal waters.

The WFD aimed to achieve a good ecological and chemical status for all EU waters by 2015, based on different criteria (Biological quality; Hydromorphological quality such as river bank structure, river continuity or substrate of the river bed; Physical-chemical quality such as temperature, oxygenation and nutrient conditions; Chemical quality, which refers to environmental quality standards for river basin specific pollutants). These standards specify maximum concentrations for specific water pollutants. If even one such concentration is exceeded, the water body is not classed as having a “good ecological status”.

In order to achieve these objectives, the WFD introduced River Basin Districts. These areas have been delineated, not in line with administrative or political boundaries, but rather on the basis of river basins (river spatial catchment areas) as natural geographical and hydrologic units. As rivers often cross national borders, representatives from several Member States have to cooperate and work together for the management of such basins (so-called trans-boundary basins). They are managed in accordance with River Basin Management Plans, which should provide a clear indication of the way the objectives set for each river basin are to be achieved within the required timescale.

In 2010, EU Member States released 160 River Basin Management Plans (RBMPs) [5], which contain plans for protecting and improving the water environment. The information in the

RBMPs, together with other related sources of information, has been analyzed to establish an assessment of the status of pressures affecting Europe's waters.

More than half of freshwaters in Europe are reported to have less than good ecological status or potential. Most surface water bodies are affected by pollution from diffuse sources, in particular from agriculture, causing nutrient enrichment. This is because modern-day agricultural practices often entail the intensive use of fertilisers and manure, leading to high nutrient surpluses that are transferred to river and lake water bodies.

Hydromorphological pressures also affect many surface water bodies, mainly in the form of hydropower, navigation, agriculture, flood protection and urban development, which result in altered habitats.

A large proportion of water bodies have poor ecological status and are affected by pollution pressures, particularly in central and north-western European areas with intensive agricultural practices and high population density.

Figure 1 shows the River Basin Districts in Europe [6], highlighting the percentage of freshwaters with less than good ecological status or potential.

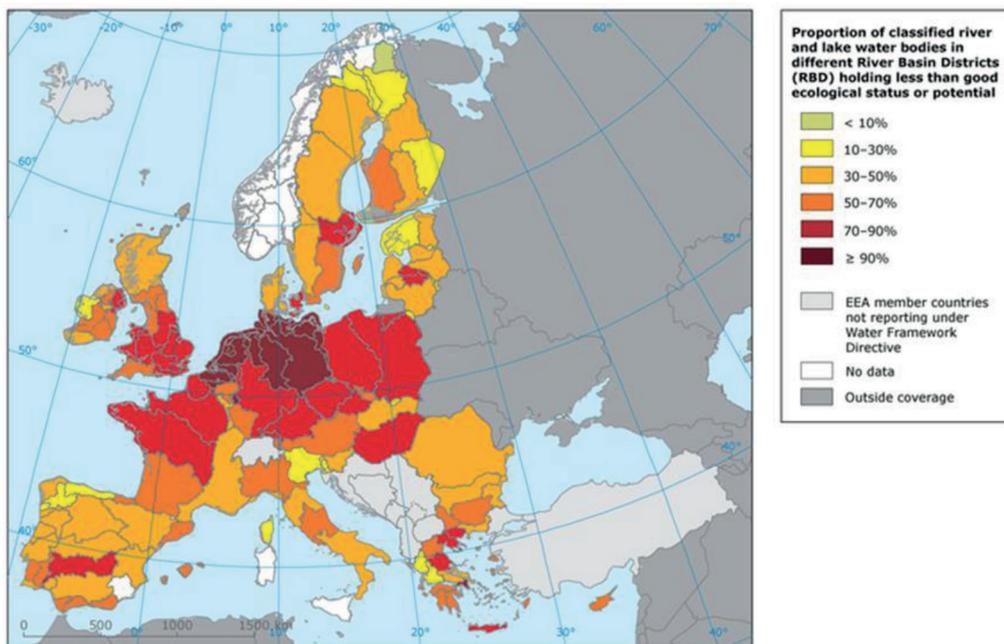


Fig. 1 – Proportion of classified river and lake water bodies in different River Basin Districts with less than good ecological status or potential. Source: [5].

In Italy, the transposition of the WFD took place through Decree No. 152/2006, especially Part VI of the latter. In September 2013, Italy adopted new legislation ensuring the transposition of additional aspects of the ELD. The legislation was adopted with the aim of further improving the system in Italy, integrating EU legislation with existing national rules and coordinating environmental damage prevention and remediation rules with any other relevant provisions. The regulatory framework that emerged from the transposition of the ELD was found to be complex, and required a simplification process, which is still under way. The Guideline for the definition of the Environmental and Resource Costs (ERC) is contained in Ministerial Decree No. 39/215 of 24 February 2015 [3]. It provides the criteria for the defi-

nitiation of environmental costs and resources for various water uses, in the framework of the Directive 2000/60/EC.

3. The difficulties in the implementation of ELD in Europe freshwaters

Despite the failure to achieve a good ecological status by 2015 in more than half the water bodies in Europe, the implementation of the Environmental Liability Directive (ELD) has been very poor in Member States.

The slow transposition of the ELD has resulted in a limited number of cases being dealt with by the relevant authorities. With the support of a network of ELD government experts, the Commission identified only 16 cases dealt with under the ELD at the beginning of 2010 [7]. Furthermore, when environmental damage to freshwater occurs, the usual approach adopted by Member States is to apply only remedial operations, such as the cleaning of contaminated water. However, this way of operating is only the first step in what is required by the ELD, which provides for the restoration of habitats and ecosystem services to baseline conditions. Rivers have been straightened and culverted to make maximum use of land for housing, industry and agricultural use [7]. As a result of this activity the European Environment Agency said in 2012 that there are many national examples illustrating that a large proportion of waters have been significantly modified. These changes have often led to rivers losing their economic value and have created problems with flood management, drainage and waste management and a lack of quality open space. For these reasons river restoration is fundamental and is aimed at improving the quality and functioning of rivers, and restoring them to support healthy and thriving ecosystems. Restoring rivers can also tackle flooding and pollution and secure water supplies, as well as enhancing the natural environment for plants and animals. However, many freshwater restoration projects are conducted with a minimal scientific basis [8]. Key limitations to river restoration include a lack of scientific knowledge of watershed-scale process dynamics, institutional structures that are poorly suited to large-scale adaptive management, and a lack of political support for reestablishing delivery of the ecosystem amenities lost through river degradation.

4. Riverine Ecosystem services

Ecosystem services (ESS), the benefits that people obtain from ecosystems, are a powerful lens through which to understand human relationships with the environment and to design environmental policy [9]. The ESS concept is now included in biodiversity policies at the global and European levels [10]. Understanding ecosystems from the perspective of humans as beneficiaries has tremendous potential for protecting ecosystems and the services they provide. The Millennium Ecosystem Assessment (MA), the formal international effort to increase awareness and understanding of societal dependence on ecosystems and currently the benchmark for ecosystem services research, illustrated the wide-ranging importance of ecosystem services.

Hydrologic services encompass the benefits to people produced by terrestrial freshwater ecosystems. Ecosystem services from freshwater include [11]:

- Provisioning Services, the material or energy outputs from ecosystems (e.g. food and other resources). Water is considered the most important provisioning service from rivers. Provisioning of groundwater and fishing are important services. Water is also a potential source of energy. Even coastal fisheries, which depend upon freshwater flows from rivers, should also be considered as part of river provisioning services. Moreover, rivers provide, through the annual flooding of floodplains, a variety of plant resources, which are used as food, fuel, timber, fibre and forage.
- Regulating services, the benefits obtained from the regulation of ecosystem processes, e.g. the regulation of climate, water and some human diseases. Rivers provide hydrologic regula-

tion. Floodplains help moderate flooding and help recharge ground waters. While some of the floodwater held in a floodplain filters into the ground, some is gradually released back into the river. Groundwater recharging is another regulating service - the improvement of water quality as nutrients and various processes, while passing through soil layers, remove pollutants. However, excessive pollution loads (organic matter and nutrients) in a river can result in groundwater pollution as well, if bed sediments are permeable. Rivers have the capacity (within the water column, on the river bed, in the hyporheic zone, riparian zone and most significantly in the floodplains) to assimilate organic wastes by many processes involving biogeochemical transformations or removal through direct consumption by aquatic fauna. Flow regimes play an important role in this function through downstream transport, dilution and oxygen supply to decomposer organisms, thus ensuring surface water-groundwater interactions and river-floodplain interaction. Aquatic and wetland plants play a critical role in sequestering nutrients as well as many pollutants. Another regulating service of considerable interest is climate regulation.

- Cultural services, the non-material benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation and aesthetic experiences, including knowledge systems, social relations and aesthetic values. Activities such as recreational fishing, swimming, rafting and recreational boating are common cultural services provided by rivers.

- Supporting services are the services necessary for the production of all other ecosystem services. Some examples include biomass production, production of atmospheric oxygen, soil formation and retention, nutrient cycling, water cycling and provisioning of habitat. Rivers support soil formation by transporting minerals and converting them to different grain size material for habitat support to riverine biota, in addition to human use. The organic matter and nutrients carried with the sediments helps to maintain the fertility of floodplains. Humans also derive some indirect benefits from rivers, when they are utilised for transport. River-based transport systems lower energy demands and save on infrastructural costs, while the flow in the river continues to provide other ecosystem services.

Brauman et al. [12] grouped freshwater ecosystem services into five broad categories: improvement of extractive water supply, improvement of in-stream water supply, water damage mitigation, provision of water-related cultural services and water-associated supporting services. Water supply is a provisioning service involving ecosystem modification of water used for extractive and in situ purposes. Extractive water uses include municipal, agricultural, commercial, industrial and thermoelectric power ones. In situ uses include hydropower generation, water recreation, transportation and freshwater fish production. Water damage mitigation is a regulating service; it includes ecosystem mitigation of flood damage, of sedimentation of water bodies, of saltwater intrusion into groundwater, and of dryland salinization. Cultural hydrologic services include spiritual uses, aesthetic appreciation and tourism. The water-related supporting services of terrestrial ecosystems are wide-ranging and include the provision of water for plant growth and for creating habitats for aquatic organisms. The links between these services and hydrologic attributes and eco-hydrologic processes is illustrated in Figure 2.

Ecohydrologic process (what the ecosystem does)	Hydrologic attribute (direct effect of the ecosystem)	Hydrologic service (what the beneficiary receives)
Local climate interactions Water use by plants	→ Quantity (surface and ground water storage and flow)	<u>Diverted water supply:</u> Water for municipal, agricultural, commercial, industrial, thermoelectric power generation uses <u>In situ water supply:</u> Water for hydropower, recreation, transportation, supply of fish and other freshwater products <u>Water damage mitigation:</u> Reduction of flood damage, dryland salinization, saltwater intrusion, sedimentation <u>Spiritual and aesthetic:</u> Provision of religious, educational, tourism values <u>Supporting:</u> Water and nutrients to support vital estuaries and other habitats, preservation of options
Environmental filtration Soil stabilization Chemical and biological additions/subtractions	→ Quality (pathogens, nutrients, salinity, sediment)	
Soil development Ground surface modification Surface flow path alteration River bank development	→ Location (ground/surface, up/downstream, in/out of channel)	
Control of flow speed Short- and long-term water storage Seasonality of water use	→ Timing (peak flows, base flows, velocity)	

Fig. 2 – Relationship of hydrologic ecosystem processes to hydrologic services. From [12].

Ecosystem services can be assessed at different stages of production by measuring the generation of ecosystem processes, by quantifying the magnitude of attributes or intermediate service levels, or by assessing the amount of final service benefit. At each stage, it is possible to identify multiple baselines and indicators. Although ideal metrics are likely to vary with context, institutionalizing uniform measures facilitates comparisons among services and between places.

Agencies responsible for river management have struggled with issues related to the evaluation of ecosystem services, re-habilitation and fair asset trading (mitigation and offsets) for many reasons; for example appropriate river classification systems unavailable or inadequately exploited, techniques for evaluating services underdeveloped, the effects of different types of river segments and river regulation on services not appreciated, and the role of whole river processes and the upstream-downstream effects of regulation too often ignored. Even though services provided can often be determined, the rate or level of service production is typically difficult to quantify.

5. Conclusions

Freshwater is an essential resource for supporting and ensuring human life and sustainable regional development. It is a key driver of economic and social development, while it also has a key role in maintaining the integrity of the natural environment. The ecosystem services framework is a way to quantify these benefits. It provides a way for people to assess the impacts and trade-offs of ecosystem change, even when gains and losses accrue to different beneficiaries on various space and time scales. Monetary valuation, although not an end in itself, can be a powerful tool for assessment and policy making because it provides a common measure with which to make comparisons.

There is a growing trend in environmental sciences and policy towards emphasizing the benefits and services provided by aquatic and terrestrial ecosystems. Information on the magnitude of natural service variation as well as how service supply will vary in the face of human-induced environmental change is needed in many fields and in particular for environmental damage quantification. In order for ecosystem services to move from a conceptual to an operational framework for decision making, much natural, social, economic, and policy research remains to be done.

Achieving an effective and sustainable balance between human and ecological freshwater needs is a substantial challenge.

References

- [1] **Larsson M.**, *Legal Definitions of the Environment and of Environmental Damage*, Stockholm Institute for Scandinavian Law 1957-2009. <http://www.scandinavianlaw.se/pdf/38-7.pdf>
- [2] **Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM** (2009) *Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis*. *Science* 325:1121–1124.
- [3] **Mistero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare**, DECRETO 24 febbraio 2015, n. 39, Regolamento recante i criteri per la definizione del costo ambientale e del costo della risorsa per i vari settori d'impiego dell'acqua. GU n.81, 8-4-2015.
- [4] **European Parliament and Council of European Union**, *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*.
- [5] **European Environment Agency**, 2015, *Freshwater quality*. <http://www.eea.europa.eu/soer-2015/europe/freshwater>
- [6] **European Commission**, *Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*, 2010
- [7] **Environment Agency**, *Rivers by design*, 2013. <http://www.restorerivers.eu>
- [8] **Wohl E, Angermeier PL** et al., 2005, *River restoration*, *Water Resources Research* 41, W103012005.
- [9] **Millenn. Ecosyst. Assess.**, 2003, *Ecosystems and Human Well-being: Our Human Planet*, Washington, DC: Island
- [10] **European Commission**, 2011, *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*, COM(2011) 244
- [11] **Carpenter SR, Stanley EH, Vander Zanden, MJ**, 2011, *State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes*, *Ann. Rev. Environ. Res.* 36:75-99
- [12] **Brauman KA, Daily GC, Duarte TK, Mooney HA** (2007), *The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services*, *Ann. Rev. Environ. Res.* 32:67–98
- [13] **Lenton LR, Muller M**, 2009, *Integrated water resources management in practice: better water management for development*. Global Water Partnership. London: Earthscan.

GLOBAL WATER EXPO – CONVEGNO

LE ACQUE DI SCARICO: UNA RISORSA DA VALORIZZARE

Gli impianti di depurazione ricevono, in ingresso, un flusso (le acque di scarico) caratterizzato da un contenuto significativo di risorse materiali (carbonio organico, fibre, nutrienti ecc.) ed energetiche (energia termica, chimica, potenziale, cinetica). Benché l'obiettivo primario sia la depurazione, ovvero la restituzione all'ambiente di acque compatibili con l'ecosistema ricettore, sempre più l'attenzione si rivolge alle possibilità di sfruttamento delle risorse materiali ed energetiche dei liquami. Alcune soluzioni sono già da tempo in uso, pur con periodici ripensamenti dovuti al naturale evolversi delle conoscenze e del conseguente quadro normativo: si pensi, ad esempio, al riuso sia delle acque depurate sia dei fanghi in agricoltura o all'adozione di pretrattamenti della digestione anaerobica dei fanghi per massimizzare la riduzione dei solidi volatili e quindi la produzione di energia. I ricercatori e le principali aziende del settore stanno anche studiando ulteriori alternative in questa direzione, avendo in alcuni casi anche già sviluppato impianti pilota a scala industriale: dal recupero delle fibre di cellulosa alla produzione di biopolimeri estratti dalla biomassa per produrre plastiche biodegradabili, dalle *Microbial Fuel Cells* alla produzione di idrogeno, solo per citare alcuni esempi. Il Gruppo di Lavoro "Gestione Impianti di Depurazione" ha attivato un sottogruppo che si sta occupando di questi temi. Gli obiettivi sono i seguenti: delineare lo stato dell'arte della ricerca a livello internazionale; definire, con una indagine a livello nazionale, la situazione attuale in Italia circa l'applicazione degli interventi di recupero; valutare, attraverso l'esame di casi di studio, le interazioni tra varie forme di recupero e le implicazioni tecniche ed economiche.

A cura di: **Gruppo di Lavoro "Gestione impianti di depurazione" - Università di Brescia**
Presidente di sessione:

-Carlo Collivignarelli, *Università degli Studi di Brescia, DICATAM*

Analisi di trattabilità e possibile riutilizzo delle acque di lavaggio di uno stabilimento di produzione di inchiostri da stampa

Andrea Capriati acapriati@golder.it, Golder Associates S.r.l., Roma, Giulia Costa, Daniela Zingaretti e Renato Baciocchi, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Roma, Piermario Brami, La Sorgente S.p.A., Porrena, Poppi (AR)

Riassunto

Le acque di lavaggio derivanti dalla produzione d'inchiostri in genere si presentano come reflui di colore scuro caratterizzati da un'elevata concentrazione sia di contaminanti organici che inorganici e da una bassa biodegradabilità. Sono quindi reflui il cui trattamento è ritenuto particolarmente complesso e oneroso da un punto di vista economico. Rispetto all'attuale smaltimento, mediante autobotte, il presente studio ha avuto lo scopo di testare alcune combinazioni di trattamenti chimico-fisici sulle acque di lavaggio derivanti dal ciclo di produzione di inchiostri ad acqua di uno stabilimento. Ciò al fine di individuare le configurazioni che permettano di ridurre le concentrazioni dei parametri critici e poter quindi valutare l'eventuale riutilizzo delle acque trattate nel ciclo produttivo, o almeno lo scarico in pubblica fognatura, riducendo i costi di gestione.

Summary

The wastewater generated during ink production is a dark liquid characterized by high concentrations of pollutants, both organic and inorganic, and by a low biodegradability. The treatment of this type of wastewater is hence considered particularly complex and expensive. With respect to current management practices (periodic removal by tankers and treatment/disposal in external plants), the present study had the goal of testing several combinations of chemical-physical treatments applied to the wastewater generated by the water-based ink production cycle of an ink factory. These tests had the purpose of identifying the treatment configurations that allow to reduce the concentrations of critical parameters and to evaluate the possibility of reusing the treated water in the production cycle, or, at least, of discharging it in the public sewer so to decrease current OPERational EXPenditures (OPEX) costs.

1. Introduzione

Il presente studio sperimentale ha avuto l'obiettivo di valutare la possibilità di trattare, presso lo stabilimento de La Sorgente S.p.A., le acque di lavaggio derivanti dal reparto di inchiostri ad acqua. A oggi tali acque sono stoccate in un serbatoio interrato e periodicamente smaltite mediante autobotte. A fronte del notevole sforzo economico sostenuto annualmente da La Sorgente S.p.A. (circa 64'000 €), la Golder Associates S.r.l., in collaborazione con il Laboratorio di Ingegneria Ambientale del Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica dell'Università di Roma "Tor Vergata", ha valutato la possibilità di trattare tali acque in

Sito, effettuando una sperimentazione a scala di laboratorio per individuare una o più soluzioni tecnicamente ed economicamente idonee, che permettessero almeno di scaricare le acque trattate nella pubblica fognatura presente in prossimità del Sito. Nel prosieguo della relazione si riporta la caratterizzazione delle acque di lavaggio da trattare, la descrizione delle configurazioni impiantistiche sperimentate, i risultati ottenuti e la stima dei costi di realizzazione e di gestione di ciascuna soluzione, al fine di individuare quella ritenuta maggiormente idonea.

2. Relazione

2.1 Caratterizzazione delle acque da trattare

Le acque vengono prodotte in quantità pari a 15 m³ per ogni settimana lavorativa, corrispondenti a una portata da trattare in continuo pari a circa 2 m³/d. Tali acque derivano dal lavaggio dei fusti utilizzati per la preparazione degli inchiostri a base acqua.

Gli inchiostri a base acqua sono sostanzialmente delle dispersioni di pigmenti organici e inorganici in emulsioni di resine acriliche e stiroil-acriliche e additivi vari. I pigmenti colorati, macinati fino a raggiungere le dimensioni comprese fra 10 nm e 5 µm, immessi in un solvente (acqua nel caso in oggetto), con gli additivi, vengono mescolati agli altri componenti.

Di conseguenza le acque di lavaggio presentano un elevato contenuto di sostanza organica, in gran parte in sospensione, e quindi insolubile, e una frazione residua solubile imputabile alla presenza dei polimeri in soluzione.

Le acque da trattare presentano le seguenti caratteristiche:

Parametro	Unità di misura	Valore	Limite scarico in pubblica fognatura
pH	-	7,0	5,5-9,5
COD	mg/L	28'400	500
BOD ₅	mg/L	1'575	250
Fosforo totale	mg/L	1,64	10
Azoto ammoniacale	mg/L	504	30
TKN	mg/L	660	-
Idrocarburi totali	mg/L	<LR*	10
Ferro	mg/L	4,9	4
Rame	mg/L	2,0	0,4
Zinco	mg/L	2,8	1
Colore	-	Nero	non percettibile con diluizione 1:40

*LR = Limite di Rilevabilità

Tab.1 – Caratteristiche analitiche principali delle acque da trattare (in grassetto sono riportati i valori dei parametri risultati non conformi con i limiti allo scarico in pubblica fognatura)

Una prima considerazione sulle acque da trattare ha riguardato la biodegradabilità del carico inquinante. Questa è risultata piuttosto scarsa, infatti è sufficiente osservare che il rapporto COD/BOD₅ ≈ 18 fornisce un valore di molto maggiore rispetto a quello caratteristico di reflui con carico inquinante ad alta biodegradabilità, pari a 2, come possono essere i reflui di natura domestica.

Per individuare una o più soluzioni di trattamento cui sottoporre le acque di lavaggio, è stato effettuato su di esse un test preliminare, che è consistito nel destabilizzare la sospensione mediante l'aggiunta di acido solforico (H₂SO₄) al 98% in peso. Ciò che si è osservato, dopo circa 8 ore di decantazione, è stata la precipitazione di gran parte del materiale insolubile presente in sospensione, pari a circa il 50% del volume iniziale. Sulla fase acquosa residua, a valle del

processo di acidificazione, è stato misurato nuovamente il COD che è risultato pari a circa 3'000 mg/L.

Di conseguenza è possibile affermare che il COD presente nelle acque di lavaggio è al 90% in forma particolata e al 10% in forma solubile.

Oltre alla scarsa biodegradabilità del refluo, ulteriori analisi hanno riguardato la presenza di nutrienti, nello specifico azoto e fosforo, per valutare l'eventuale applicabilità di un trattamento di tipo biologico. Considerando il rapporto in peso richiesto per il trattamento biologico tra carbonio e nutrienti, C:N:P=100:5:1, l'azoto risulta presente in quantità eccessiva rispetto al carbonio, mentre il fosforo deficitario. Pertanto il trattamento biologico non è sembrato direttamente applicabile a meno della somministrazione dall'esterno di substrato carbonioso biodegradabile (ad es. etanolo C_2H_6O) e di acido fosforico (H_3PO_4) per bilanciare il rapporto C:N:P.

Infine è stata posta l'attenzione sulla presenza dei metalli derivanti dal processo di lavorazione degli inchiostri e sul colore del refluo. I metalli presenti in soluzione in quantità non trascurabili sono risultati ferro, rame e zinco. Il colore del refluo tal quale è risultato sostanzialmente nero anche dopo diluizione 1:40, come permesso dalla normativa vigente per valutare il rispetto del limite allo scarico (colore non percettibile con diluizione 1:40).

2.2 Descrizione dei trattamenti testati

Una volta caratterizzate le acque di lavaggio, basandosi anche su riferimenti di letteratura [1], [2], [3] e [4], è stato possibile selezionare i trattamenti da testare a livello sperimentale al fine di raggiungere i limiti allo scarico in pubblica fognatura imposti dalla Tabella 3 dell'Allegato 5 alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e s.m.i..

Data l'elevata componente particolata del COD, è stata prevista una sezione di trattamento primaria per separare gran parte del materiale in sospensione. Nei test sperimentali ciò è stato ottenuto acidificando le acque con acido solforico (H_2SO_4) al 98% in peso, in quantità pari a 1 mL per 1 L di refluo tal quale. In questo modo il pH è stato portato dal valore iniziale, pari a circa 7,0, a un valore intorno a 2,5 e ciò ha provocato la separazione e successiva sedimentazione di tale materiale.

A valle del trattamento primario, considerando la scarsa biodegradabilità del carico inquinante da trattare, si è deciso di analizzare l'applicabilità di trattamenti di tipo chimico-fisico quali l'ossidazione chimica, la filtrazione e l'adsorbimento su carboni attivi.

Per quanto concerne l'ossidazione chimica, sono state effettuate prove di ossidazione chimica basata su reattivo di Fenton, ossia utilizzando perossido di idrogeno (H_2O_2) come agente ossidante e ferro, somministrato in forma di solfato ferroso eptaidrato ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$), come catalizzatore per aumentare la cinetica di reazione.

Nella Tabella 2 sono riportati i parametri testati, la concentrazione di COD (COD_i) e il pH (pH_i) nella soluzione prima del trattamento e i risultati ottenuti in termini di concentrazione finale di COD (COD_f) e di efficienza di rimozione, sempre in termini di abbattimento del COD. Alcune soluzioni dopo ossidazione chimica sono state basificate con NaOH, trattamento necessario per rientrare nei limiti allo scarico relativi al pH, ma anche per verificare se un valore alcalino del pH della soluzione (pH_f) potesse comportare un'ulteriore riduzione della concentrazione di COD_f .

% H ₂ O ₂	FeSO ₄ ·7H ₂ O [g]	Fe:H ₂ O ₂	COD _i [mg/L]	COD _f [mg/L]	Rimozione [%]	pH _i	pH _f	t [h]
0,005%	0,025	1:1	4245	3633	14%	2,53	2,60	1
0,050%	0,250	1:1	4245	3326	21%	2,53	2,83	1
0,100%	0,050	10:1	3571	2163	39%	2,66	2,48	1
0,100%	0,100	5:1	3571	1857	48%	2,66	2,48	1
0,100%	0,100	5:1	3040	1744	43%	2,70	9,00	1
0,100%	0,100	5:1	3357	1927	43%	2,64	2,64	2
0,100%	0,100	5:1	3357	1943	42%	2,64	2,64	1
0,100%	0,100	5:1	3357	2008	40%	2,64	12,37	1
0,100%	0,100	5:1	3040	1912	37%	2,70	2,70	1
0,100%	0,250	2:1	3571	1641	54%	2,64	8,55	1
0,100%	0,250	2:1	3571	1775	50%	2,66	2,48	1
0,100%	0,500	1:1	4245	1980	53%	2,53	2,84	1
0,100%	0,500	1:1	3571	1869	47%	2,65	12,50	1
0,100%	1,000	1:2	3571	1837	48%	2,66	2,48	1
0,200%	1,000	1:1	2870	1631	43%	2,72	2,72	1
0,300%	1,500	1:1	2870	1564	45%	2,72	2,72	1
0,500%	0,500	5:1	3357	1845	45%	2,68	2,68	1
0,500%	2,500	1:1	4245	3082	27%	2,53	2,56	1
1,000%	0,500	10:1	2870	732	74%	2,72	9,00	1
1,000%	0,500	10:1	2870	815	72%	2,72	2,72	1
2,000%	0,500	20:1	2870	216	92%	2,72	9,00	1
2,000%	0,500	20:1	2870	399	86%	2,72	2,72	1
2,000%	1,000	10:1	2870	316	89%	2,72	9,00	1
2,000%	1,000	10:1	2870	333	88%	2,72	2,72	1
2,000%	1,000	10:1	2870	341	88%	2,72	2,72	1

Tab.2 – Risultati dei test di ossidazione chimica effettuati con differenti dosaggi di reagenti, riferiti a 100 g di soluzione

Terminate le prove preliminari di ossidazione, sono state investigate nel dettaglio le seguenti opzioni di trattamento:

- **Opzione 1:** acidificazione seguita da ossidazione chimica tipo Fenton con perossido di idrogeno H₂O₂ al 2% in peso rispetto alla massa di soluzione da trattare e rapporto in peso ferro:perossido di idrogeno = 1:20;
- **Opzione 2:** acidificazione seguita da ossidazione chimica tipo Fenton con perossido di idrogeno H₂O₂ allo 0,1% in peso rispetto alla massa di soluzione da trattare e rapporto in peso ferro:perossido di idrogeno = 1:5, filtrazione a sabbia e adsorbimento su carboni attivi;
- **Opzione 3:** acidificazione, filtrazione a sabbia e adsorbimento su carboni attivi.

2.3 Risultati

Nel presente paragrafo vengono riportati i risultati ottenuti dalle sperimentazioni effettuate per le tre opzioni di trattamento descritte.

Dalla Tabella 2 si può osservare come il COD prima del processo di ossidazione chimica e dunque a valle dell'acidificazione sia passato da circa 30'000 mg/L a circa 3'000 mg/L, con un'efficienza di rimozione pari al 90% mediante l'unità di trattamento primario di sedimentazione assistita.

Per quanto concerne gli altri contaminanti (NH_4^+ , ferro, rame e zinco), non si sono osservate riduzioni apprezzabili di concentrazione a valle dell'acidificazione.

Infine in merito al colore, a valle dell'acidificazione, questo è risultato leggermente rosato con diluizione 1:40.

2.3.1 Opzione 1 – Ossidazione chimica

Per tale opzione è stata riscontrata un'efficienza di rimozione pari al 92%, ovvero un COD in uscita pari a circa 200 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 500 mg/L).

Tale trattamento ha permesso anche di eliminare quasi completamente il carico inquinante dovuto all' NH_4^+ , che è passato dai circa 500 mg/L iniziali a valori prossimi allo zero (0,52 mg/L) (limite allo scarico in pubblica fognatura: 30 mg/L). Per quanto concerne i metalli, le analisi effettuate sull'effluente hanno fornito i seguenti risultati:

- Ferro: 0,557 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 4 mg/L);
- Rame: 0,183 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 0,4 mg/L);
- Zinco: <0,005 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 1 mg/L).

Per quanto concerne il colore, questo è risultato non percettibile con diluizione 1:40.

2.3.2 Opzione 2 – Ossidazione chimica, filtrazione a sabbia e adsorbimento su carboni attivi

Il valore di COD ottenuto a valle della filtrazione a sabbia e dell'adsorbimento su carboni attivi è risultato pari a circa 900 mg/L, e quindi ancora superiore al limite previsto per lo scarico in fognatura. Si ritiene comunque che mediante un'opportuna ottimizzazione dei parametri del processo di adsorbimento, ad esempio, impiegando un maggiore quantitativo di carbone, il limite di scarico in pubblica fognatura, pari a 500 mg/L, possa essere raggiunto.

L'efficienza complessiva del trattamento testato (ossidazione chimica + adsorbimento su carboni attivi) è risultata pari al 70%, inferiore rispetto a quanto avuto con l'opzione 1.

Per quanto concerne l' NH_4^+ la concentrazione in uscita è stata pari a circa 4 mg/L, anche in questo caso inferiore al limite allo scarico in pubblica fognatura (30 mg/L).

Relativamente ai metalli, sono stati ottenuti i seguenti risultati:

- Ferro: 10,757 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 4 mg/L);
- Rame: 0,356 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 0,4 mg/L);
- Zinco: 1,526 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 1 mg/L).

Il ferro e lo zinco sono entrambi risultati in concentrazione maggiore rispetto al limite allo scarico. Il valore misurato per il ferro è imputabile al dosaggio di $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ utilizzato per la reazione di ossidazione chimica che si è dimostrata, come descritto sopra, poco efficace. Per quanto riguarda lo zinco la riduzione in concentrazione, rispetto al valore iniziale, è risultata inferiore rispetto all'opzione 1 e tale fatto potrebbe essere imputato anche in questo caso alla minore efficacia del trattamento di ossidazione chimica testato.

Per quanto riguarda il colore, è stato confermato quanto già ottenuto con l'opzione 1, ovvero non percettibile con diluizione 1:40, rispettando di fatto il limite allo scarico.

2.3.3 Opzione 3 – Filtrazione a sabbia e adsorbimento su carboni attivi

Con questa configurazione, il COD in uscita è risultato pari a circa 1'000 mg/L, con un'efficienza di rimozione pari al 67%, valore analogo a quello conseguito con l'opzione 2 (70%). Per la rimozione del COD, non risulta pertanto conveniente impiegare un'ossidazione chimica a basso dosaggio di reagenti, in quanto sono state ottenute le medesime prestazioni inviando l'effluente dall'acidificazione direttamente ai carboni attivi.

Per quanto concerne l' NH_4^+ , la concentrazione in uscita è risultata superiore a 4 mg/L, anche con diluizione 1:2 con acqua di rete. Ciò indica che la concentrazione nell'effluente potrebbe essere prossima o superiore al limite allo scarico in pubblica fognatura (30 mg/L).

Per diminuire la concentrazione di azoto ammoniacale NH_4^+ , evitando il trattamento di ossidazione chimica, potrebbero essere utilizzate alternativamente resine a scambio ionico, cui è nota una significativa capacità di rimozione nei confronti di questo composto.

Relativamente ai metalli, sono stati ottenuti i seguenti risultati:

- Ferro: 3,852 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 4 mg/L);
- Rame: 0,555 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 0,4 mg/L);
- Zinco: 1,993 mg/L (limite allo scarico in pubblica fognatura: 1 mg/L).

In questo ultimo caso, il rame e lo zinco sono entrambi risultati in concentrazione maggiore rispetto al limite allo scarico. Questo aspetto è riconducibile alla scarsa capacità di rimozione dei carboni attivi nei confronti dei metalli. Pertanto per rimuovere i metalli, se non si propende per l'ossidazione chimica descritta nell'opzione 1, occorre prevedere un trattamento aggiuntivo ad esempio a base di resine a scambio ionico, che andrebbero ad aggiungersi a quella necessaria per l'abbattimento dell' NH_4^+ .

Per quanto riguarda il colore, è stato confermato quanto già ottenuto con le opzioni 1 e 2, ovvero non percettibile con diluizione 1:40, rispettando di fatto il limite allo scarico.

3. Conclusioni

Sulla base di quanto sopra, l'opzione 1 è l'unica che, alle condizioni testate, ha permesso di ottenere un effluente che rispettasse tutti i limiti allo scarico in pubblica fognatura. L'opzione 2 impiega una minore quantità di reagenti per l'ossidazione chimica, ma non rispetta il limite allo scarico per quanto riguarda COD, ferro e zinco. L'opzione 3 non contempla l'impiego dell'ossidazione chimica per la riduzione del carico inquinante, ma utilizza solamente l'adsorbimento su carboni attivi. Ciò comporta una riduzione della concentrazione del COD, con valori però superiori al limite allo scarico in pubblica fognatura. Ulteriori superamenti rispetto ai limiti di legge sono stati registrati per il rame e lo zinco e probabilmente per l' NH_4^+ . Per la valutazione economica, come costi di gestione sono stati considerati quelli derivanti dallo smaltimento fanghi (tutte le opzioni), dai reagenti chimici necessari per il trattamento delle acque (tutte le opzioni) e dalla sostituzione dei mezzi filtranti (opzioni 2 e 3). Il tutto è riportato nella tabella seguente.

Opzione	costi di realizzazione [€]	costi di gestione [€]	tempo di ritorno [anni]
1	25'000	90'000	n.a.
2	45'000	50'000	4
3	50'000	46'000	3

N.B. I costi attuali di gestione per lo smaltimento delle acque di lavaggio ammontano a circa 64'000 €.

Tab. 3 – Costi di realizzazione e di gestione delle varie opzioni esaminate

Dalla Tabella 3, si evince che l'opzione 1, seppur fornisca i risultati tecnicamente migliori, non è economicamente percorribile, mentre le opzioni 2 e 3 appaiono percorribili entrambe, con l'opzione 3 che permette un tempo di ritorno più breve rispetto alla 2 ed ha una maggiore facilità di gestione, in quanto non richiede l'impiego di acido solforico H_2SO_4 e di ossidante chimico.

Bibliografia

- [1] **Bharat Lodha, Sanjeev Chaudhari**, *Optimization of Fenton-biological treatment scheme for the treatment of aqueous dye solutions*, Journal of Hazardous Materials, 148 (2007) 459-466;
- [2] **Xiang Juan Ma, Hui Long Xia**, *Treatment of water-based printing ink wastewater by Fenton process combined with coagulation*, Journal of Hazardous Materials, 162 (2009) 386-390;

- [3] **Lichao Ding, Yunnan Chen, Jingbiao Fan**, *An overview of the treatment of print ink wastewaters*, Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology, 3(10) (2011) 272-276;
- [4] **A. Metes, D. Kovacevic, D. Vujevic, S. Papic**, *The role of zeolites in wastewater treatment of printing inks*, Water Research, 38 (2004) 3373-3381;
- [5] **Metcalf&Eddy**, *Wastewater engineering, treatment and reuse*, Ed McGraw-Hill, 4thEd..

La produzione di biopolimeri: stato dell'arte e prospettive. Un caso studio

*Claudio Lena lena@unicas.it, Lucia Pirollo
Dipartimento di Economia e Giurisprudenza,
Università di Cassino e del Lazio Meridionale, Cassino*

Riassunto

All'inizio del XX° secolo molti prodotti industriali comprese le plastiche erano ricavati da risorse biologiche. Poi, negli anni '70, i derivati del petrolio conobbero un incredibile boom e di fatto si sostituirono ai materiali naturali e divennero le incontrastate materie prime per tutte le varie tipologie di prodotti. Ora, all'inizio del XXI° secolo, i recenti sviluppi, soprattutto in tema di inquinamento, hanno riportato in auge la convinzione che le risorse naturali siano la soluzione migliore come materie prime per la produzione industriale. Nonostante la situazione attuale di mercato releghi le bioplastiche a consumi di nicchia, almeno rispetto alle plastiche tradizionali, i biopolimeri stimolano un forte interesse in alcuni settori applicativi. In tale lavoro si vuole porre l'attenzione sullo stato dell'arte e sulle prospettive di tali materiali.

Summary

At the beginning twentieth century, many industrial and plastics were made from biological resources. Then, during the 70s, petroleum derivatives knew an incredible boom and infact substituted natural materials and became the undisputed raw materials for all the different types of products. Now, at the beginning of the twenty-first century, the recent developments, especially in terms of pollution, have revived the belief that natural resources are the best solution as raw materials for industrial production. Although the current market situation relegate the bioplastics consumption niche, at least compared to traditional plastics, biopolymers stimulate a strong interest in some application areas. In this work we want to focus on the state of and prospects for such materials.

1. Introduzione

I polimeri di sintesi sono stati nel secolo scorso i protagonisti di una vera e propria rivoluzione del sistema economico-produttivo e sociale. Il loro grande successo commerciale, registrato nella seconda metà del secolo scorso, è legato a caratteristiche vincenti come l'economicità, la leggerezza, le proprietà fisico-meccaniche e la resistenza alla degradazione.

In molti settori industriali le plastiche forniscono un contributo concreto al conseguimento degli obiettivi di efficienza delle risorse: attraverso la costruzione di edifici a impatto zero, il risparmio delle risorse idriche, la maggiore durata degli alimenti, la diversificazione delle materie prime e la realizzazione di mezzi di trasporto più sostenibili. Non si può negare che l'introduzione di tali materiali abbia dato il via ad un mercato di prodotti "usa e getta", che hanno contribuito enormemente al consolidarsi di uno stile di vita consumistico, con evidenti ripercussioni sull'ambiente. Infatti i vantaggi costituiti dalle eccezionali proprietà di queste materie plastiche si sono scontrati con alcune problematiche legate sia al loro elevato consumo in moltissimi settori sia al il loro smaltimento.

2. Il mercato delle materie plastiche

A livello mondiale la produzione di materie plastiche ha raggiunto 299 milioni di tonnellate nel 2013, con un tasso di crescita che si assesta intorno al 9% annuo, in linea con il trend mondiale che dal 1950 si registra nel settore delle plastiche[1].

L'Europa produce oggi un quinto delle plastiche consumate a livello globale, contro il 24,8% della Cina, il 19,4 % del Nafta ed il 7,3% del Medio Oriente. Sommando Cina, Giappone ed altri paesi asiatici, la quota supera ormai il 45% ed è destinata a crescere in futuro.

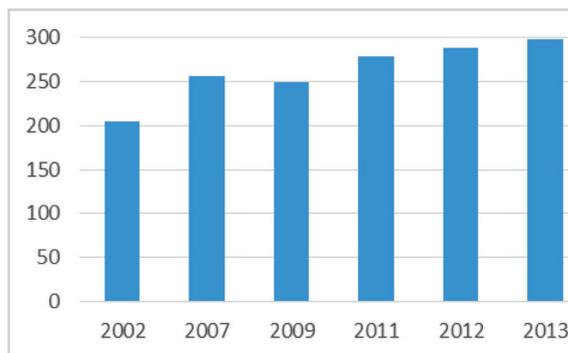


Fig. 1 – Produzione mondiale di materie plastiche (milioni di tonnellate)

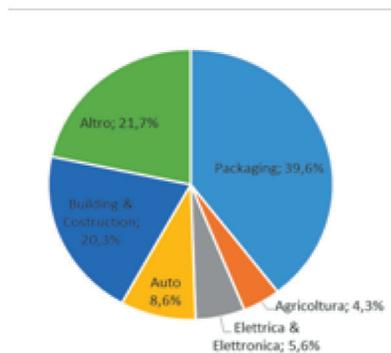


Fig. 2 – Domanda di materie plastiche in Europa per settore di applicazione

Il packaging si conferma il primo consumatore di materie plastiche con quasi il 40% dei volumi, seguito dal settore delle costruzioni (20,3%), dall'auto (8,5%) e dall'elettrico ed elettronico (5,6%). Le altre applicazioni includono settori vari quali elettrodomestici, mobili, agricoltura, sport, salute e sicurezza (fig.1).

L'industria delle materie plastiche nell'UE-27 ha proseguito per il 2013 il trend di crescita del 2012. I produttori di materie plastiche hanno registrato un fatturato di oltre 99 miliardi di euro con un incremento dello 0,3%; i trasformatori un fatturato totale di oltre 212 miliardi di euro con una crescita pari all'1,9%. Il settore della produzione è rimasto relativamente stabile nel corso degli ultimi anni, con un organico di 1,45 milioni di lavoratori in oltre 59.000 aziende, in gran parte piccole e medie imprese, generando quindi un fatturato aggregato di 320 miliardi di euro [2].

L'Unione Europea, tradizionalmente importante esportatore di materie plastiche e di prodotti in plastica, nel 2013 ha esportato circa 15,5 milioni di tonnellate di materia prima. Nonostante la stagnazione economica, la bilancia commerciale delle plastiche europee resta positiva per circa 12 miliardi di euro nella produzione e per poco meno di 6 miliardi nella trasformazione. I principali mercati di riferimento per l'export dei polimeri rimangono la Cina, la Turchia, la Russia e la Svizzera [1].

Il consumo europeo di materie plastiche è stimato in 46,3 milioni di tonnellate per due terzi concentrato in cinque paesi: al primo posto si conferma la Germania con il 25,4%, seguita dall'Italia con il 14,3% e da Francia e Spagna, ognuna con il 7,5%.

In questo contesto, l'Italia gioca quindi un ruolo comprimario, essendo il secondo paese europeo per consumo di plastica e costruzione di macchine e impianti, posizionandosi terzo anche per capacità di trasformazione. Infatti, insieme ai prodotti più tradizionali, le materie plastiche oggi costituiscono una fetta importante dell'offerta manifatturiera italiana con un fatturato di 14,9 miliardi di euro ed una occupazione complessiva di 103.000 addetti per circa 4.900 aziende, generando un giro di affari intorno ai 43 miliardi di euro [3].

3. I biopolimeri

Nei Paesi ad economia avanzata circa un quarto dei rifiuti è costituito da materiali polimerici. In Europa la quota di recupero, nel 2012, è stata complessivamente di 25,2 milioni di tonnellate (con un incremento del 2,4% rispetto al 2011). Di questi, il 62% viene recuperato attraverso il riciclo meccanico ed il recupero energetico, il restante 38% finisce invece in discarica con i noti problemi relativi alla lentissima biodegradazione[2].

I materiali polimerici a limitato impatto ambientale possono rappresentare una soluzione ai sempre più onerosi, sia in termini economici che ambientali, problemi di smaltimento post consumo, allo scopo di limitare l'utilizzo delle fonti fossili, ridurre le emissioni di CO₂, minimizzare la produzione di rifiuti e valorizzare le frazioni di alcuni reflui a cui altrimenti è associato un costo di smaltimento spesso elevato. I prodotti che possono essere ottenuti processando dette matrici interessano diversi settori industriali e potrebbero essere sostenibili sia dal punto di vista economico che ecologico. L'introduzione di tali approcci nelle filiere produttive attuali offre nuove grandi potenzialità di mercato anche se la concorrenza a livello di prezzi con il mercato delle plastiche risulta molto difficile, essendo il settore delle plastiche derivanti dal petrolio già ampiamente collaudato ed affermato ed operando ad un livello di economia di scala.

Diversi studi del ciclo di vita dei prodotti (LCA) dimostrano però che l'utilizzo di biopolimeri determina notevoli benefici ambientali, sia in termini di energia consumata e di minor utilizzo di combustibili fossili, che in termini di riduzione delle emissioni di CO₂, quindi ci sono tutti i presupposti per rendere i biopolimeri potenzialmente molto interessanti come sostituti delle materie plastiche tradizionali.

Polimeri estratti e/o prodotti da fonti rinnovabili biodegradabili e compostabili (secondo la norma Uni En 13432 sul riciclo organico)	Polimeri direttamente estratti da materiale naturale (biomassa) tra cui i polisaccaridi come amido (Mater-bi), cellulosa, e le proteine come caseina e glutine.
	Polimeri prodotti tramite sintesi chimica "classica" usando monomeri biologici e rinnovabili come l'acido polilattico (PLA) biopoliestere derivato dalla fermentazione di biomassa
	Polimeri prodotti da microrganismi o batteri geneticamente modificati come i polidrossialcanoati (PHA)
Polimeri sintetizzati a partire da monomeri rinnovabili, ma non biodegradabili	BioPE, BioPP, BioPVS, PET e PTT da fonti rinnovabili
Polimeri non derivati da fonti rinnovabili bensì dal petrolio ma biodegradabili	polibutilene adipato tereftalato (PBAT), Polibutilsuccinato (PBS), Policaprolattone (PCL)

Tab. 1 – Principali tipologie di bioplastiche in commercio

3.1. Mercato dei biopolimeri e prospettive

Allo stato attuale il mercato dei biopolimeri può ancora considerarsi un mercato di nicchia: nel 2013 la produzione globale di bioplastiche ammontava a circa 1,6 milioni di tonnellate, a fronte di una produzione complessiva di polimeri tradizionali pari a 299 milioni di tonnellate [1]. Si stima che nel breve periodo le bioplastiche non riusciranno comunque a sostituire i polimeri derivanti dal petrolio per diverse ragioni tra cui il basso prezzo del petrolio, gli elevati costi di produzione e la limitata capacità di produzione della biomassa, anche se si sta concretizzando la possibilità che possano sostituire il ruolo svolto in passato da alcune materie plastiche convenzionali che hanno sostituito materiali durevoli, come ferro e acciaio in molti prodotti.

La produzione più significativa riguarda le plastiche non biodegradabili che arrivano ad una quota del 62,4%, contro una produzione di plastiche biodegradabili del 37,6%. Tra i biopolimeri bio-based maggiormente prodotti troviamo il BIO-PET con una quota pari al 37%, % e il BIO-PE con il 12,3%. La diffusione delle biodegradabili invece risulta ancora piuttosto limitata [2] la produzione maggiore si registra per l'acido polilattico PLA, con il 12%, contro una quota del 2% di PHA (fig. 3), quest'ultimo penalizzato dagli elevati costi di produzione determinati da un processo di produzione articolato su più fasi che necessita, a valle della fermentazione microbica, di una estrazione del polimero dalla biomassa e di una purificazione, necessarie a causa della natura intracellulare di questo biopolimero.

Le ultime ricerche [4] confermano la positiva tendenza alla crescita del mercato delle bioplastiche con una previsione di aumento da circa 1,6 milioni di tonnellate nel 2013 a circa 6,7 milioni di tonnellate entro il 2018, pari ad un incremento del 400% (fig. 4). L'incremento maggiore interesserà le plastiche non biodegradabili (biobased), come il PE verde e biobased PET (polietilene da bioetanolo), le cui capacità passeranno da 1 milione di tonnellate annue a 5,6 milioni di tonnn/annue; mentre tra le plastiche a base biologica e biodegradabili l'incremento sarà da 670.000 tonnellate a 1,12 milioni di tonnn/anno), ed i principali motori di crescita saranno rappresentate dall'acido polilattico (PLA), dai poliidrossialcanoati (PHA) e dai biopolimeri amidacei (*MaterBi*) [5]. Inoltre, le plastiche rinnovabili e compostabili di produzione locale beneficeranno della nuova direttiva UE sulla riduzione delle borse per la spesa.

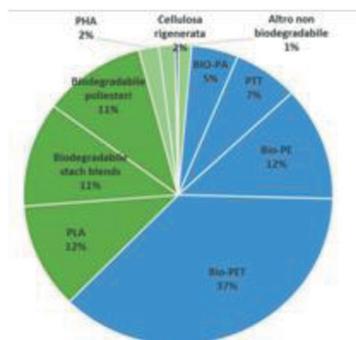


Fig. 3 – Produzione europea di biopolimeri per tipologia

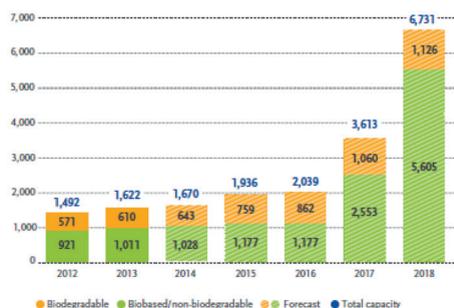


Fig. 4 – Capacità produttiva europea di plastiche bio-based e bioplastiche

4. Il case study delle acque di vegetazione olearie

La gran parte della produzione di polimeri microbici biodegradabili, basata sulla naturale capacità di microorganismi di produrre e accumulare monomeri e polimeri a partire dalla fermentazione di materiali di natura organica, al momento è operata a partire da costosi substrati zuccherini sintetici aventi una composizione definita.

Allo scopo di ridurre i costi di produzione si possono impiegare a) microrganismi ingegnerizzati che consentano il raggiungimento di rese e produttività più elevate rispetto ai normali ceppi puri, con costi di gestione elevati dovuti alla necessità di stringenti controlli delle eventuali contaminazioni degli ambienti di lavoro, tuttavia questa scelta necessita di controlli stringenti che comportano una notevole riduzione dei benefici; b) consorzi microbici presenti naturalmente nell'ambiente e non pericolosi, in grado di sopravvivere e sintetizzare i biopolimeri, senza necessitare di operazioni condotte in sterilità; c) terreni di coltura a basso costo, costituiti da scarti, il cui utilizzo comporta il doppio vantaggio di essere economici e di contribuire alla riduzione dei costi di smaltimento degli scarti stessi. Per l'elevato contenuto

di materiale organico, parte del quale zuccherino, molti di questi potrebbero essere adatti allo scopo: melasso da canna o da barbabietola da zucchero, effluenti dell'industria casearia, acque reflue della produzione di oli, idrolizzati amidacei, cellulose ed emicellulose.

In virtù delle loro caratteristiche chimiche, le acque di vegetazione olearia si prestano ad essere valorizzate mediante applicazione di processi integrati dedicati ad abbattere il grande potere inquinante e ottenere, al contempo, prodotti di potenziale interesse commerciale nei vari settori delle differenti industrie.

Questo refluo, prodotto in grande quantità (30 milioni di m³ ogni anno nei Paesi del Mediterraneo) [6]), presenta solidi in sospensione e un elevato carico organico (COD che oscilla fra 50 e 150 g/l [7]), in particolare contiene composti aromatici ad attività antiossidante (polifenoli), acidi organici, polialcoli, zuccheri semplici e complessi e lipidi che le rendono un possibile substrato per i processi fermentativi. Tali processi sono volti al recupero di fenoli e polifenoli (idrossitirosole e squalene) ottenuti sia come miscele sia come composti puri; alla produzione di *biofuels* quali bioidrogeno e biometano; ed alla produzione di biomateriali quali i poliidrossialcanoati (PHA) tra cui il poliidrossibutanoato (PHB), il PHBH ed il poliidrossivalerato (PVH) buoni candidati alla sostituzione del polipropilene.

In condizioni di coltura appropriate, ed in particolare in limitazione di qualche nutriente ed eccesso di fonti di carbonio (ad esempio N, P, S), i poliidrossialcanoati si accumulano in alcuni batteri aerobi (come *Cupriavidus necator*) che durante la loro crescita li utilizzano come fonte di carbonio di riserva o per ridurre il consumo di energia. I PHA sono accumulati nel tessuto citoplasmatico come granuli discreti, la cui dimensione e numero per cellula varia nelle diverse specie. Possono arrivare fino ad una concentrazione del 90% del peso secco della massa batterica.

Gli attuali processi di produzione dei PHA sono basati su colture pure e su substrati a composizione definita, pertanto, in tali processi tradizionali, la selezione ed il mantenimento delle colture e la produzione di substrato sono i fattori critici di costo, abbassati i quali esiste il potenziale per un allargamento del mercato dei PHA. Negli ultimi anni sono stati studiati nuovi processi che utilizzano substrati diversi, più economici, e colture microbiche miste.

Un recente ricerca [8], si è proposta proprio lo scopo di sviluppare un processo integrato anaerobico aerobico per produrre tali polimeri biodegradabili a partire da acidi grassi volatili ottenuti dall'acidogenesi di acque di vegetazione da scarti di frantoio, colture miste in grado di produrre questi biopolimeri con velocità e rendimenti notevoli. Le colture miste sono prodotte dai fanghi attivi arricchiti periodicamente con acidi grassi volatili in condizioni aerobiche. L'intero processo si compone di tre fasi ed ha come scopo la produzione di PHA da materiali organici di scarto. In particolare il processo prevede l'impiego di acque di vegetazione dell'industria olearia, una fonte rinnovabile e a basso prezzo. Le tre fasi sono le seguenti:

- 1) fermentazione acidogenica (in condizioni anaerobiche) delle AV al fine di ottenere un effluente ad alta concentrazione di acidi grassi volatili;
- 2) processo aerobico a fanghi attivi, condotto in un reattore discontinuo sequenziale (SBR), alimentato con l'effluente precedentemente ottenuto mediante cicli di feast (alta disponibilità di substrato) e famine (carenza di substrato) al fine di selezionare popolazioni microbiche aerobiche altamente in grado di trasformare gli acidi grassi volatili disponibili in poliidrossialcanoati durante la fase di eccesso di substrato, e di utilizzarli in seguito come fonte interna di carbonio durante la fase di carenza, acquisendo quindi un vantaggio metabolico nei confronti delle popolazioni non in grado di accumulare i PHA come riserva di carbonio;
- 3) trattamento aerobico in eccesso di substrato in un reattore batch alimentato dall'effluente ricco in VFA per ottenere alte quantità di PHA dai batteri selezionati nella fase 2. L'estrazione viene poi effettuata per shock termico, si blocca il processo biosintetico, provocando la lisi

cellulare, si concentra la sospensione e si procede al recupero e purificazione del polimero per estrazione.

4. Conclusioni

Affinché il mercato dei biopolimeri possa decollare va considerato il rapporto costi/benefici economicamente più vantaggioso. Al momento attuale è proprio questo lato economico il punto dolente nell'utilizzo dei biopolimeri. Infatti tutti i benefici vengono messi in secondo piano dall'elevato costo dei materiali stessi, se confrontato con il costo dei materiali convenzionali. Al di là di questo c'è tuttavia da considerare la possibilità, nell'utilizzo dei biopolimeri, di portare un valore aggiunto al prodotto finale dovuto a:

-Vantaggi di marketing. I biopolimeri derivano da fonti naturali e completamente rinnovabili. Di conseguenza si sposano appieno con il concetto di sostenibilità ambientale e questo può rappresentare una nuova leva nei confronti dei consumatori.

-Vantaggi nella catena produttiva. Anche un solo giorno in più di shelf-life può significare guadagni e quindi rientro degli investimenti.

-Vantaggi dal punto di vista economico nella gestione dei rifiuti. Il vantaggio degli imballaggi prodotti con biopolimeri è che possono essere compostati insieme ai residui alimentari, eliminando quindi i costi di separazione.

-Apposita legislazione e minori tasse. Sarebbe opportuno incoraggiare la diffusione di tali materiali, per esempio tassando l'incenerimento dei rifiuti da imballaggio e promuovendo invece il compostaggio, e quindi di fatto favorendo economicamente le industrie che usano i biopolimeri. Allo stesso tempo è però necessaria una specifica legislazione, soprattutto per quel che riguarda una chiara etichettatura degli imballaggi prodotti con i biomateriali, in modo da favorirne il riconoscimento da parte del consumatore e quindi la corretta separazione dei rifiuti senza creare confusione.

Bibliografia

[1] **Plastics Europe**, "An analysis of European plastics production, demand and waste data" Plastics-the Facts 2014/15.

[2] **European Bioplastics**, "Bioplastics Facts and Figures", 2014

[3] **ISTAT** "Rapporto sulla competitività del settore produttivo", ed. 2014

[4] **European Bioplastics**, 9° Conference, Bruxelles, dicembre 2014

[5] **Merlo B.** *Bioplastiche, un mercato in ascesa*, *IL LATTE*, 4, pag. 48-50, 2014

[6] **Dionisi D., Carucci G., Petrangeli Papini M., Magone M., Carrasco F.** "Olive oil mill effluents as a feedstock for production of biodegradable polymers". *Water Research*, 39 (10), 2076-2084, 2005

[7] **Rozzi A., Malpei F.** "Treatment and disposal of olive mill effluents" *International biodeterioration & biodegradation* 135-144, 1996

[8] **Valentino F., Villano M., Bertin L., Beccari M., Majone M.** "Olive oil wastewater as a renewable resource for production of polyhydroxyalkanoates" *Renewable Polymers: synthesis, processing and technology*. 2001 pag. 175-219

AIR – CONVEGNO

LA GESTIONE ED IL CONTROLLO DELLE EMISSIONI ODORIGENE

Il Convegno propone lo stato dell'arte delle innovazioni tecnologiche e delle migliori pratiche nel campo della gestione e del controllo delle emissioni odorigene. L'edizione del 2015 è dedicata alle problematiche degli impianti di trattamento rifiuti e a quelle degli impianti di depurazione dei reflui, recentemente oggetto di novità normative sul fronte delle emissioni in atmosfera. Particolare attenzione è rivolta alle esperienze delle agenzie regionali, alle innovazioni impiantistiche ed alle tecnologie di abbattimento.

A cura di: **CTS Ecomondo, Società Chimica Italiana, Divisione di Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali e ISPRA**

Presidenti di sessione:

- Rosanna Laraia, *ISPRA*

- Gianluigi de Gennaro, *Università degli Studi di Bari, A. Moro*

Towards the modeling and the optimization of a new Rotating Bed Biofilm Reactor for Hydrogen Sulphide removal

*Francesco Spennati francesco.spennati@unifi.it - University of Florence - Department of Civil and Environmental Engineering DICEA (FI);
Cesira Giordano - University of Pisa - Department of Biology (PI);
Gualtiero Mori - CER2CO - Consorzio Cuoioedepur Spa , San Romano - San Miniato (PI); Bacchi Daniele - ITALPROGETTI Spa- Montopoli in Val d'Arno (PI); Giulio Munz - University of Florence – DICEA (FI).*

Riassunto

Nel contesto del progetto UE LIFE+BIOSUR (Rotating Bioreactors for sustainable hydrogen sulphide Removal) è stato progettato e costruito un prototipo a scala reale di un reattore biologico a letto rotante. L'obiettivo era di utilizzare la rotazione dei biodischi come strategia innovativa per la rimozione della biomassa in eccesso. Il prototipo è stato testato per più di 1 anno: l'efficienza di rimozione è stata tra 80 e 90% nei periodi di funzionamento in condizioni standard e la capacità di eliminazione ha raggiunto picchi di $90 \text{ g H}_2\text{S m}^{-3}\text{h}^{-1}$. I dati raccolti sono stati utilizzati per simulare l'operatività del reattore con Aquasim. La modellazione aveva come fine la comprensione e l'ottimizzazione del processo.

Summary

In the context of the UE LIFE+ Project BIOSUR (Rotating Bioreactors for sustainable hydrogen sulphide Removal), a full scale prototype of a Rotating Bed Biofilm Reactor was designed and constructed with the aim of using the biodiscs rotation as innovative strategy for excess biomass removal. The prototype was tested for more than 1 year and the removal efficiency was between 80 and 90 % in the periods of operation in standard conditions; the elimination capacity reached peaks of $90 \text{ g H}_2\text{S m}^{-3}\text{h}^{-1}$. The data collected during the test phase were used to simulate the process with simple model implemented in Aquasim. The aim of modelling is to better understand the process and to optimize operational parameters.

1. Introduction

Hydrogen sulphide (H_2S) and organosulphur compounds are originated either from industrial processing or from sulphate reduction under anaerobic condition. They can be found in wastewater and biogas, causing corrosion, toxicity and odours problems. Chemical scrubbing is the most established technology for H_2S removal in Waste Water Treatment Plants (WWTPs) [1] and, with respect to alternative technologies, has several advantages: short contact time, low capital cost, easy operation and the possibility of treating highly variable loads. However, chemical scrubbing requires large amounts of chemicals, primarily NaOH (30 kg

of NaOH for Kg of S removed), that increases both the operating costs and the carbon footprint of the treatment. This technology presents high costs, both environmental and economic point of views, due to the consumption of reagents and energy. Biological systems represent a possible alternative [2], however, conventional (static bed) biotrickling filter, when operated at high load, are prone to clogging due to biofilm growth and insoluble precipitates with the consequence of increasing energy consumption for gas pumping [3]. Mainly the biomass of this kind of biofilter oxidize sulfide to sulfate while using carbon dioxide as a source of carbon for growth (chemoautotrophic microorganisms)[1]. A prototype for the biological removal of H₂S from gaseous effluents produced by the treatment of Cuoio-depur's tannery WWTP (Pisa, Italy), was designed and constructed at full scale as part of the activities of the LIFE+ project BIOSUR (Rotating bioreactors for sustainable hydrogen sulphide removal). The prototype, with four biodiscs and a bed volume of 8 m³ made of polyurethane foam (PUF) as support media, was implemented and connected to the existing gas treatment facility and fed with 20% of the polluted flow treated in the plant. The data collected were used to model the process with AQUASIM for a better understanding and optimization of the process.

2. Relation

2.1 *The Rotating Bed Biofilm Reactor (RBBR) prototype*

The RBBR had a cylindrical shape and was divided into four sectors. Each sector contained a biodisc (diameter 2.38 meter). Within each sector there was 40 cm of water depth and each of them is hydraulically separated up to a height of 50 cm. The water from each sector was pumped to an external tank and recirculated over the biodiscs to keep them wet and to mix the substrates in the water phase. Nutrients (nitrogen and phosphorus) were dosed in the recirculation flow, the concentration of nutrients was controlled in order to avoid limitation of biomass growth (Nitrogen more than 12 mg l⁻¹ and Phosphorus from 1 to 8 mg l⁻¹). Since biological oxidation of H₂S produces acidity [4], make up water was added for the maintenance of the pH setpoint; the water level in the RBBR was kept constant and the excess water discharged. The biomass was immobilized on rotating discs (with horizontal axis) filled with PUF and partially submerged in water, the total volume of the bed was 8 m³. The rotation of the discs produced shear stress on the biofilm in order to remove the excess biomass with the goal of controlling pressure head loss. The RBBR has been implemented in the treatment train of the existing tannery WWTP operated by Cuoio-depur. The RBBR was designed to treat up to 12000 m³ h⁻¹ of gas and inlet concentrations of H₂S variables from 10 to more than 400 mg S m³. The RBBR was connected to the piping network that carry contaminated air from the wastewater treatment tanks of Cuoio-depur to the chemical scrubbers.

2.2 *Experimental setup and operation conditions*

The prototype was implemented and connected to the existing gas treatment facility and fed with 20% of the polluted stream treated in the plant; the reactor was operated for a year with a gas flow rates of 5000-8000 m³ h⁻¹, corresponding to an empty bed retention time of 3-6 s and concentrations of H₂S were within the range of 10 to 400 mg S m³. The start up phase lasted 30 days, the inoculum was made by primary and biological sludge of Cuoio-depur. The average temperature in the first week of start-up was 16 °C, the gas stream flow was 5000 m³ h⁻¹ and was mixed with clean air (H₂S loads > 50 g H₂S m⁻³ h⁻¹). The pH decreased until the setpoint value of 3. After the start up phase, different strategies were tested in order to control the biofilm growth and to obtain the removal of the unnecessary biomass in order to reduce the filter bed clogging and the consequent increase in pressure head loss. The main parameters tested were: pH setpoint, recirculation flow rate and rotation speed. The pH set point was tested in the range of 3 to 6.5; the recirculation flow rate was varied (3 to 10 m³ h⁻¹)

and has also been tested intermittent recirculation and finally were tested different rotation speeds (velocity from 0.1 to 3 rpm) and intermittent rotation (Gap time: 1, 5, 15, 60, 90, 180, 240, 720 minutes and more). The removal efficiency was 80-90% and the elimination capacity reached peaks of $90 \text{ g H}_2\text{S m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. The prototype allowed to overcome the critical point of static biotrickling filters, that is, the accumulation of biomass and the consequent head loss increase; the pressure head loss always remained below 4 millibar and was easily controlled by the simple slow rotation of the discs. After 10 months the upper cover of the prototype was removed to carry out a detailed analysis of the biomass growth on the biodiscs and to improve the prototype design: through the installation of barriers the gas stream short-circuiting were minimized and the media of the last disc was replaced.

2.3 Process and biomass monitoring

The monitoring of the prototype included the analysis of biological, chemical and physical parameters. Probes were installed to measure pH, suspended solids and dissolved solids and gas flow rate. A Gas Chromatograph (Agilent 7890B) equipped with Flame Photometric Detector measured the concentrations of H_2S in the influent and effluent. In the recirculation liquid the following parameters were measured: COD, SCOD, TOC, Sulphate, Ammonium, phosphate. Biodiscs and recirculation water were sampled for the characterization of biomass twice a week. The prototype microbial community was studied through isolation attempts and molecular techniques. An investigation based on the molecular gene coding for 16S rRNA was performed. Sequence polymorphisms were investigated through Terminal-Restriction Fragment Length Polymorphism (T-RFLP). To explore the entire microbial community Next Generation Sequencing (NGS) was performed and for a direct estimation of bacterial presence in the samples, Fluorescence *In Situ* Hybridization (FISH) was carried out. For culture isolation, a media containing thiosulfate and minerals was used under specific condition, to allow SOB growths. The presence and prevalence of chemolithoautotrophic sulfur-oxidizing bacteria affiliated to the genus *Acidithiobacillus* was successfully demonstrated. Different fungi belonging to the genera *Penicillium*, *Aspergillus* and *Pyxidiophora* were also detected.

2.4 Modeling

The model was designed with the software Aquasim [4] that allows to define the spatial configuration of the system as a set of compartments connected to each other by links. Aquasim include biofilm reactors (consisting of a biofilm and a bulk fluid phase) that were used to simulate the behavior of biomass growing on the support media. Compartments were connected by two types of links: advective to represent water flow and advective substance transport between compartments and diffusive to represent boundary layers penetrated by substrates at varying rates [5]. The model was calibrated with the data collected from the prototype (as described below in details) for what concern ; biological process was simulated on the basis of the results of previous studies on the kinetics and on the stoichiometry of sulphide oxidizing bacteria [10,11,12]: these parameters were previously validated with the results of a pilot scale test on a static bed biotrickling filter packed with polyurethane foam cube flow operated in Cuoiodepur's WWTP [3] and focused on excess biomass production and sulphur mass balance. The model, as shown in figure 1, was composed mainly by three compartments: a gas phase (mixed reactor compartment), a water phase representing the recirculation water and makeup water (mixed reactor compartment) and the biofilm reactor compartment. The biofilm reactor compartment consisting of three zones: "bulk fluid", "biofilm solid matrix" and "biofilm pore water". For all three zones, Aquasim calculates the development over time of microbial species and substrates, as well as the biofilm thickness. In the biofilm, spatial gradients perpendicular to the substratum are calculated for microbial species and substrates.

Aquasim is a biofilm modeling in one-dimension, but allows pseudo two-dimensional modeling [6].

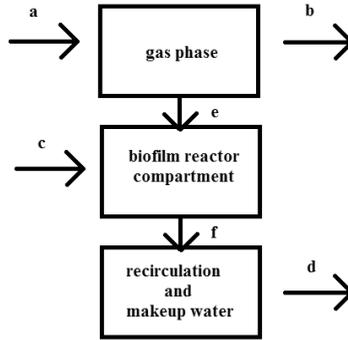


Fig. 1 – Conceptual model of RBBR in Aquasim: a)inlet flow of polluted gas, b)outlet flow of treated gas, c)inlet flow of make-up water, d)outlet flow of make-up water, e) H_2S mass flow from water to gas phase f) Advective flow of water from biodiscs to the water pool below the biodisc.

The specific surface of the PUF was $600 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$, this value was a key parameter of biofilm compartment. The reactor type chosen was “confined”, so the volume of the biofilm plus the bulk fluid was assumed to be constant, as is the case of a closed reactor; the fraction of the pore water volume of the biofilm was assumed to be constant. There was a diffusive connection to describe the mass flow of H_2S from gas phase to bulk fluid of biofilm compartment, was used the relation found by Mannucci [3]. The mass flow of H_2S in the polluted gas flow was described with advective link. The water flow of makeup water and recirculation water was described also with an advective link. The diffusion of H_2S inside the biofilm was described as a mass flow and the diffusion coefficient in biofilm was calculated with the relation found by Fan [7]. The values of diffusional coefficient of H_2S in water was $1.93 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ [8]. To simulate the shear stress of biodiscs rotation global detachment velocity was set equal to growth biofilm velocity for biofilm thickness upper than 100 micron [9]. In “biofilm solid matrix” of the biofilm reactor compartment were simulated as a dynamic process, the growth and decay of biomass as described in Table n. 1 according to Monod kinetics equation. The kinetics parameters varies with temperature according to Arrhenius law.

$$\frac{dX_t}{dt} = \mu_{max} X_t \frac{H_2S}{H_2S + KHS} - b_t X_t$$

Parameter	Symbol	Value	Units	Reference
Maximum specific growth from H_2S to SO_4	μ_{max}	8	d^{-1}	[10]
Half saturation constant for H_2S	K_{bs}	0.068	$\text{mg } H_2S \text{ L}^{-1}$	[11]
Decay coeff.	b_t	0.13	d^{-1}	[12]
Yield coefficient from H_2S to SO_4	Y_t	0.15	$\text{mg } X_t / \text{mg } H_2S$	[13]

Tab. 1 – Monod kinetics equation and parameters, X_t represents the active biomass.

The main assumptions of the model were similar to others model simulations reported in literature [14]:

- The H_2S was the only pollutant simulated;
- The biofilm was simulated was SOB with an uniform thickness and without distinction between different biomass;
- The adsorption of pollutant in biofilm and support media was neglected;
- The flow is in axial direction;
- The mass flow from gas to water were expressed with mass transfer coefficients;
- No inhibitions occurred;
- There was no rate-limiting concentration of O_2 and CO_2 and nutrients;
- There was no reaction in liquid phase;
- pH was constant;
- There was no Sulphur accumulation.

The experiment and the modeling activity with the prototype are still ongoing. It is expected that further data will allow to extend the model and gradually increase model complexity by considering additional variables and processes, such as the change in biofilm surface due to gradual filling of polyurethane foam pore due to biomass growth.

2.5 Results and discussion

The model, as shown in Figure 2, was able to reproduce rather accurately the concentrations of H_2S in the output gas flow, despite the simplifying assumptions and the strong load fluctuations. The model overestimated the removal capacity when high concentration peaks of H_2S occurred. The overestimation could be determined by the diffusion of the pollutant in the biofilm or some limitation effect and further studies are required. The model, as shown in figure 3, was able also to calculate the total production of Sulphur as Sulfate ($g\ S-SO_4\ h^{-1}$). The average measured production was around $250\ g\ S-SO_4\ h^{-1}$. The model wasn't able to simulate the bioaccumulation of sulfate and solids in the biodiscs media.

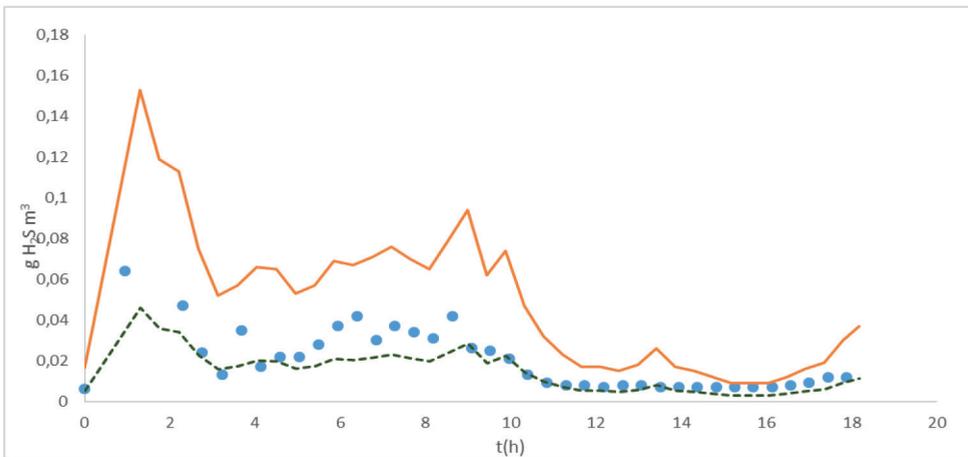


Fig. 2 – The measured concentration of H_2S with GC-FPD: the inlet flow (orange line), the outlet flow (blue points) and the simulated value of outlet flow (green line).

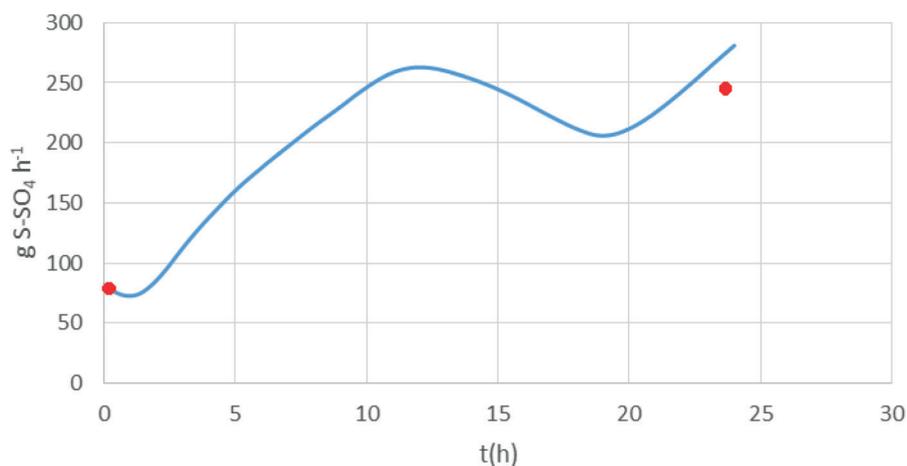


Fig. 3 – The production of Sulfate in 24 hours. Red dots represents measured data.

3. Conclusions

The application of moving bed reactor to gas treatment is a promising solution that requires further investigation and optimization. The accumulation of biomass in the bed was shown to be controllable by rotation of the discs at a low speed and, consequently, the pressure drop between inlet and outlet were found to be very low (1-3 mbar), so probably the limits of the technology have not yet been achieved. A preliminary attempt was made to design and calibrate a mathematical model to the system, with the goal of better understand the main mechanisms and to optimize the processes. The simulation of biotrickling filters applied to gas treatment presents several uncertainties and there is no model in the literature for a RBBR for the removal of H₂S from gas streams. The biological cycle of Sulphur presents also uncertainties in the process and in the kinetics coefficients values, especially as a function of pH; however, a simplified model including mass transfer and biomass growth and decay in a biofilm was able to describe H₂S removal, even though further studies are needed to include, for instance, spatial distribution of the biofilm.

Acknowledgements The authors thank the EU LIFE+ Program (Biosur project ENV/IT/075) and the EU Marie Curie Irses Program (Carbala Project PIRSES-GA-2011-295176).

References

- [1] **D. Gabriel and M. a Deshusses**, “Retrofitting existing chemical scrubbers to biotrickling filters for H₂S emission control.,” *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, vol. 100, no. 11, pp. 6308–12, May 2003.
- [2] **I. Omri, H. Bouallagui, F. Aouidi, J.-J. Godon, and M. Hamdi**, “H₂S gas biological removal efficiency and bacterial community diversity in biofilter treating wastewater odor.,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 22, pp. 10202–9, Nov. 2011.
- [3] **A. Mannucci, G. Munz, G. Mori, and C. Lubello**, “Biomass accumulation modelling in a highly loaded biotrickling filter for hydrogen sulphide removal.,” *Chemosphere*, vol. 88, no. 6, pp. 712–7, Jul. 2012.
- [4] **S. Chairapat, R. Mardthing, D. Kantachote, and S. Karnchanawong**, “Removal of hydrogen sulfide by complete aerobic oxidation in acidic biofiltration,” *Process Biochem.*, vol. 46, no. 1, pp. 344–352, 2011.
- [5] **S. Reichert, Peter** (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology

- (EA WAG), CH-8600 Dühendorf and), “aquasim a tool for simulation and data analysis of aquatic systems,” *Water Sci. Technol.*, vol. 30, no. 2, pp. 21–30, 1994.
- [6] **O. Wanner and E. Morgenroth**, “Biofilm modeling with AQUASIM,” *Water Sci. Technol.*, vol. 49, no. 11–12, pp. 137–144, 2004.
- [7] **Z. B. Fan LS1, Leyva-Ramos R, Wisecarver KD**, “Diffusion of phenol through a biofilm grown on activated carbon particles in a draft-tube three-phase fluidized-bed bioreactor,” *Biotechnol Bioeng.*, vol. 35, no. 3, pp. 279–86, 1990.
- [8] **J. Silva, M. Morales, M. Cáceres, R. San Martín, J. C. Gentina, and G. Aroca**, “Effect of the biomass in the modelling and simulation of the biofiltration of hydrogen sulphide: Simulation and experimental validation,” *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 85, no. 10, pp. 1374–1379, 2010.
- [9] **J. S. Devinny and J. Ramesh**, “A phenomenological review of biofilter models,” *Chem. Eng. J.*, vol. 113, no. 2–3, pp. 187–196, 2005.
- [10] **S. Gadekar, M. Nemati, and G. a. Hill**, “Batch and continuous biooxidation of sulphide by *Thiomicrospira* sp. CVO: Reaction kinetics and stoichiometry,” *Water Res.*, vol. 40, no. 12, pp. 2436–2446, 2006.
- [11] **S. Kim and M. a. Deshusses**, “Understanding the limits of H₂S degrading biotrickling filters using a differential biotrickling filter,” *Chem. Eng. J.*, vol. 113, no. 2–3, pp. 119–126, Oct. 2005.
- [12] **G. Munz, R. Gori, G. Mori, and C. Lubello**, “Monitoring biological sulphide oxidation processes using combined respirometric and titrimetric techniques.,” *Chemosphere*, vol. 76, no. 5, pp. 644–50, Jul. 2009.
- [13] **J. M. Visser, L. A. Robertson, H. W. Van Verseveld, J. G. Kuenen, J. A. N. M. Visser, L. A. Robertson, and H. W. V. A. N. Verseveld**, “Sulfur production by obligately chemolithoautotrophic thiobacillus species . Sulfur Production by Obligately Chemolithoautotrophic Thiobacillus Species,” vol. 63, no. 6, 1997.
- [14] **S. Kim and M. a. Deshusses**, “Development and experimental validation of a conceptual model for biotrickling filtration of H₂S,” *Environmental Progress*, vol. 22, no. 2. pp. 119–128, 2003.

Supporto tecnico dell'ARPA FVG agli Enti locali nei casi di molestie olfattive. Applicazioni di una procedura operativa ed integrazione con i piani di monitoraggio e controllo

*Stefania Del Frate stefania.delfrate@arpa.fvg.it, Adriano Bortolussi, Alessandra Pillon, Fulvio Stel, Franco Sturzi
ARPA FVG, Palmanova (UD)*

Riassunto

Il problema relativo alla quantificazione delle molestie olfattive percepite dalla popolazione residente e l'individuazione delle azioni di mitigazione più efficaci è stato affrontato da ARPA FVG, nell'ambito delle attività di supporto tecnico agli Enti locali, mediante la predisposizione e l'applicazione di una procedura operativa.

La procedura prevede l'utilizzo integrato di più strumenti quali ad esempio il monitoraggio sistematico mediante questionari, simulazioni di dispersione, campionamenti ed analisi in olfattometria dinamica. La procedura permette l'acquisizione di dati utili per la definizione quantitativa dell'impatto odorigeno percepito, l'individuazione delle sorgenti, la predisposizione di azioni mirate alla riduzione della molestia ed al successivo monitoraggio.

Si riportano alcuni esempi di applicazione della procedura, dall'avvio all'analisi dati fino alle fasi di chiusura, individuando le modalità di integrazione con strumenti quali la valutazione di impatto ambientale ed i piani di monitoraggio e controllo degli impianti.

Summary

ARPA FVG, in the frame of its technical support to local authorities, prepared an operational procedure to face the problem of quantification of olfactory harassment perceived by the resident population together with the identification of the most effective mitigation actions.

The procedure involves the integrated use of several instruments such as the systematic monitoring through questionnaires, simulations of dispersion, sampling and analysis in dynamic olfactometry. The procedure allows the acquisition of data for the quantitative definition of the perceived impact, the identification of sources, the preparation of measures to reduce the harassment and subsequent monitoring.

Some examples of application of the procedure are here presented, from the initial operation, passing through data analysis and arriving to the closure phase which identifies the way to integrate findings in the administrative authorisation frames of environmental impact assessment and monitoring plans as well as control systems.

1. Introduzione

La procedura elaborata dall'ARPA FVG per gestire le fasi del supporto tecnico agli Enti Locali in merito a molestie olfattive [1] è stata applicata dall'Agenzia in alcuni casi in regione Friuli Venezia Giulia. Nel presente lavoro si riportano due esempi di applicazione a complessità crescente. Risulta di particolare interesse come le attività previste dalla procedura integrino e completino le informazioni già fornite in sede di studio di impatto ambientale e come gli esiti del controllo possano essere utilizzati efficacemente per migliorare il piano di monitoraggio ambientale.

2. Sviluppo della procedura

2.1 Applicazione 1

Nell'ambito della richiesta di riesame con modifica di prescrizioni di un decreto comunale di classificazione di industria insalubre, relativo ad un impianto di biodegradazione aerobica di residui verdi e ligneo-cellulosici di capacità inferiore a 1000 t/anno, è previsto il monitoraggio degli eventi di emissioni odorigene, per una durata di circa tre mesi, attraverso questionari elaborati sulla base di quanto indicato nelle Linee Guida Regione Lombardia [2]. Il monitoraggio deve essere effettuato tramite coinvolgimento della popolazione residente in prossimità dell'impianto.

Per la gestione del monitoraggio il Comune ha chiesto supporto tecnico ad ARPA FVG che ha applicato la procedura per le molestie olfattive, adattandola al caso.

L'impatto odorigeno dell'impianto di compostaggio è stato simulato nell'ambito degli approfondimenti svolti dall'ARPA FVG in occasione di un procedimento di screening riguardante l'impianto stesso.

Pertanto tra gli obiettivi specifici vengono individuati i seguenti:

- valutare l'impatto misurato rispetto a quello stimato con modelli di simulazione;
- definizione delle cause del disturbo come combinazione dell'attività della sorgente e delle condizioni meteorologiche.

Il monitoraggio sistematico ha coinvolto cinque recettori siti sia in area presumibilmente impattata e che in area di controllo. I primi hanno compilato i questionari per un totale di 18 settimane in periodo estivo ed i secondi per un periodo di 4 settimane. I dati orari dei questionari sono stati riportati dai tecnici ARPA su fogli elettronici. Le informazioni sono state acquisite con una risoluzione oraria e riguardano la presenza vigile del recettore nel sito e la segnalazione del disturbo con tre livelli di intensità, indipendentemente dal tono edonico.

Nel contempo, per un periodo di 5 settimane, la ditta ha compilato il "diario dell'attività" riportando su moduli cartacei, con risoluzione oraria, le informazioni relative alle attività potenzialmente odorigene dette sottoprocessi. I sottoprocessi individuati sono: conferimento del verde da porta a porta, conferimento del verde da ecopiazzola, triturazione del verde, rivoltamento dei cumuli, vagliatura compost, spandimenti reflui zootecnici in terreni circostanti da parte di terzi.

Per quanto riguarda l'analisi dei dati meteorologici, essenzialmente velocità e direzione del vento, è stata utilizzata una stazione meteo installata nei pressi dell'area di interesse.

L'analisi dei questionari ha permesso di ottenere informazioni quantitative, espresse sotto forma di indicatori ed indici, relative a: caratteristiche del disturbo ai recettori, caratteristiche della sorgente e condizioni meteo dell'area. Di particolare interesse per la caratterizzazione del disturbo si sono dimostrati i seguenti indicatori: la percentuale di ore di disturbo su ore di controllo e la percentuale di ore di disturbo su ore di presenza vigile del recettore nel sito. I due indicatori vengono analizzati in forma di "settimana tipo" e "giorno tipo". Ai fini della caratterizzazione della sorgente i dati dei diari dell'attività sono stati analizzati per ottenere la distribuzione settimanale e giornaliera delle ore di attività per ciascun sottoprocesso.

La rosa dei venti è stata utilizzata per individuare la direzione di provenienza del disturbo e definire il sito sorgente: sono state selezionate le direzioni del vento in corrispondenza alle ore di segnalazione del disturbo. Le frequenze sono state riportate in un grafico polare chiamato “rosa dei disturbi”. Il grafico, centrato di volta in volta sui siti dei recettori, ha permesso di individuare la direzione di provenienza del disturbo e pertanto individuare la sorgente. Per quanto riguarda l’obiettivo specifico di verifica dell’impatto stimato rispetto a quello misurato viene messo in relazione il numero di recettori con una percentuale di ore di disturbo su ore di controllo superiore a 2% con gli esiti della simulazione in OU/m³ come 98° percentile delle ore dell’anno.

Nel caso in questione, particolarmente semplice, due recettori ricadono in un’area compresa tra 1 e 3 OU/m³. Solo per uno dei due recettori si ottiene una percentuale di disturbo superiore al 2%. Per i recettori di controllo in aree non comprese all’interno dell’isolinea a 1 OU/m³ la percentuale di disturbo è nulla o inferiore a 2%. In questo caso pertanto si considera verificato l’impatto simulato.

Per quanto riguarda il secondo obiettivo specifico, relativo alle cause del disturbo, si mettono a confronto il giorno tipo e la settimana tipo (fig. 1) delle segnalazioni e delle attività.

Lo sviluppo temporale delle segnalazioni evidenzia i due picchi, tipici del fenomeno, uno mattutino ed uno serale. I picchi non correlano temporalmente con l’attività svolta: il picco del mattino anticipa le attività monitorate mentre il picco serale si sviluppa ad attività concluse. Anche gli andamenti settimanali non evidenziano correlazione, si osservano inoltre disturbi anche nelle giornate festive in assenza di attività segnalate.

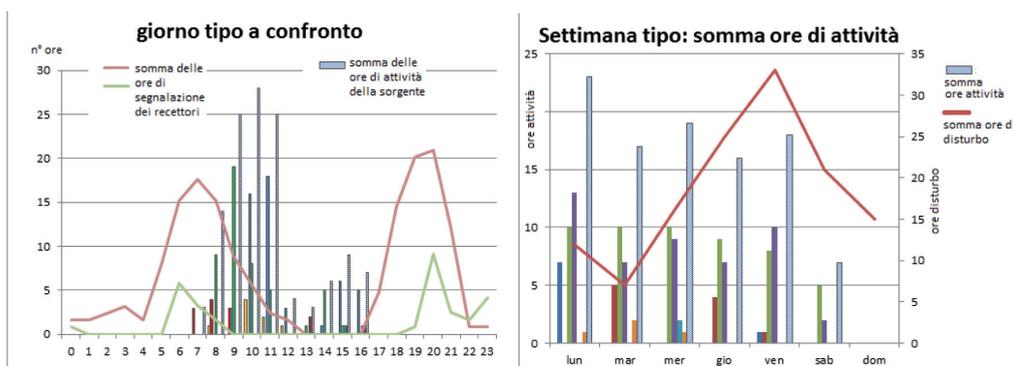


Fig. 1 - Andamenti tipo delle segnalazioni e delle attività della sorgente. Nel pannello di sinistra l’andamento giornaliero, nel pannello di destra l’andamento settimanale.

Per quanto riguarda il contributo della componente meteorologica alle cause del disturbo, si osserva che l’andamento del giorno tipo delle segnalazioni viene parzialmente spiegato con l’andamento della componente del vento prevalente dalla direzione della sorgente.

Si ipotizza pertanto un’emissione dalla sorgente, verosimilmente di bassa entità ma costante, che, combinata con condizioni meteorologiche specifiche contribuisce a creare il disturbo segnalato.

Il caso considerato non prevede l’attuazione di un piano di monitoraggio degli odori ma la formulazione di prescrizioni. A valle del monitoraggio e dell’analisi effettuata le prescrizioni hanno un carattere gestionale (aumentare la frequenza di rivoltamento dei cumuli e controllarne la temperatura) e, nel caso di ripetute ulteriori segnalazioni da parte dei residenti, misure olfattometriche alla sorgente da confrontare con quanto utilizzato in input al modello di simulazione.

2.1 Applicazione 2

Il caso affrontato coinvolge un territorio di circa 64 km² su quattro comuni e due potenziali sorgenti entrambe oggetto di iter autorizzativi VIA ed AIA:

- un impianto che effettua recupero di rifiuti mediante compostaggio e biostabilizzazione e mediante digestione anaerobica con una produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili;
- una discarica per rifiuti misti non pericolosi con elevato contenuto sia di rifiuti organici o biodegradabili che di rifiuti inorganici.

Per l'impianto di compostaggio è stata fornita in ambito di studio di impatto ambientale una valutazione di dispersione degli odori con indicazione su mappa delle isolinee in OU/m³ relative al 98° percentile sulle ore dell'anno. Per la discarica si dispone di un'analogha valutazione ma solo per il quinto lotto non ancora attivo al momento del monitoraggio.

I gestori dell'impianto di compostaggio attuano dal 2008 il piano di monitoraggio prescritto nella delibera di pronuncia di compatibilità ambientale. Il piano di monitoraggio prevede una fase di misure in *ante operam* e la sostanziale ripetizione delle stesse con l'impianto a regime. Le misurazioni consistono in valutazione di concentrazione di composti quali ammoniaca, limonene, idrogeno solforato, mercaptani mediante campionatori passivi e di odori mediante l'utilizzo di un naso elettronico. I punti di misura sono dislocati al confine di proprietà dell'impianto e le frequenze di campionamento sono di una settimana ogni due o tre mesi a seconda del parametro. I valori riscontrati sia per i composti che per gli odori non rilevano impatti olfattivi da parte dell'impianto.

Il piano di monitoraggio della discarica non prevede misure di odori se non per il quinto lotto. L'area prossima ai due impianti considerati è soggetta alla presenza di odori tanto che le numerose segnalazioni di molestie olfattive da parte dei residenti hanno spinto il comune ad avviare un'attività di controllo ed a richiedere, per questa, il supporto tecnico dell'ARPA FVG. Anche in questo caso è stata applicata la procedura in oggetto [1], previo adeguamento della stessa al caso particolarmente complesso, con gli obiettivi di: quantificare la molestia olfattiva, confrontarla con gli impatti simulati, individuare eventuali attività responsabili dell'impatto, valutare eventuali interventi e programmare un controllo opportuno sfruttando le potenzialità dei piani di monitoraggio.

Dopo la costituzione del gruppo di lavoro composto dagli enti di controllo, dai Comuni interessati e dai rappresentanti delle ditte individuate come potenziali sorgenti, si è svolta la prima fase di analisi dei recettori pregressi e l'individuazione dell'area di analisi e dei siti di controllo.

Nella fase successiva si è svolto il monitoraggio sistematico con la compilazione dei questionari da parte di 28 recettori, da luglio a novembre 2014, per 17 settimane. L'attività delle sorgenti è stata monitorata mediante la compilazione dei diari dell'attività relativamente allo svolgimento dei sottoprocessi individuati in fase di sopralluogo preventivo. Le ditte hanno inoltre prodotto le informazioni sui conferimenti al fine di valutare l'impatto dei mezzi di trasporto dei rifiuti.

I parametri meteorologici sono stati acquisiti dalle stazioni meteo già presenti presso i due impianti.

Anche in questo caso l'analisi dati è stata condotta in modo tale da pervenire in primis ad una quantificazione del disturbo percepito. Sono state pertanto calcolate le percentuali di disturbo intese come rapporto tra le ore di disturbo segnalate rispetto alle ore di controllo o rispetto alle ore di presenza vigile. Non tutti i recettori hanno compilato i questionari per l'intero periodo del monitoraggio, i recettori che hanno collaborato per un periodo superiore al 50% del totale sono definiti "assidui" e, nel caso considerato sono 10.

Il 54 % di tutti i recettori ha segnalato una percentuale di disturbo superiore al 2% delle ore di controllo anche al di fuori dell'isolinea 1 OU/m³ ottenuta dalla simulazione. La percentuale sale al 60% per i recettori assidui.

Poiché la simulazione disponibile per il confronto sulle attività presenti è solo quella relativa all'impianto di compostaggio, è necessario individuare la sorgente od il sottoprocesso responsabile dell'impatto.

I dati dei diari dell'attività sono stati elaborati in forma di settimana tipo ed di giorno tipo e comparati con le settimane ed i giorni tipo dei disturbi.

In corrispondenza di ciascun recettore sono state determinate le "rose dei disturbi".

Per il calcolo degli andamenti tipo settimanali e giornalieri delle segnalazioni di disturbo si è reso necessario raggruppare i recettori in base alla loro posizione rispetto alle sorgenti in modo da ottenere informazioni più statisticamente rilevanti.

Gli andamenti giornalieri e settimanali sono stati valutati sia qualitativamente, sovrapponendoli in un grafico con quelli delle attività (pannelli di figura 2), sia quantitativamente con il calcolo di coefficienti di correlazione lineare.

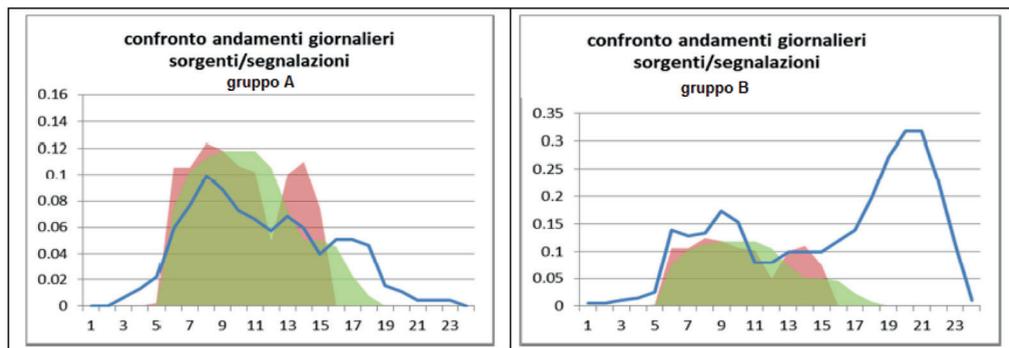


Fig. 2 – Andamenti giornalieri delle segnalazioni (linea continua blu) e delle attività delle sorgenti (area rosa e area verde). I due pannelli corrispondono all'analisi delle segnalazioni di due gruppi, il gruppo A risulta il più correlato agli andamenti delle attività delle sorgenti, il gruppo B evidenzia la presenza di altre sorgenti.

Anche in questo caso, come per il precedente, si evidenziano, negli andamenti settimanali, segnalazioni di disturbo anche in giorni di assenza di attività.

L'analisi delle rose dei venti combinate con le segnalazioni dei disturbi si è rilevata utile in alcuni casi per escludere il contributo delle sorgenti individuate a priori, in altri per identificarne di nuove. A titolo di esempio si riporta l'individuazione del passaggio dei mezzi come contributo alla molestia, in questo caso la sorgente individuata mediante l'analisi della rosa dei venti è stata l'asse stradale.

In corrispondenza dei gruppi maggiormente impattati, la vicinanza delle due sorgenti in analisi e le attività sostanzialmente simili non hanno permesso di discriminare adeguatamente il contributo di una sorgente rispetto all'altra. Tale informazione pertanto dovrà essere esaminata con l'utilizzo di nasi elettronici opportunamente posizionati ed addestrati allo scopo.

Gli esiti delle analisi condotte hanno suggerito l'opportunità di modificare il piano di monitoraggio dell'impianto di compostaggio per renderlo più accurato. Sono da rivedere in tal senso, ad esempio, le modalità di utilizzo del naso elettronico individuando un punto di misura in prossimità dei recettori più impattati piuttosto che a bordo impianto e inserire nel piano modalità di controllo periodiche frequenti sulla manutenzione e sulla pulizia dei mezzi di trasporto. Anche il piano di monitoraggio della discarica può essere redatto in modo da integrarsi con quello del vicino impianto di compostaggio.

3. Conclusioni

L'applicazione della procedura nei casi di molestie olfattive ha permesso di guidare l'attività di controllo, di per sé lunga e complessa, su una traccia condivisa e testata.

La condivisione, in sede di gruppo di lavoro, del metodo e dei dettagli insiti nelle varie fasi ha permesso di giungere ad una quantificazione della molestia percepita e da qui alla definizione delle azioni da intraprendere.

Gli esiti del monitoraggio sistematico possono essere efficacemente integrati con le informazioni già prodotte in sede di studio di impatto ambientale e conseguentemente orientare la scelta delle attività da svolgere nel piano di monitoraggio per renderlo più efficace, efficiente ed economico.

Si segnala infine che l'applicazione della procedura nei casi riportati è stata possibile solo grazie alla piena e serena collaborazione di tutti gli attori coinvolti: enti locali e di controllo, popolazione residente, gestori e consulenti delle ditte individuate.

Bibliografia

[1] **Del Frate S., Bortolussi A., Catalano L., Delli Quadri F.I., Montagna T., Pillon A., Stel F., Sturzi F.**, *“Procedura operativa per un monitoraggio partecipato finalizzato alla valutazione quantitativa delle molestie olfattive dovute a sorgenti già attive sul territorio. Esempi di applicazione”* Ecomondo 2014

[2] **D.g.r. 15 febbraio 2012 - n. IX/3018**, *“Determinazioni generali in merito alla caratterizzazione delle emissioni gassose in atmosfera derivanti da attività a forte impatto odorigeno”* Regione Lombardia, Bollettino Ufficiale, Serie Ordinaria n. 8 - Lunedì 20 febbraio 2012

Le simulazioni modellistiche a supporto della progettazione delle emissioni dagli impianti. Valutazione di differenti configurazioni geometriche dell'emissione con il modello MicroSpray

Alice Mantovani, alice.mantovani@osmotech.it, Maurizio Benzo - OSMOTECH S.r.l., via Marzolo, 9 - 35100 Padova, Italy

Riassunto

Le Linee Guida della Regione Lombardia (D.g.r. 3018/12) definiscono i requisiti degli studi modellistici per la valutazione dell'impatto odorigeno, e raccomandano l'utilizzo di modelli: a) non stazionari - a puff o a segmenti, b) 3D lagrangiani - a puff o a particelle, c) 3D euleriani.

L'applicazione dei modelli di tipo a) è consolidata e nella maggior parte dei casi dà risultati validi: tipicamente si tratta di simulazioni per la stima dell'impatto olfattivo su scala locale (es. domini di calcolo estesi $3 \times 3 \text{ km}^2$ con risoluzione di 100m), con la finalità del calcolo del 98° percentile annuale delle concentrazioni orarie di picco di odore. Questi modelli simulano emissioni non stazionarie di tipo puntuale/ areale/ volumetriche, riproducono l'effetto dell'orografia non omogenea e l'effetto di fenomeni meteorologici non stazionari, importanti per la dispersione degli odori (es. calme di vento alternati a raffiche, turbolenza convettiva). Anche i modelli di tipo b) possono eseguire le applicazioni sopra elencate.

Tuttavia, i modelli di tipo a) non sono adeguati a simulare la dispersione in una configurazione a "canyon" (valli molto strette/ zone urbane), o a riprodurre l'emissione da sorgenti di tipo "jet" (camino "orizzontale" orientato in parallelo al suolo e con velocità di emissione orizzontale). Questi casi sono simulati correttamente dai modelli Lagrangiani a particelle, come MicroSpray (di Arianet srl).

È molto importante simulare correttamente l'orografia e la forma della sorgente, poiché influenzano in misura rilevante la dispersione degli odori: in presenza di canyon orografici/urbani, a ridosso dei rilievi/ abitazioni si creano zone di accumulo degli odori, che si possono riprodurre solo coi modello Lagrangiani a particelle. In presenza di canyon la geometria della sorgente può favorire un minore impatto olfattivo presso i ricettori: una scelta progettuale critica è la quota di emissione dal suolo, e a volte un cammino orizzontale può rivelarsi un'alternativa migliore rispetto a un cammino verticale.

Summary

The Guidelines of the Lombardy Region define the requirements of the modeling studies to assess the odour impact, and recommend the use of a) non stationary models (puff models), b) 3D lagrangian models (puff or particles), c) 3D eulerian model. The application of the models of type a) is well established and in most cases gives valid results: typically these are simulations

for evaluating the impact at local scale, the models are applied to calculate. 98th percentile of the annual peak hourly concentration of odor. These models simulate non-stationary emissions, reproducing the effect of orography and the effect of non-stationary meteorology, important for the dispersion of odors. Even models of type b) can run the applications listed above. However, models of type a) are not suitable to simulate the dispersion in a "canyon" configuration (very narrow valleys / urban areas), nor can reproduce the emission from sources of type "jet" (stack "horizontally" oriented, with emission speed horizontal). These cases are properly simulated by the Lagrangian particle models, as Microspray (of Arianet Ltd.).

It's very important to simulate the orography and the shape of the source, as they affect significantly the dispersion of odors: the odor accumulates in the presence of orographic canyon / urban canyon, close to the reliefs / buildings, and this effect can be simulated only with Lagrangian models. In the presence of canyon, the shape of the source can promote a lower impact at the receptors: a critical design choice is the altitude of emission from the ground, and sometimes a horizontal stack can be a better alternative compared to a vertical stack.

1. Introduzione

La dispersione degli odori emessi da impianti di trattamento rifiuti o da impianti di depurazione delle acque è spesso critica, specialmente nei casi in cui gli impianti sono localizzati in zone densamente abitate: in presenza di ostacoli fitti si può verificare la stagnazione degli odori. In queste situazioni, al fine di limitare le emissioni odorogene, l'Autorità Competente spesso prescrive di confinare le attività di trattamento dei rifiuti e le attività di depurazione delle acque in ambienti chiusi e dotati di impianto di aspirazione, e prescrive di trattare le arie odorose aspirate con apposite tecniche di abbattimento in base alle BAT (es. scrubber, bio-filtro). I gas, depurati dai principali componenti odorogeni, sono poi rilasciati nell'atmosfera attraverso un unico punto di emissione (es. biofiltro o camino).

Nell'atmosfera, l'emissione ("plume o pennacchio") è trasportata dal vento e si disperde per effetto della turbolenza atmosferica, diluendosi man mano che si allontana dalla sorgente; gli odori emessi si disperdono sul territorio, dove incontrano ostacoli quali rilievi montuosi, terrapieni, edifici, alberi ecc. Il pennacchio odoroso in alcune condizioni può superare gli ostacoli aggirandoli lateralmente o sormontandoli da sopra; tuttavia in altre condizioni, il pennacchio si accumula a monte o a valle degli ostacoli, determinando presso i ricettori intense concentrazioni di odore che possono superare il livello critico di $5 \text{ ou}_E/\text{m}^3$. Il comportamento del pennacchio in prossimità di ostacoli dipende dalle condizioni meteorologiche e dalla configurazione delle sorgenti di odore: in generale, il ristagno degli inquinanti odorogeni presso gli ostacoli si verifica in maggior misura nei casi di calma di vento (di solito indicata come velocità del vento $< 0.5 \text{ m/s}$), e in caso di atmosfera stabile con scarsa turbolenza convettiva, poiché in questi due casi il pennacchio di odore tende ad accumularsi vicino al suolo.

Oltre che la meteorologia, anche la configurazione delle sorgenti influenza la dispersione degli odori: in generale, maggiori sono la quota di emissione, la velocità e la temperatura all'emissione, minore è la concentrazione di odore al suolo nei pressi delle sorgenti. Per esempio, a parità di flusso di odore emesso nell'unità di tempo (ou_E/s), una diversa configurazione geometrica della sorgente (es. sorgente puntuale anziché sorgente areale) può favorire o sfavorire la dispersione degli odori.

Ai fini di una corretta valutazione modellistica della dispersione degli odori, è quindi necessario applicare modelli che possano simulare correttamente l'influenza di ostacoli (edifici, rilievi orografici) e le proprietà delle emissioni: tra questi c'è il modello Lagrangiano a particelle "MicroSpray" di Arianet [2].

In questo lavoro, MicroSpray è applicato per stimare l'impatto olfattivo da un impianto di trattamento dei rifiuti, localizzato in zona urbana con orografia complessa. Il modello è stato utilizzato per valutare l'effetto di differenti configurazioni della sorgente di odore, in relazione

a differenti condizioni meteo, e si è rivelato uno strumento di eccellenza per la sua sensibilità nel rappresentare gli scenari meteorologici ed emissivi.

2. Materiali e metodi: simulazione del “plume rise”, simulazione della dispersione di inquinanti atmosferici attorno a ostacoli

Il presente studio modellistico è stato svolto in conformità alle Linee Guida della Regione Lombardia [1], attuale riferimento nazionale per la valutazione dell’impatto olfattivo, che nell’allegato 1 definisce i “Requisiti degli studi di impatto olfattivo mediante simulazione di dispersione”.

La configurazione delle sorgenti influenza in modo rilevante la dispersione degli odori. Una quota di emissione alta rispetto al suolo favorisce la diluizione degli inquinanti in un grande volume di aria, e in modo simile una grande velocità e un’alta temperatura all’emissione favoriscono la risalita del pennacchio nell’atmosfera e quindi la diluizione degli inquinanti in un grande volume di aria.

Secondo l’Allegato 1 delle Linee Guida di Reg. Lombardia: “*Normalmente l’aeriforme emesso in atmosfera attraverso camini di espulsione (emissioni puntiformi convogliate) con sbocco verticale diretto in atmosfera (ossia, per esempio, privi di cappelli esalatori) è soggetto al cosiddetto innalzamento del pennacchio (plume rise) o più precisamente alla sua componente meccanica (momentum rise), la cui entità dovrebbe quindi essere considerata nelle simulazioni per lo studio di impatto [...]. Nei casi di sorgenti areali o volumetriche il momentum rise è normalmente da considerare nullo, ed è quindi da disattivare nel modello di dispersione l’algoritmo che calcola tale innalzamento; per esempio, per un biofiltro, benché vi sia addotta una portata volumetrica tramite un ventilatore, la velocità effettiva di espulsione sulla superficie superiore del letto biofiltrante è tanto piccola da rendere trascurabile il momentum rise (può invece essere significativo l’innalzamento dovuto alla spinta di galleggiamento di origine termica, o buoyancy rise) [...]*”.

Quindi in generale, a parità di flusso di odore emesso nell’unità di tempo (ou_E/s), l’emissione da camino favorisce la dispersione degli odori rispetto all’emissione da biofiltro.

Casi critici di impatto olfattivo si hanno quando gli impianti che emettono sostanze odorigene sono costruiti in zone con ostacoli molto fitti, quali zone urbane localizzate in aree con spiccata orografia complessa.

Questi casi sono frequenti nel territorio italiano, tuttavia l’allegato 1 delle Linee Guida della Regione Lombardia [1] è focalizzato sullo studio della qualità dell’aria su scala locale, e non definisce nessuna specifica per lo studio della dispersione su microscala e dell’effetto degli ostacoli, determinando una carenza normativa. Infatti l’allegato 1 delle citate Linee Guida si applica esclusivamente nei casi in cui “*lo scenario di dispersione è il cosiddetto ‘campo aperto’ (es. emissioni di impianti industriali in zona industriale o agricola)*”, invece “*non si applica alle simulazioni di dispersione in ambito marcatamente urbano (es. emissioni da attività di ristorazione che producono disturbo olfattivo presso le adiacenti abitazioni civili)*”. Per quanto riguarda l’effetto di ostacoli, l’allegato 1 definisce soltanto i casi in cui è necessario simulare l’effetto scia degli edifici dell’impianto vicini alla sorgente odorigena (building downwash).

Per simulazioni in ambito “marcatamente urbano”, e più in generale per riprodurre la dispersione degli odori in casi con ostacoli fitti, si fa riferimento alle norme tecniche nazionali UNI UNI 10964:2001 e UNI 10796:2000 [3], citate anche dalle Linee Guida della Lombardia.

La norma UNI 10796:2000 classifica le tipiche applicazioni modellistiche per la qualità dell’aria, identificando i modelli idonei. Per le applicazioni di **microscala** (fino a 1 km), breve periodo, sito con orografia semplice/complessa, sorgente puntiforme, inquinante inerte (applicazioni del tipo “scheda 2”), la norma UNI consiglia l’utilizzo di *modelli Analitici Semiempirici* (scheda 2, tipo 1) o *modelli Fluidodinamici* (scheda 2, tipo 2). Per analoghe simulazioni di sorgenti lineari/areali, consiglia l’utilizzo di *modelli Analitici Semiempirici* (scheda 1, tipo 1). Per simulazioni a microscala è più efficace l’utilizzo di *modelli Fluidodinamici*, che conten-

gono schemi numerici per calcolare la distorsione del campo di vento provocata da ostacoli [4]: si tratta dei modelli CFD e dei modelli Lagrangiani. I modelli Lagrangiani a particelle a questo scopo sono più vantaggiosi perché richiedono minori risorse computazionali e consentono una simulazione immediata di casi pratici: gli schemi numerici includono lo studio delle dinamiche dell'atmosfera PBL (Planetary Boundary Layer), oltre che lo studio della fluidodinamica attorno agli ostacoli. Inoltre i modelli Lagrangiani a particelle possono simulare la dispersione in condizioni non stazionarie, e possono calcolare le mappe di concentrazione a varie quote dal suolo.

In questo lavoro si è applicato il modello Lagrangiano MicroSpray [2] per calcolare la dispersione degli odori emessi da un impianto di trattamento rifiuti, in un caso di studio a microscala con orografia complessa e con ostacoli. Il modello microSpray simula correttamente l'influenza di ostacoli sulla dispersione degli odori (effetti di ristagno, di cavità, di scia e di ricircolo).

3. Sperimentazione - applicazione del modello MicroSpray

MicroSpray è stato applicato per valutare l'impatto olfattivo prodotto da un impianto di trattamento dei rifiuti costruito a pochi metri da una zona residenziale, in un territorio a orografia complessa. Con il modello si è calcolata la dispersione sul territorio delle sostanze odorogene, in tre scenari emissivi: uno scenario "S0" corrispondente alla configurazione attuale con emissione dell'aria da biofiltro (in seguito a abbattimento degli odori su scrubber a umido), due possibili scenari alternativi futuri "S1", "S2" con emissione da scrubber a secco e camino (in sostituzione di scrubber a umido e biofiltro). Nei due scenari alternativi si valutano due differenti altezze del camino: emissione alla stessa quota del biofiltro (S1), emissione a 5 m dal biofiltro (S2). Obiettivo è valutare se sostituendo il sistema "scrubber a umido + biofiltro" (concentrazione di odore emessa $600 \text{ ou}_E/\text{m}^3$) con un sistema "scrubber a secco + camino" (concentrazione di odore attesa $150 \text{ ou}_E/\text{m}^3$) si può ottenere un minor impatto olfattivo. La principale differenza tra scenario con biofiltro "S0" e scenari con camino "S1", "S2", si riassume così:

- la portata di gas emessa è la stessa
- la concentrazione di odore emessa dal camino sarà inferiore alla concentrazione emessa dal biofiltro attualmente (il sistema di abbattimento alternativo con scrubber a secco garantirà un maggior rendimento di abbattimento degli odori rispetto a quello attuale)
- la sezione del camino è più piccola della sezione del biofiltro, pertanto la velocità di emissione da camino è maggiore rispetto al biofiltro (6 m/s contro 0.03 m/s)
- la quota di emissione del camino nello scenario "S1" è pari alla quota del biofiltro esistente (scenario "S0"), mentre nello scenario "S2" è a 5 m dal biofiltro
- la temperatura di emissione dell'aria è la stessa, ed è assunta pari a 20°C

In questa applicazione si è simulata la dispersione in alcuni scenari meteo "tipici" della località in esame e sfavorevoli per i ricettori sensibili. La meteorologia è stata caratterizzata mediante il modello Swift, utilizzato per simulare il campo di vento attorno ai rilievi montuosi e agli ostacoli: si sono inseriti nel modello dati meteorologici medi orari (direzione e velocità del vento, temperatura dell'aria, classe di stabilità atmosferica) e dati territoriali ad alta risoluzione (orografia ricostruita con una risoluzione di 3 m). I risultati della simulazione sono espressi come mappe di concentrazione di odore oraria di picco (in ou_E/m^3), nel dominio spaziale di 1020 m x 510 m; come richiesto dalle Linee Guida Lombardia, nelle mappe sono riportate le isoplete di concentrazione corrispondenti alle soglie di 1, 3, 5 ou_E/m^3 che indicano zone esposte a impatto olfattivo di diversa entità. I risultati dei vari scenari sono rappresentati come sezioni orizzontali a varie quote dal suolo e come sezioni verticali orientate secondo la direttrice del vento, passanti per il camino e per i ricettori sensibili.

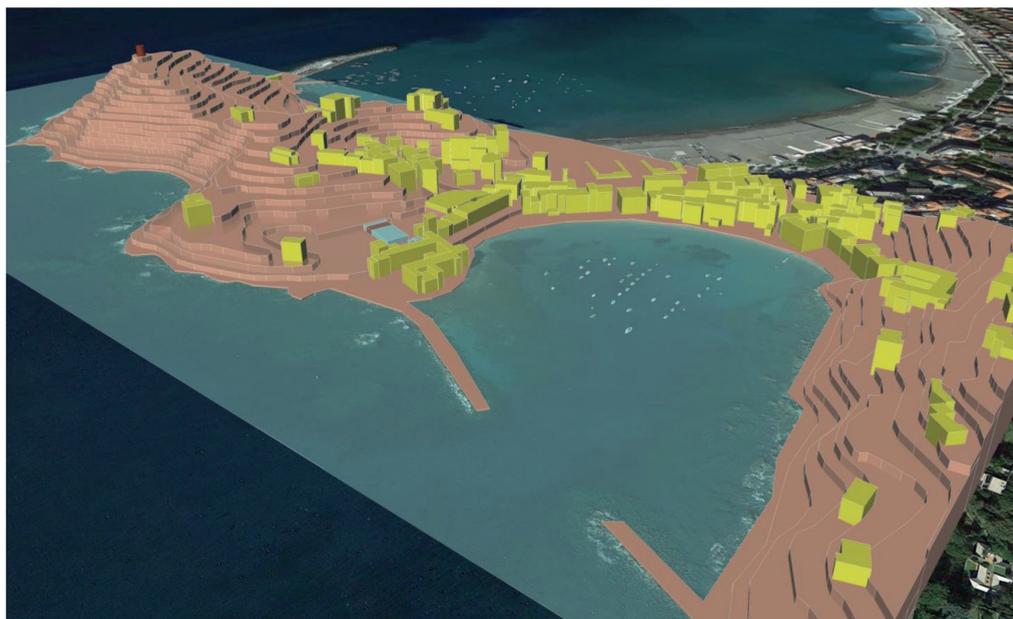


Fig. 1 – Ricostruzione dell'orografia e degli ostacoli nel dominio di calcolo: il suolo è in colore marrone, il mare in blu, il biofiltro dell'impianto in azzurro, gli edifici in giallo

Dalle mappe dei risultati dello scenario esistente “S0”, si nota che in tutte le situazioni meteorologiche i ricettori sulla costa sono interessati da impatto olfattivo prodotto dall'impianto in esame (concentrazioni di odore superiori alle soglie critiche dell'impatto olfattivo 1-3-5 ou_E/m^3). La configurazione della sorgente attuale non favorisce la dispersione degli odori nell'atmosfera, poiché la velocità di emissione dal biofiltro è molto piccola e la temperatura di emissione è poco superiore alla temperatura dell'aria, per questo motivo l'innalzamento verticale del pennacchio di odore è di pochi metri e l'odore tende a ristagnare vicino alla sorgente. In particolare la situazione olfattiva peggiore dal punto di vista meteorologico si ha nel caso di calma di vento: l'odore emesso dal biofiltro a bassa velocità ristagna nell'intorno della sorgente e quindi presso i ricettori si percepisce l'odore dell'impianto a concentrazioni rilevanti ($> 10 ou_E/m^3$).

Dalle mappe dei risultati dello scenario ipotetico “S1”, in cui il biofiltro è sostituito da un camino alla stessa quota di emissione, si nota che in tutte le situazioni meteorologiche i ricettori sulla costa sono interessati da un minore impatto olfattivo prodotto dall'impianto (1-3 ou_E/m^3). Anche in questa configurazione emissiva il caso peggiore si ha con calma di vento. La diluizione degli odori emessi nell'atmosfera è favorita dal fatto che aumenterebbe la risalita verticale del pennacchio di odore, a causa della maggiore spinta verticale data dalla velocità di emissione al camino. Dalle mappe dei risultati dello scenario ipotetico “S2”, in cui il biofiltro è sostituito da un camino che emette a 5 m dalla quota di emissione attuale, si nota un ulteriore miglioramento, e tutti i ricettori sono interessati da un minore impatto olfattivo prodotto dall'impianto.

4. Conclusioni

Obiettivo della presente valutazione modellistica dell'impatto olfattivo è il confronto tra la configurazione dell'impianto esistente (“S0”, con biofiltro) e due configurazioni ipotetiche (“S1”, “S2”, rispettivamente con camino alla stessa quota del biofiltro e con camino alto 5m

dall'esistente biofiltro). Con il modello microSpray abbiamo calcolato la distribuzione della concentrazione di odore a varie quote presso i ricettori, nelle condizioni meteorologiche più frequenti e più favorevoli.

Il modello ha rappresentato con buona sensibilità la dispersione degli odori nei differenti scenari emissivi e meteorologici, rivelandosi uno strumento robusto.

Bibliografia

[1] **Regione Lombardia, Deliberazione Giunta regionale 15 febbraio 2012 - n. IX/3018**, *“Linee guida per la caratterizzazione e l'autorizzazione delle emissioni gassose in atmosfera delle attività ad impatto odorigeno”*

[2] **Moussafir J., Oldrini O., Tinarelli G., Sontowski J., Dougherty C. (2004)**: *“A new operational approach to deal with dispersion around obstacles: the MSS (Micro-Swift-Spray) software suite”*, 9th International Conference HARMO 2004

[3] **Norme UNI sui modelli di dispersione in atmosfera.**

UNI 10796 (2000) *“Valutazione della dispersione in atmosfera di effluenti Aeriformi -Guida ai criteri di selezione dei modelli matematici”*

UNI 10964 (2001) *“Guida alla selezione dei modelli matematici per la previsione di impatto sulla qualità dell'aria”*

[4] **Brusasca G., Tinarelli G., Anfossi D.**, *Comparison between the results of a Monte Carlo atmospheric diffusion model and tracer experiments*, Atmospheric Environment 23, 1263-1280

AIR – CONVEGNO

LA QUALITÀ DELL'ARIA INDOOR: LE SORGENTI, I MATERIALI, LE CERTIFICAZIONI, LINEE DI INTERVENTO ED OPPORTUNITÀ

Il convegno presenta le diverse iniziative ed i programmi nazionali e comunitari sul tema della qualità dell'aria *indoor*, che coinvolge varie aree quali: ricerca e innovazione, industria, normazione, certificazione, formazione, controllo e valutazione. Diversi Paesi Europei (es. Belgio, Francia, Finlandia, Germania, Paesi Bassi, Polonia, Portogallo, Norvegia, Lituania, ecc.), hanno definito una più ampia strategia che ha portato ad una continua elaborazione di valori guida e a criteri comuni per l'etichettatura delle emissioni dei prodotti, con obiettivo di assicurare la riduzione delle emissioni generate da tutte quelle sorgenti presenti nell'ambiente *indoor*. In Italia non esiste una normativa di riferimento ma si sono moltiplicate tutte una serie di attività ed iniziative che, messe insieme, non fanno una politica integrata in materia di qualità dell'aria interna.

A cura di: **CTS Ecomondo, Istituto Superiore di Sanità**

Presidenti di sessione:

- Gaetano Settimo, *Istituto Superiore di Sanità*
- Gianluigi de Gennaro, *Università di Bari*

Certificazione LEED e metodo Palagio: prestazioni esemplari per la qualità ambientale indoor

Patrizia Milano pmilano@eco-logicasrl.it, Maria Cristina Caputo, Massimo Guido – ECO-logica srl, Bari; Fabio Degli Esposti - Investimenti Stabili srl, Roma

Riassunto

Il Metodo Palagio è un metodo costruttivo che integra progettazione integrata e Life Cycle Thinking per offrire sul mercato un prodotto casa “sostenibile” e che sta vedendo la sua prima applicazione nel progetto Palagio Anzio, un complesso residenziale in corso di realizzazione ad Anzio (Roma) per cui è in corso la certificazione LEED – GBC HOME. Tra gli aspetti più innovativi di Palagio Anzio, l'indoor air quality, nell'ambito della relativa categoria LEED, sta raggiungendo prestazioni esemplari. Tale risultato è stato possibile grazie all'applicazione combinata di misure specifiche (materiali VOC FREE, eliminazione del gas radon, introduzione di un impianto di ventilazione meccanica, ecc) che hanno dimostrato come una casa salubre, oltre che ecoefficiente, accessibile e sicura, possa essere alla portata di tutti.

Summary

Metodo Palagio is a building method which combines Integrated Design and Life Cycle Thinking to launch on the market a sustainable product. The first application of Palagio Methodology is the ongoing project Palagio Anzio, a residential estate in Anzio (Rome) for which the LEED – GBC Home certification is underway (is the Italian LEED rating system for small houses). Among most innovative elements in Palagio Anzio, indoor air quality is achieving exemplar performances, in the range of related LEED category. This result has been gained thanks to the combined application of specific measures (VOC FREE materials, radon mitigation, introduction of a mechanical ventilation system, etc.) demonstrating that a healthy house is within everyone's reach.

1. Introduzione

La Sick Building Syndrome o “Sindrome da edificio malato” è una malattia riconosciuta dall'OMS che presenta sintomatologie riconducibili alla presenza di elementi tossici negli ambienti domestici e di lavoro [1]. Negli Stati Uniti il NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) afferma che il problema principale in tema di inquinamento *indoor* è la qualità della ventilazione. Nonostante sia accertato che la presenza di contaminanti in un'abitazione determini danni alla salute umana, che vanno dal malessere transitorio a danni permanenti, comprese alcune forme tumorali, sul nostro territorio si continua a costruire prescindendo da questi problemi.

Palagio Anzio ha previsto la qualità ambientale interna tra i suoi principi guida e si è avvalso della metodologia di certificazione LEED®, uno dei sistemi di certificazione di sostenibilità ambientale per edifici più prestigiosi al mondo, per conseguire prestazioni esemplari. Il Metodo

do Palagio, inoltre, nell'intento di innovare alle radici il processo costruttivo, ha fatto proprie la progettazione integrata e la considerazione del ciclo di vita in un approccio sistemico, ed è il primo complesso residenziale, attualmente in via di completamento, per cui è in corso la certificazione GBC Home, candidato ad ottenere il massimo del punteggio nella qualità dell'aria interna, nonché il punteggio supplementare per la "prestazione esemplare" per l'utilizzo di materiali da costruzione.

L'approccio, replicabile anche su altre tipologie edilizie, ha puntato alla migliore prestazione, con l'obiettivo di contenere i costi di costruzione e di vendita all'interno del costo medio della zona. Gli ambiti considerati sono: materiali da costruzione Composti Organici Volatili -VOC free, impianti, rivestimenti. In particolare è stato previsto un sistema di ventilazione meccanica controllata, è stata eliminata qualsiasi tipo di combustione interna ed è stato sviluppato uno specifico progetto per l'eliminazione del radon.

2. Relazione

2.1 Il progetto Palagio Anzio

Il progetto Palagio Anzio nasce come test del metodo costruttivo Palagio. L'idea di partenza consiste nel passare dal tradizionale processo di design alla progettazione integrata, ritenuta più adeguato al perseguimento di elevati standard di qualità e sostenibilità dell'edificio. Il Metodo Palagio combina approccio del *Life Cycle Thinking* e progettazione integrata per coinvolgere professionalità diverse in una visione sistemica che comprende le varie fasi dallo sviluppo/progettazione, alla cantierizzazione, all'utilizzo, nel perseguimento dell'obiettivo finale: offrire sul mercato un prodotto che all'economicità affianca la qualità del costruito, l'attenzione al benessere, all'ambiente, alla sicurezza, alle esigenze dei bambini. Palagio Anzio si distingue e si caratterizza per le tecnologie e misure applicate per l'isolamento termico, la qualità dell'aria *indoor*, per la gestione sostenibile del cantiere, per l'attenzione alla sicurezza e all'accessibilità, per la progettazione curata delle aree verdi. L'approccio prescelto ha fatto sì che il Metodo fosse poi integrato con procedure volte a condividere e controllare che i medesimi obiettivi fossero perseguiti anche da *subcontractor* e maestranze. Le prestazioni valutate in fase di certificazione, attraverso il protocollo LEED nella versione GBC Home, sono state il viatico verso l'applicazione del Metodo Palagio ad ulteriori interventi di piccole dimensioni poco invasivi e particolarmente adatti allo scenario economico predominante.

Il Progetto Palagio Anzio prevede la costruzione di un complesso residenziale composto da 5 villette di cui 3 si distinguono per la progettazione di un giardino "a misura di bambino".

2.2 I protocolli di certificazione applicati, LEED e GBC HOME

La necessità di verificare le prestazioni ambientali ed energetiche del complesso Palagio Anzio ha determinato la scelta di candidare il progetto per la certificazione di sostenibilità ambientale GBC Home. GBC Home [2] rappresenta lo strumento di certificazione LEED destinato, in Italia, al mercato residenziale, avendo come punto di partenza il protocollo americano LEED for Homes. LEED® - Leadership in Energy and Environmental Design - è un sistema di certificazione degli edifici che nasce su base volontaria in America ad opera di U.S.Green Building Council (USGBC), associazione no profit nata nel 1993.

LEED è un sistema flessibile e articolato che prevede formulazioni differenziate per le nuove costruzioni (Building Design & Construction – Schools – Core & Shell), edifici esistenti (EBOM - ExistingBuildingsOperation&Maintenance), piccole abitazioni (GBC Italia Home), per aree urbane (ND - Neighborhood) pur mantenendo una impostazione di fondo coerente tra i vari ambiti. La certificazione costituisce una verifica di parte terza, indipendente, delle performance di un intero edificio e/o di aree urbane. La certificazione LEED, riconosciuta a

livello internazionale, afferma che un edificio è rispettoso dell'ambiente e che costituisce un luogo salubre in cui vivere e lavorare.

Il sistema di valutazione si basa su 5 categorie ambientali: Sostenibilità del Sito, Gestione delle Acque, Energia e Atmosfera, Materiali e Risorse, Qualità Ambientale Interna. Una ulteriore categoria, Innovazione nella Progettazione, valuta eventuali pratiche innovative messe in atto per la sostenibilità e non contenute nelle 5 categorie base. Le categorie ambientali sono suddivise in requisiti - "Crediti" - che l'edificio deve rispettare, e per ciascun credito rispettato è previsto un punteggio. L'edificio deve poi rispettare, per ciascuna area ambientale, uno o più requisiti obbligatori - "Prerequisiti" - che non danno diritto a punteggio, ma il loro non rispetto determina automaticamente l'esclusione dalla possibilità di conseguire la certificazione.

Il punteggio massimo conseguibile è pari a 110 punti; il protocollo prevede 4 livelli di certificazione: certificazione Base - punteggio > 40, Argento - punteggio > 50, Oro - punteggio > 60 e, infine, il livello massimo di certificazione, il Platino, punteggio > 80.

2.2.1 I requisiti di Qualità Ambientale Interna del Protocollo LEED – GBC HOME

L'area della Qualità Ambientale Interna del protocollo GBC Home rappresenta la terza area ambientale per importanza del protocollo, e ha un peso del 18% sul totale dei punti conseguibili. Il punteggio massimo conseguibile, infatti, in quest'area è pari a 20/110.

La categoria Qualità Ambientale Interna affronta questioni ambientali legate all'ambiente interno alle residenze, il comfort e la sicurezza, la qualità dell'aria, attraverso un ricambio efficace e il controllo dei contaminanti. Si preoccupa anche di proteggere gli impianti di trattamento dell'aria durante la fase di costruzione, al fine di evitare che eventuali polveri possano essere immesse all'interno dell'abitazione, nonché di ripulire l'edificio prima che venga occupato.

Particolare attenzione è rivolta anche a implementare accorgimenti volti alla riduzione delle concentrazioni di inquinanti *indoor* quali il fumo di tabacco e il gas radon, nonché i COV quali ad esempio il benzene.

L'area Qualità Ambientale Interna conta 5 prerequisiti da rispettare obbligatoriamente, e 11 crediti facoltativi a punteggio.

Vi è poi il contributo che inevitabilmente danno i materiali utilizzati all'interno dell'abitazione, che possono comportare emissione di COV contenuti nelle finiture. L'area Materiali e Risorse, pertanto, prevede tra i crediti, quello che premia l'edificio che utilizza, all'interno degli ambienti, materiali COV free.

2.3 La Qualità Ambientale Interna secondo Palagio Anzio

2.3.1 Accorgimenti di tipo progettuale

La progettazione integrata ha consentito di individuare, già in fase progettuale, alcuni accorgimenti finalizzati a garantire buoni livelli di qualità ambientale *indoor*.

Innanzitutto l'edificio garantisce la completa assenza di gas di combustione all'interno dell'abitazione in quanto i fabbisogni termici occorrenti a soddisfare le esigenze energetiche saranno derivati da una centrale termica costituita da una pompa di calore a ciclo inverso a compressione di gas, azionata da motore elettrico. Le abitazioni sono dotate inoltre di pannelli fotovoltaici e pannelli per la produzione di acqua calda sanitaria per cui, nei periodi in cui il pannello solare è in grado di accumulare energia solare sufficiente ad alimentare il circuito di acqua calda sanitaria, il sistema di regolazione e controllo provvederà ad escludere la pompa di calore dal circuito di alimentazione dello scambiatore ad accumulo e conatterà il sistema solare.

Altra caratteristica dell'edificio è quella di aver progettato i garage delle 5 unità abitative completamente separati dall'edificio mediante muro perimetrale privo di qualsiasi apertura. L'apertura del garage è direttamente all'esterno. Tale scelta progettuale scongiura la possibili-

tà che sostanze inquinanti provenienti dal garage, quali ad esempio il monossido di carbonio, possano diffondersi all'interno delle abitazioni. Nel locale garage sarà presente inoltre, un impianto di estrazione dell'aria collegato all'interruttore luce che garantirà il lavaggio del locale dai gas di scarico prodotti dall'autovettura in manovra.

Accorgimenti progettuali sono stati utilizzati infine anche per garantire una corretta illuminazione naturale all'interno degli ambienti, con conseguente riduzione dei fabbisogni di luce artificiale, attraverso il dimensionamento delle aperture dell'edificio negli ambienti utilizzati di giorno, quali soggiorno e cucina, ma anche la scelta del colore delle finiture interne, in particolare pavimenti e pareti.

2.3.2 Prestazioni avanzate per il controllo del radon

Per quanto riguarda gli inquinanti *indoor* di tipo fisico, il controllo del radon è stato uno dei principali obiettivi che ci si è posti già in fase di progettazione integrata. La necessità di creare una struttura areata al di sotto dell'edificio ha imposto di progettare il sistema di estrazione del radon contemporaneamente rispetto alle strutture ed agli architettonici. Per ogni singola unità abitativa è stato predisposto un vuoto sanitario, al di sotto dell'edificio, alto in media 1,60 m (Fig. 1). Il vuoto sanitario è completamente sigillato ed il sistema di estrazione è esterno all'unità abitativa, in modo da evitare qualsiasi tipo di contaminazione anche accidentale. Un estrattore d'aria di tipo centrifugo espelle i contaminanti presenti nel vuoto tecnico direttamente sul tetto attraverso un semplice sistema di tubazioni esterne all'edificio.

Il sistema di estrazione è collegato all'impianto domotico dell'abitazione e consente quindi una facile programmazione degli intervalli di funzionamento dell'estrattore. L'utente, in tal modo, potrà nel tempo monitorare il livello di contaminanti e regolare il funzionamento dell'impianto rispetto ai parametri riscontrati in fase di monitoraggio.

Inoltre, le unità immobiliari sono dotate di un efficiente sistema di ventilazione meccanica controllata (VMC) con recupero di calore, che consente di controllare all'interno di ogni stanza il volume di ricambio d'aria, in ogni stagione.



Fig. 1 – Intercapedine areata al di sotto dell'edificio per il controllo del radon

2.3.3 La scelta dei materiali interni

Essendo l'attività edilizia essenzialmente un'attività di assemblaggio di materiali prodotti da industrie terze rispetto al processo costruttivo, particolare attenzione è stata rivolta alla selezione dei prodotti ed alla contestuale verifica dei requisiti relativi alle emissioni. L'adozione del protocollo LEED ha poi comportato la necessità di richieste specifiche ai fornitori por-

tandoli così a focalizzare l'attenzione verso parametri normalmente trascurati. Una specifica attività di formazione ha poi consentito di trasferire competenze e conoscenze sugli aspetti riguardanti le emissioni fino alle singole maestranze che si sono occupate della posa.

Tutti i materiali utilizzati come adesivi, intonaci, rasanti ed anche i sigillanti sono certificati secondo il sistema GEV-EMICODE con la classificazione EMICODE EC1 Plus "a bassissima emissione" soddisfacendo in tal modo i requisiti più rigorosi.

2.3.4 Gli impianti per la qualità ambientale interna

Uno dei principali obiettivi che ci si è posti in fase di progettazione integrata è stato quello di evitare qualsiasi tipo di combustione all'interno delle unità abitative e di evitare l'allaccio alla rete gas del complesso residenziale.

I numerosi accorgimenti tecnici associati ad un'impiantistica evoluta ed al largo uso di fonti rinnovabili ha consentito di evitare l'uso del gas per il riscaldamento e la produzione di acqua calda sanitaria. Per quel che riguarda gli elettrodomestici, in linea con le indicazioni del protocollo LEED sono stati effettuati numerosi interventi volti a minimizzare il loro consumo elettrico complessivo, così da rendere economicamente sostenibile per l'utente finale l'utilizzo del sistema ad induzione per la cucina.

Tutte le unità abitative sono dotate di un indipendente sistema di VMC che consentirà all'utente di determinare il livello di umidità e CO₂ all'interno dell'abitazione. I filtri delle bocchette del sistema VMC forniti all'utente sono di tre tipi: un filtro standard (classe di filtrazione G-4); un filtro antiallergico (classe di filtrazione F7); un filtro al carbone attivo (classe di filtrazione F6). In linea con le disposizioni del protocollo LEED è stato elaborato un manuale d'uso per gli impianti con semplici indicazioni per la sostituzione dei filtri.

Un impianto di climatizzazione a pompa di calore del tipo aria-acqua consente di controllare in ogni singola stanza la temperatura. Ogni ambiente umido (tutti i bagni e la cucina) è dotato di un sistema supplementare di estrazione dell'aria dimensionato secondo la norma UNI 10339.

2.3.5 Controllo dell'aria indoor in fase di costruzione

Il conseguimento di elevati livelli di qualità dell'aria *indoor* ha coinvolto anche le attività di cantiere. È stato redatto un Piano per la gestione ambientale del cantiere, che ha previsto, fra l'altro, misure dedicate alla protezione dei materiali da costruzione.

Lo stoccaggio dei materiali è avvenuto al coperto; in fase iniziale si è identificata un'area di stoccaggio protetta dall'umidità proveniente dal suolo mediante apposizione di un telo in PVC ricoperto da tessuto non tessuto e uno strato di ghiaia pulita, e coperta per la protezione dagli agenti atmosferici. Appena realizzato il primo impalcato si è identificata un'area al di sotto dello stesso (Fig. 2) per il deposito temporaneo dei materiali e delle forniture, e soprattutto degli impianti destinati all'interno dell'edificio che sono stati stoccati imballati in modo da evitare la contaminazione dei filtri di ventilazione.

Il piano prevede inoltre che prima dell'occupazione dell'edificio venga ridotta la concentrazione di inquinanti e di polveri eventualmente prodotti in fase di cantiere attraverso una specifica procedura di *flush out*. La procedura prevede l'utilizzo del VMC alla massima portata al fine di immettere aria dall'esterno ed estrarre l'aria eventualmente contaminata dall'interno. Al termine della procedura di *flush out* sarà effettuata la sostituzione dei filtri al fine di fornire impianti perfettamente funzionanti che garantiscano corretti livelli di qualità ambientale *indoor*.



Fig. 2 – Area di stoccaggio materiali al di sotto del primo impalcato

3. Conclusioni

Il Metodo Palagio è stato sviluppato con l'intento di definire procedure operative tali da dimostrare che è possibile rendere sostenibile il processo di costruzione di un immobile garantendo la qualità del prodotto finale e contenendo i costi. Tutto ciò considerando l'intero ciclo di vita del prodotto casa e tenendo sempre in debita considerazione le esigenze dell'utente finale. Tra i vari aspetti che Palagio ha sottoposto ad analisi e specifica progettazione, *l'indoor air quality* assume un ruolo fondamentale laddove si pone attenzione alla salubrità dell'edificio. Diversi sono gli studi che attestano i danni imputabili alla "Sick Building Sindrome". La sfida di Palagio è dimostrare che l'applicazione di misure idonee a contenere l'inquinamento indoor è possibile, oltre che necessaria, senza incidere eccessivamente sulle spese e soprattutto con un bilancio costi-benefici di gran lunga a favore di questi ultimi. Palagio ha dimostrato che mutando l'approccio, è possibile ottenere risultati eccellenti con relativa facilità. Certo, essendo un progetto "pilota", in particolare per il centro-sud Italia, sono state riscontrate non poche difficoltà nella reperibilità di materiali con determinate caratteristiche, che insieme alla scarsa preparazione delle maestranze, come anche dei fornitori, ha determinato un notevole allungamento dei tempi di cantiere. Ma si tratta di elementi legati appunto al carattere innovativo del prodotto. In questo contesto il LEED ha rappresentato una guida e un supporto utile a non trascurare nessuno degli aspetti coinvolti, se non a stimolare l'approfondimento di elementi del processo prima non pienamente analizzati.

Bibliografia

- [1] Braubach, M., Jacobs, D.E., Ormandy, D., *Environmental burden of disease associated with inadequate housing. A method guide to the quantification of health effects of selected housing risks in the WHO European Region*. WHO, Regional Office for Europe
- [2] Autori Vari (2011), "Manuale GBC Home Edifici Residenziali", Green Building Council Italia;

Development of a fast and simple predictive tool for evaluating emissions of volatile organic compounds (VOC)

*Lorenzo Boriosi boriosi.l@cori-coatings.be, Olivier Dupuis, Mary-Hélène Delvaux, Yamen Laroussi, Carine Lefèvre, Aline Teillet
Coatings Research Institute, Limelette (Belgium)*

Riassunto

Oggi la qualità dell'aria all'interno degli edifici è al centro di molte considerazioni legislative. Ciò comporta che i produttori sono obbligati a valutare i loro prodotti secondo metodi appropriati. Tuttavia, gli attuali metodi di riferimento utilizzati sono particolarmente costosi e richiedono personale qualificato ed esperto. L'obiettivo di questo report è di presentare i risultati per un nuovo strumento di misura standardizzato che integra, ma non sostituisce, gli attuali metodi di riferimento. Questo strumento offrirà informazioni veloci e sufficientemente accurate in grado di classificare pitture e vernici secondo le loro emissioni di composti organici volatili (COV). Un tale strumento sarà di grande valore non solo per i produttori per valutare i loro prodotti in fase di sviluppo, ma sarà anche essenziale per gli enti ispettivi responsabili nella verifica di molti prodotti vernicianti presenti sul mercato.

Summary

Today the quality of the air inside buildings is at the heart of much legislative consideration. This means that manufacturers are obliged to evaluate their materials using appropriate methods. However, it so happens that the current reference methods used are particularly expensive and require qualified and experienced staff. The aim of this report is to present the results for a new standardised measurement tool that supplements, but does not replace, current reference methods. This tool will provide fast and sufficiently accurate information to be able to categorise paints and varnishes based on their emissions of volatile organic compounds (VOC). A tool such as this will be of value not only to manufacturers for evaluating their products at the development stage, but it will also be essential to inspection bodies responsible for verifying the many paint products on the market.

1. Introduction

The pollution of air inside buildings is an issue that has been a priority on the agendas of national and international authorities since the beginning of the 2000s. The relatively recent interest in this problem is the result of a number of studies that have highlighted the fact that the air that we breathe is far more polluted inside a building than outside.

This awareness is also linked to an analysis of what people do in their lives. Indeed, people typically spend 85% of their time inside a building (home, workplace, school, public place, etc.) and inhale 15 m³ of air a day. In this context, respiratory pathologies and the allergies linked to air quality inside have become increasingly frequent.

It has been highlighted that volatile organic compounds are emitted to a large extent by construction and decoration materials, mainly the coverings used for floors, walls and ceilings, where the relationship between the surface treated or covered and the volume of the room is particularly high.

As a result, to improve the quality of air inside buildings, it is important to select and even require the use of building materials with low levels of emissions. Hence, over the past decade, the impact of building materials on the interior environment has been the subject of numerous research projects designed to develop harmonised standards for evaluating materials, as well as regulations on the matter at a national and international level.

2. Paper

2.1 Aims

In addition to the wish identified by industry to modify its manufacturing processes and products in order to provide greater protection for the environment and health, there is the issue of interior air quality. The paint and varnish industry is on board with this trend. In this context, it has significantly reduced the quantities of solvents used traditionally in paints through the development of products containing low levels or no solvents (paints that are water-based, powder paint, dried under UV light, with high-build coatings, etc.). Nonetheless, contrary to what one might normally think, water-based paints and varnishes still contain solvents in addition to water. This means that paints and varnishes are materials that still emit volatile organic compounds. The same applies to the adhesives and resins used in floor coverings.

Yet, new regulations impose maximum VOC emission values with which the paints and varnishes used for the inside of buildings must comply when these materials are placed on the market in Belgium and Europe.

This means that manufacturers are required to evaluate their materials using appropriate methods. However, it so happens that the current reference methods used are particularly expensive and require qualified and experienced staff to carry out the tests. As a result, manufacturers are interested by the development of a new tool for measuring emissions that is simple to use that they can use in the factory to categorise the products in the process of development.

CoRI is currently working on the development of a new, standardised measurement tool that supplements, but does not replace, current reference methods. This tool will provide fast, sufficient accurate information that will enable materials to be categorised based on their total emissions of VOC. A tool such as this will not only be of value to manufacturers for evaluating the products that they have under development, but it will also be essential for inspection bodies responsible for verifying the products on the market. This is because this tool will make it possible to check whether a product is within requirements or not.

2.2 Results and discussions

The VOC BOX in the process of being developed has a volume of 15 dm³. It is made up of a detector, a fan that enables the air to be circulated towards the detector, a cover allowing the sample to be placed in the device and, when readings are being taken, an aluminium receptacle containing the sample.

The analyser is a photo-ionisation detector (PID) made by VOCTRAQ®. For a number of years, photo-ionisation detectors have been used commonly in the area of industrial safety and hygiene. A photo-ionisation detector (PID) uses the principle of the ionisation of gaseous molecules through a source of photons. A molecule is ionised if the input of energy, for example in the form of energy radiation (UV), is greater than the binding energy of one of the

peripheral electrons. This is also called the ionisation potential of the molecule. The lamps currently used emit 10.6 eV energy radiation and a wide variety of molecules. The detector selected has a measurement range between 0-200 ppm, which corresponds to a fairly high detection sensitivity and meets the reliability requirements of the VOC measurement system being established. Software with the detector enables the readings to be checked and the PID calibrated before any handling.

The measurement principle is based on Lavoisier's Law. Any VOC readings registered after the paint has been drying for 28 days must by definition be contained in the paint in liquid form. This leads to the following results:

- A similar behaviour is observed for each category of emission, according to French regulations.

- Taking into account a corrected loading factor regarding the VOC BOX volume, all scenarios fixed by the law (wall, roof, door,...) are respected

Today the VOC BOX is able to characterize the VOC emission of a paint according to the French regulation in less than one hour. The procedure is very simple, on a leneta test panel, the paint is applied according to the loading factor with respect of the scenario, let dry in the air during 20 minutes. Then put the sample in the VOX BOX, close it and start the measurement. After 20 min the software indicates the emission level as the French Law: A+, A, B or C.

3. Conclusions

By way of conclusion, it is possible to predict the level of total VOC emissions of a paint using a straightforward and fast test. Based on the paints evaluated so far, this test should enable the classification of those paints in accordance with French legislation. This behaviour is linked to the evaporation kinetics of solvents from a liquid paint.

RECLAIM EXPO – CONVEGNO

RECLAIM EXPO 2015

Reclaim Expò offre un punto di incontro per tutti i soggetti interessati alla complessa problematica delle bonifica dei siti contaminati a livello nazionale e locale, dal sistema delle istituzioni (Ministeri, Regioni, Istituzioni e Agenzie Scientifiche Nazionali e Regionali) al sistema delle imprese, che a sua volta include i soggetti responsabili o comunque interessati alla bonifica e le imprese che offrono loro servizi e tecnologie. Il quadro generale di riferimento è una gestione sostenibile delle “bonifiche”, dove sono coniugate le esigenze di risanamento ambientale e di sicurezza igienico-sanitaria con costi accettabili della bonifica e con il recupero economico delle aree bonificate. Per il conseguimento di tali obiettivi occorre creare una convergenza positiva tra tutti gli elementi che concorrono a definire le strategie di bonifica (normativi, procedurali, tecnologici e economici), a partire soprattutto dalle esperienze pratiche che si sono sviluppate sul territorio nazionale in oltre 15 anni di applicazione dalla prima norma organica sulla bonifiche ambientali. RECLAIM EXPO' 2015 è dedicata agli operatori del settore, ai casi di studio, senza distinzioni a priori tra aspetti normativi, procedurali tecnologici e economici. La sessione inoltre è dedicata alla gestione sostenibile dei sedimenti portuali che rappresenta una problematica europea, con connotazioni specifiche nella regione mediterranea e che influenza il funzionamento e lo sviluppo delle strutture portuali. L'inquadramento europeo della problematica è valorizzato da una sessione speciale del progetto di ricerca europeo KILLSPILL, dedicato alla prevenzione e al risanamento dei rilasci di petrolio in mare.

A cura di: **CTS Ecomondo, Unione Petrolifera, Utilitalia, CNR-Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, FP7 KILLSPILL**

Presidenti di sessione:

- Loredana Musmeci, *ISS*
- Mauro Majone, *Sapienza, Università di Roma*

Approfondimento tecnico-scientifico sulle interazioni tra il sistema ambientale ed i flussi di contaminanti da fonti primarie e secondarie nel Mar Piccolo di Taranto

Giuseppe Trinchera giuseppe.trinchera@isprambiente.it, ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Roma

Nicola Ungaro, Massimo Blonda, Silvia Di Cunsolo, Domenico Gramegna, Filomena Lacarbonara, Roberta Renna – ARPA Puglia, Bari

Riassunto

ARPA Puglia ha definito e sviluppato, tra maggio 2013 ed aprile 2014, un programma di attività tecnico-scientifiche per il Mar Piccolo di Taranto, volto ad approfondire ed aggiornare il quadro conoscitivo del sistema ambientale del bacino, ricompreso in un Sito di Interesse Nazionale, e individuare le potenziali interazioni con i flussi di contaminanti da fonti primarie e secondarie. In particolare l'Agenzia, su incarico del Commissario Straordinario per la bonifica di Taranto, ha coordinato il lavoro di diversi Partner scientifici e tentato di delineare un modello concettuale sito-specifico di diffusione della contaminazione. A conclusione delle attività sono state fornite le linee d'indirizzo generali sulle metodologie d'intervento applicabili ai sedimenti contaminati nelle aree ritenute "prioritarie", supportate da un'analisi valutativa degli impatti ambientali associati a ciascun intervento.

Summary

ARPA Puglia has defined, developed (from May 2013 to April 2014), a technical-scientific program of activities in the Mar Piccolo of Taranto, aimed at deepening and updating the knowledge of the environmental system of the basin, inside one of the Sites of National Interest, and find the potential interactions with flows of contaminants from primary and secondary sources. In particular ARPA, on a appointment of Special Commissioner for the reclamation of Taranto, has coordinated different scientific partners and attempted to outline a conceptual model of contamination. At the conclusion of the activities they were given the lines of general address on methodologies and methods of intervention to contaminated sediments in priority areas, accompanied by an evaluation of the environmental impacts associated with a each methods.

1. Introduzione

Il territorio tarantino risulta intensamente segnato da emissioni di contaminanti di varia natura (inorganica ed organica) derivanti dal complesso industriale, dalle locali pressioni di tipo urbano/civile, e dalle altre attività produttive variamente impattanti ed insistenti nella medesima area, quali quelle militari e della cantieristica navale, nonché dall'importante attività portuale.

Per quanto riguarda il bacino del Mar Piccolo, già inserito all'interno della perimetrazione del Sito di bonifica di Interesse Nazionale di Taranto (ex L.426/1998), ARPA Puglia su incarico del Commissario Straordinario per gli interventi urgenti di bonifica, ambientalizzazione e riqualificazione di Taranto (ex Protocollo di intesa per interventi urgenti di bonifica, ambientalizzazione e riqualificazione di Taranto del 26 luglio 2012), ha ufficializzato e coordinato un complesso "programma di lavoro" strutturato in 14 attività di indagine. Tale programma ha coinvolto, sotto la direzione dell'Agenzia, tre Istituti del CNR presenti sul territorio (IRSA, IRPI, IAMC), il Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale, del Territorio, Edile e di Chimica del Politecnico di Bari ed il CONISMA (in particolare le unità operative dell'Università di Bari e di Milano-Bicocca). Il lavoro complessivo è stato finalizzato alla progettazione e allo svolgimento di una serie di attività di studio e ricerca che avessero come obiettivo quello di completare, integrare e, in alcuni casi, aggiornare il quadro ambientale ed ecologico. Le informazioni acquisite hanno permesso una migliore comprensione dell'evoluzione e delle dinamiche della contaminazione riscontrata nel bacino, in modo particolare legata alla presenza conclamata nel 1° seno di concentrazioni critiche nei sedimenti di microinquinanti organici (tra cui i PCB) ed inorganici (metalli pesanti), così da poter ipotizzare gli opportuni interventi sugli stessi [1].

2. Relazione

ARPA ha sistematizzato e valutato in modo sinottico ciascun contributo fornito dai diversi Partner, al fine di derivare un possibile modello concettuale sito-specifico di diffusione della contaminazione, definito dalle tre componenti "sorgente – trasporto – bersaglio". Successivamente, al fine di fornire uno strumento di supporto alle decisioni è stata elaborata un'analisi qualitativa dell'impatto ambientale (inteso come potenziale rischio) correlato a tre ipotesi di intervento sui sedimenti contaminati, quali il "dragaggio", il "capping" e la cosiddetta "attenuazione naturale", evidenziando i pro e i contro della loro realizzazione [1].

2.1 Modello concettuale sito-specifico

2.1.1. Fonti primarie (apporti terrigeni) e secondarie (sedimenti) di contaminazione

2.1.1.1 Mappatura delle anomalie termiche

Questa attività ha riguardato l'esecuzione di rilievi da remoto delle caratteristiche termiche delle acque superficiali di entrambi i seni del Mar Piccolo, impiegando in maniera congiunta sensori multispettrali e termici per la definizione di mappe di temperatura. In particolare l'obiettivo è stato quello di rilevare la presenza di eventuali anomalie termiche legate alla presenza di sorgenti subacquee (*Citri*) o di afflussi da terra (scarichi), potenziali vie di diffusione ancora attive di contaminanti. Ai rilievi da remoto è stata affiancata una campagna di acquisizione di temperatura e conducibilità delle acque direttamente in campo (con sonda multiparametrica), al fine di poter operare le opportune correzioni ed integrazioni. La successiva analisi e processamento delle immagini ha permesso di restituire un'accurata mappatura dell'andamento termico delle acque superficiali del Mar Piccolo in cui sono visibili, oltre ai punti di apporto di acqua terrigena (*Citri* e scarichi), anche le singolarità termiche rispetto al corpo recettore (acque più fredde o più calde) ed il loro andamento superficiale, influenzato dalle correnti.

2.1.1.2 Campionamenti ed analisi della colonna d'acqua

È stata realizzata una campagna di campionamento della matrice acqua in alcuni punti di afflusso verso il 1° seno (sorgenti subacquee, sorgenti emerse, scarichi) ritenuti potenzialmente fonti ancora attive di contaminazione. La scelta delle stazioni è derivata da un insieme

di fattori, quali: la presenza e le caratteristiche della rete idrografica superficiale (aggiornata nell'ambito del presente lavoro); la mappatura delle anomalie termiche citata; gli esiti dei nuovi rilievi geofisici e geomorfologici realizzati (Multi Beam, Sub Bottom Profiler e Side Scan Sonar). In ciascuna stazione sono state eseguite specifiche analisi chimico-fisiche per microinquinanti organici (PCB, Diossine e PCB diossina-simili, IPA), metalli ed elementi in tracce (As, Cd, Cr totale, Hg, Ni, Pb, Cu, Zn), nonché la registrazione con sonda multiparametrica (profili verticali) dei principali parametri chimico-fisici (Temperatura, Ossigeno disciolto, pH, Salinità e Conducibilità, Clorofilla, Torbidità). Per quanto riguarda la determinazione dei microinquinanti organici, si sono utilizzati sistemi di campionamento ad alto volume (C.A.V.) forniti e regolarmente in uso presso l'Ufficio Tecnico per l'Antinquinamento del Magistrato alle Acque di Venezia. I risultati analitici hanno restituito, per i parametri chimico-fisici rilevati in situ (colonna d'acqua), le caratteristiche tipiche di bacino di "transizione" non evidenziando significative differenze tra le varie zone. I metalli, quali Cadmio e Piombo, presentano i valori più alti (rispetto agli SQA del D.M. 56/2009) nelle zone soggette ad apporti idrici superficiali in prossimità di insediamenti industriali, così come gli IPA. Un discorso a parte meritano i PCB, importante problematica ambientale e socio-economica del Mar Piccolo, a causa delle alte concentrazioni di tale specie rilevate nei mitili allevati nel 1° seno. Le concentrazioni di PCB rilevate in acqua, pur in assenza di valori di riferimento normativi, mostrano una distribuzione collegata non solo alla prossimità degli insediamenti industriali, ma anche ai processi di dilavamento e trasporto superficiale, nonché ai percorsi della falda acquifera (Citri). Inoltre, una stima preliminare condotta integrando i dati a disposizione (portate idriche in ingresso e concentrazioni rilevate in acqua) ha fatto emergere come le attuali immissioni di PCB nel bacino, veicolate dalle acque terrigene, non giustificano le elevate concentrazioni misurate nei sedimenti di queste aree, facendo ipotizzare che in passato ci siano state immissioni (da corsi d'acqua superficiali, citri, impluvi, canalizzazioni, ecc.) di più intensa magnitudine o sversamenti diretti nel bacino.

2.1.1.3 Campionamenti ed analisi dei sedimenti

Al fine di determinare se e sotto quali condizioni i sedimenti contaminati da metalli e PCB presenti in alcune aree del 1° seno possano rappresentare effettivamente una sorgente (secondaria) attiva di contaminazione, sono stati eseguiti alcuni campionamenti di sedimento e condotti studi sui fenomeni di bioaccumulo in organismi filtratori, innescati dalla risospensione dei sedimenti (allestendo esperimenti sia in laboratorio sia in un'area contaminata del 1° seno). Ne è derivata l'ipotesi che i metalli, sebbene tendano con facilità a formare solfuri insolubili, in caso di eventi di risospensione e/o bioturbazione (variazione pH e potenziale redox) vengano ossidati e rilasciati in forme più reattive nella colonna d'acqua e, da qui, risultino potenzialmente accumulabili nel biota. Analogamente, le caratteristiche granulometriche dei sedimenti (elevata percentuale pelitica) e la facilità con cui possono innestarsi fenomeni di risospensione (naturale o antropica) comportano la sussistenza di un evidente rischio di disponibilità di questi inquinanti per il comparto biologico.

2.1.2 Vie di trasporto

2.1.2.1 Falda

Sono stati raccolti e sistematizzati i dati disponibili relativi agli acquiferi e alle acque sotterranee collegati, direttamente o indirettamente, con il bacino del Mar Piccolo. Uno degli aspetti emersi dall'andamento della falda profonda è che tale bacino è il "naturale" recettore finale dei flussi d'acqua sotterranei (cadenza piezometrica media pari al 2‰ e rapido decremento delle altezze piezometriche, da quote superiori a 8 m a circa 10 km dal sito, a 1 m in prossimità della costa). Essa, inoltre, risulta significativamente influenzata dal cuneo salino, così come è

evidente la sua propensione a generare risorgenze sia a terra sia in mare (attraverso i Citri). La notevole antropizzazione dell'area ed il fatto che il bacino idrologico drenante abbia un'estensione di circa 900 km² non la rende esente, comunque, da possibili e potenziali fenomeni di contaminazione diretta o attraverso l'interconnessione, naturale o antropica, con la/le falde superficiali, più a diretto contatto con le matrici (suolo e acque) contaminate. I dati in tal senso sono però ancora insufficienti e non univoci nell'interpretazione, restando pertanto aperta la problematica che necessiterebbe di ulteriori approfondimenti.

2.1.2.2 Deflusso superficiale ed erodibilità del substrato

Scopo di questa attività è stata la stima dei deflussi idrici/solidi attraverso l'applicazione di modelli idrologici dedicati (afflussi-deflussi) per il calcolo della portata idraulica, abbinati a modelli per la stima del trasporto solido e per lo studio della propagazione in alveo. In particolare, integrando i dati Lidar, idromorfologici e di uso del suolo a disposizione con i risultati emersi dall'applicazione di un modello di afflusso/deflusso superficiale per il bacino, è stato possibile identificare la propensione all'erosione idrica superficiale ed al conseguente trasporto solido che caratterizza il bacino del Galeso, il principale immissario del 1° seno del Mar Piccolo. È stata, pertanto, confermata la naturale propensione all'erosione superficiale soprattutto per alcuni settori del bacino idrografico esaminato, determinata sia dalle caratteristiche geolitologiche ed idrografiche, sia dal contributo antropico legato al progressivo utilizzo dei suoli (urbanizzazione, agricoltura, disboscamento, ecc.). Inoltre, la tipologia di materiale coinvolto da fenomeni erosivi superficiali è associabile a granulometrie argillose e siltose, quelle che potenzialmente hanno una maggiore tendenza a legare e contaminanti e, quindi, si tratterebbe di materiale potenzialmente contaminato che giungerebbe alla sezione di chiusura del bacino.

2.1.2.3 Trasporto solido dei sedimenti

È stato elaborato per entrambi i seni del Mar Piccolo un modello di trasporto solido delle particelle di sedimento per effetto dell'idrologia locale ed in condizioni indisturbate (in assenza di attività antropiche). Con l'ausilio del modello di circolazione delle masse d'acqua (appositamente elaborato), sono state condotte una serie di simulazioni (considerando sia un materiale limo-sabbioso sia un materiale argilloso) per entrambi i bacini, che hanno permesso di ricavare delle mappe di tendenza all'erosione dei fondali o al deposito dei sedimenti. Sono state, quindi, individuate le zone con maggiore tendenza/propensione all'erosione o al deposito, che corrispondono ai tratti in cui le correnti sono maggiori e prevalenti, in particolare lungo la costa.

2.1.3 Bersagli

2.1.3.1 Biaccumulo in molluschi bivalvi

In Mar Piccolo, in particolare nel 1° seno, è riconosciuta da tempo la criticità legata alla presenza contaminanti quali i metalli e altre sostanze organiche, tra cui i PCB. Nello studio sono stati previsti una serie di approfondimenti tecnici mirati a valutare la propensione al rilascio dei contaminanti in colonna d'acqua (mediante fenomeni di risospensione) e, conseguentemente, alla biodisponibilità e bioaccumulo da parte degli organismi acquatici, tra cui i molluschi bivalvi, ed in particolare i mitili. Parallelamente, sono stati avviati approfondimenti sui processi fisiologici intrinseci di decontaminazione "spontanea" che i mitili mostrerebbero verso gli stessi contaminanti. In particolare sono stati prelevati mitili nativi da una stazione posta in un'area contaminata del 1° seno (cd. Area 170 ha) ed allestiti due esperimenti, uno in vasca controllata ed uno in un'area del Mar Grande destinata ai nuovi insediamenti di mitilicoltura. Tra i diversi contaminanti considerati, nel corso degli esperimenti è stato rilevato un

decremento significativo per i PCB. In generale è stato possibile mettere in risalto come per questi organismi l'esistenza di processi intrinseci di eliminazione dei contaminanti organici siano anche legati ad esempio a condizioni ambientali, disponibilità di cibo, tassi di filtrazione, metabolismo, il ciclo riproduttivo.

2.1.3.2 Ecosistema

I rilievi video-ispettivi realizzati hanno mostrato per il Mar Piccolo, malgrado l'acclarato stato di contaminazione, una peculiare biodiversità sia vegetale sia animale, che risente per gli aspetti di composizione anche delle attività antropiche realizzate nell'area come, ad esempio, la mitilicoltura. La maggiore biodiversità (in numero e specie) è infatti associata alle comunità del *fouling* che si sviluppano sui substrati coerenti di origine secondaria (antropica), che contribuiscono al mantenimento dei sottili equilibri ecologici all'interno del bacino nonostante i numerosi impatti antropici presenti. Interessanti e peculiari anche le presenze di fauna censite in prossimità dei citri.

2.2 Aspetti ambientali emergenti e possibili scenari di intervento per i sedimenti contaminati

Il quadro ambientale emerso dalle attività di indagine coordinate da ARPA Puglia ha confermato che il sistema-Mar Piccolo non può essere riassunto schematicamente in un unico modello. Infatti è stata dimostrata la presenza di più fonti potenzialmente ancora attive di contaminazione (primarie e secondarie), di più vie di trasporto dei contaminanti (apporti delle acque di origine terrigena, risospensione dei sedimenti) e degli impatti negativi degli stessi (PCB e metalli) sulla componente biologica (evidenziata dal bioaccumulo nei mitili). In conseguenza le strategie d'intervento si intrecciano al fine di poter arrivare ad una scelta progettuale ambientalmente, socialmente ed economicamente sostenibile, che ne individui la/le migliori o una loro combinazione, anche in relazione alla destinazione d'uso dell'area. Per quanto riguarda i sedimenti contaminati, pur rimandando ad altre sedi le decisioni di tipo politico-strategiche, nel presente lavoro sono state fornite le linee d'indirizzo generale sulle metodologie d'intervento applicabili: dragaggio-movimentazione, tecnologie di contenimento/isolamento quali il capping; attenuazione naturale della contaminazione. In particolare per descrivere lo scenario collegato alla prima opzione è stata operata un'integrazione degli aspetti derivanti dalla modellazione della circolazione marina con la valutazione della biodisponibilità e rilascio dei contaminanti dai sedimenti, sulla base delle simulazioni del trasporto solido derivante da interventi di dragaggio.

Per quanto riguarda gli interventi di capping sono state valutate le risposte idro-meccaniche dei sedimenti in relazione ai diversi scenari stratigrafici e modelli geotecnici corrispondenti. Per l'ultima ipotesi è considerata stato considerato un intervento di attenuazione naturale "potenziata", prevedendo un intervento "assistito" da parte dell'uomo che migliori, potenzi e/o induca gli stessi processi chimico-fisici e biologici (biodegradazione, adsorbimento, reazioni chimiche, dispersione e diluizione, ecc.).

2.3 Analisi valutativa degli impatti associati agli scenari di bonifica

In assenza di un modello standardizzato e di linee guida condivise per l'applicazione dell'analisi di rischio *sensu stricto* ai sedimenti, funzionali alla valutazione tanto del rischio ecologico quanto di quello sanitario e ambientale, è stato proposto un approccio metodologico finalizzato ad un'analisi valutativa degli impatti associati alla realizzazione delle diverse opzioni a partire dall'analisi degli elementi caratterizzanti il sito, intesi come fattori di esposizione e loro grado di vulnerabilità. La fase di studio preliminare ha permesso di definire le seguenti componenti caratterizzanti e imprescindibili per la valutazione di qualsiasi intervento nel Mar Piccolo: sedimenti, risorsa idrica, ecosistema, biodisponibilità contaminante, morfologia, idrogeologia, idrodinamica, criticità dei materiali, fruizione e destinazione d'uso dell'area,

tempistica dell'intervento, ciascuna delle quali descritta e definita attraverso opportuni indicatori. In funzione della singola area di intervento ogni componente assume un livello di esposizione più o meno alto a seconda del valore assegnato ai singoli indicatori. Analogamente sono state analizzate le opzioni ad oggi ambientalmente, tecnologicamente ed economicamente disponibili per intervenire sulle fonti secondarie di contaminazione (i sedimenti contaminati): attenuazione naturale assistita, dragaggio e capping [2], considerate come i tre possibili scenari di intervento. Per i singoli scenari è stata valutata la vulnerabilità delle componenti caratterizzanti il sito. Rifacendosi alla definizione formale di rischio ($R=P*E*V$) e assegnando opportuni fattori alle valutazioni qualitative, è possibile determinare per ogni area di intervento lo scenario di bonifica meno "impattante". In considerazione del fatto che un'unica strategia d'intervento difficilmente potrebbe essere risolutiva in una situazione complessa come quella analizzata, ne deriva che qualsiasi processo decisionale riguardante la scelta di un approccio di intervento dovrà basarsi sulla minimizzazione degli impatti negativi tra le soluzioni possibili [3].

3. Conclusioni

Le attività di indagine svolte negli anni per valutare la qualità dei suoli, dei sedimenti e delle acque di falda del bacino del Mar Piccolo, hanno evidenziato fenomeni di contaminazione diffusa, "storica" e "attuale", che possono ancora costituire potenziali sorgenti attive di contaminazione, aggravando e cronicizzando il già compromesso quadro ambientale. Il "programma di lavoro" voluto dal Commissario straordinario per la bonifica di Taranto, definito e coordinato da ARPA Puglia e realizzato grazie all'ausilio tecnico-operativo di diversi Partner scientifici ed accademici, ha permesso di integrare e, in alcuni casi, aggiornare il quadro ambientale ed ecologico del sito. Sebbene da un lato sia aumentata la comprensione dell'evoluzione e delle dinamiche della contaminazione, dall'altra è emersa l'opportunità di approfondire ulteriormente alcuni aspetti del contesto di riferimento ambientale, con riguardo ad esempio al complesso sistema idrogeologico ed all'assetto geostrutturale dei sedimenti. Questo peculiare ed articolato quadro ambientale non ha permesso di identificare un unico modello concettuale sito-specifico di diffusione della contaminazione. Conseguentemente, anche per le fonti secondarie di contaminazione (sedimenti), l'ipotesi iniziale di poter programmare un'unica strategia d'intervento è stata sostituita dalla necessità di prevedere preliminarmente una fase di discussione e condivisione tra i principali *Stakeholder* finalizzata ad individuare la scelta progettuale più idonea, anche derivante dalla combinazione di più alternative possibili, in funzione degli obiettivi d'intervento e della destinazione d'uso dell'area.

Bibliografia

- [1] **Blonda M., Gramegna D., Ungaro N.**, "Il Mar Piccolo di Taranto: approfondimento tecnico-scientifico sulle interazioni tra il sistema ambientale ed i flussi di contaminanti da fonti primarie e secondarie. Elaborazione di un modello concettuale sito-specifico (Conceptual Site Model). Risultati delle attività condotte", in attuazione della Convenzione tra Commissario Straordinario per gli interventi di bonifica, ambientalizzazione, riqualificazione di Taranto ed ARPA Puglia del 28 maggio 2013. Aprile 2014;
- [2] **National Research Council.** Committee on Remediation of PCB-Contaminated, "A Risk Management Strategy for PCB-Contaminated Sediments", Washington DC: Nationale Academy Press; May 15 2001.
- [3] **US Environmental Protection Agency.** "Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites", Washington: USEPA; 2005. (EPA-540-R-05-012, OSWER 9355.0-85).

Le strategie di gestione dei sedimenti contaminati nell'area marino costiera di Taranto

Nicola Cardellicchio, n.cardellicchio@iamc.cnr.it
Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, via Roma 3, 74123 Taranto, Italy

Riassunto

L'area marino costiera di Taranto è Sito di Interesse Nazionale (SIN) per le bonifiche perché presenta rilevanti problematiche di impatto ambientale legate all'alta concentrazione industriale. La contaminazione dei sedimenti è un problema centrale sia per le attività di dragaggio, legate allo sviluppo dell'area portuale, sia per l'influenza su importanti attività socio economiche come la molluschicoltura. La gestione integrata dei sedimenti contaminati rappresenta dunque un tema di grande attualità per i Mari di Taranto: studi condotti in quest'area sono stati finalizzati alla definizione di modelli concettuali per il funzionamento dell'ecosistema e la sperimentazione di tecnologie di bonifica e/o messa in sicurezza a basso impatto ambientale. Nel presente lavoro vengono illustrati alcuni dei più recenti risultati ottenuti anche nell'ambito di importanti progetti di ricerca nazionali.

Summary

The coastal marine area of Taranto is Site of National Interest (SIN) for remediation because it has significant environmental impact issues related to high industrial concentration. The sediments contamination is a central problem both for dredging activities, related to the development of the harbour area, and for the impact on important socio-economic activities as the mussel culture. The integrated management of contaminated sediments is therefore a very topical issue for the Taranto Seas: studies conducted in this area have been focused on the definition of conceptual models for ecosystem functioning and testing of remediation technologies at low environmental impact. The present work shows some results of the most recent studies conducted in very important national researches projects.

1. Introduzione

L'area marino costiera di Taranto ricade in un Sito di Interesse Nazionale (SIN) per le bonifiche perché presenta rilevanti problematiche di impatto ambientale legate sia all'alta concentrazione industriale che alla molteplicità degli usi della costa. La contaminazione dei sedimenti in quest'area rappresenta un problema centrale sia per attività di dragaggio, legate allo sviluppo dell'area portuale, che per i rischi ecotossicologici su importanti attività socio economiche come la molluschicoltura. La gestione integrata dei sedimenti contaminati rappresenta dunque un tema di grande attualità per i Mari di Taranto (Mar Grande e Mar Piccolo): la mobilitazione di tonnellate di sedimenti, in parte contaminati, a seguito di dragaggio nell'area portuale del Mar Grande comporta, infatti, necessità di decontaminazione "ex situ" che devono avere obiettivi di sostenibilità ambientale e riuso di materiali. In Mar Piccolo, invece, le problematiche riguardano la bonifica di sedimenti contaminati. Il problema qui è complicato dal fatto che il Mar Piccolo è un ecosistema marino di transizione chiuso a scarso ricambio di acque dove è insediata la maggior parte della mitilicoltura tarantina. Operazioni di dragaggio in quest'area dovrebbero essere considerate con estrema cautela. Per queste

ragioni il Mar Piccolo è stato scelto come “area di studio” di importanti progetti di ricerca nazionale del CNR tra cui il progetto RITMARE (Ricerca Italiana sul Mare), finalizzato alla messa a punto di modelli concettuali per lo studio e la gestione di aree marine costiere ad alto impatto antropico. In questo lavoro sono illustrate le finalità del progetto e alcuni dei risultati ottenuti per l’area di Taranto.

2. Relazione

2.1 L’area a rischio ambientale di Taranto

Con Decreto del Presidente della Repubblica del 23 aprile 1998 è stato approvato il piano di disinquinamento del territorio della provincia di Taranto. In seguito a tale piano, parte del territorio del comune di Taranto è stato incluso nel “Programma nazionale bonifiche”, con il DM del 10 gennaio 2000, che ha definito aree all’interno delle quali insistono insediamenti industriali ed aree con elevato interesse per la conservazione del patrimonio naturale. Le aree perimetrali ammontano a circa 37 km² a terra e 73 km² a mare includendo il bacino del Mar Piccolo, l’area di mare antistante l’area industriale e l’area portuale in Mar Grande (Fig. 1).



Fig. 1 – Il SIN di Taranto: localizzazione degli impianti industriali

Il Mar Piccolo è un ecosistema il cui recupero ecologico, anche dopo l’eliminazione di numerosi scarichi fognari, appare ancora lontano, sebbene recenti ricerche abbiano dimostrato situazioni di resilienza e di insediamento di comunità biologiche stabili sui fondali. Da tempo sono state segnalate allarmanti situazioni di contaminazione dei fondali [1]; ciò ha portato allo sviluppo di piani di caratterizzazione anche da parte di Istituzioni Nazionali. Di recente è emersa una situazione di grave contaminazione dei sedimenti soprattutto nell’area denominata “170 ha”, che occupa la zona Sud del I Seno del Mar Piccolo, prospiciente l’Arsenale della Marina Militare (Fig.1). La contaminazione è legata, in particolare, alla presenza di policlorobifenili (PCB), idrocarburi e metalli pesanti (mercurio) [1,2] in concentrazioni superiori ai limiti di accettabilità per i sedimenti. Tale area fortunatamente non risulta essere direttamente adibita ad attività di mitilicoltura che sono invece presenti in altre zone limitrofe del bacino.

2.2 Il progetto RITMARE e gli studi sull'area test "Mar Piccolo"

RITMARE è uno dei "Progetti Bandiera" del Programma Nazionale di Ricerca finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca. Il progetto è coordinato dal CNR e condotto dalla comunità scientifica italiana coinvolta in attività di ricerca sul mare. Il sottoprogetto Sp3 di RITMARE è stato incentrato sullo sviluppo di metodologie di studio dei siti contaminati con particolare riferimento ai meccanismi di diffusione dei contaminanti, alla valutazione del rischio chimico-ecologico e alle tecnologie di remediation di sedimenti contaminati. Il sottoprogetto ha individuato come area di studio il SIN di Taranto ed, in particolare, il Mar Piccolo perché il bacino rappresenta un ecosistema modello per tipologia di contaminanti e problematiche inerenti la gestione della fascia costiera. Il progetto ha avuto come obiettivo la definizione di un modello concettuale del Mar Piccolo secondo lo schema della Fig. 2 e l'individuazione di strategie di intervento. Problemi affrontati sono stati la identificazione delle fonti di contaminazione ancora attive, la diffusione dei contaminanti da sedimenti ad organismi marini e all'uomo (bioaccumulo e biomagnificazione), le tecnologie di remediation.

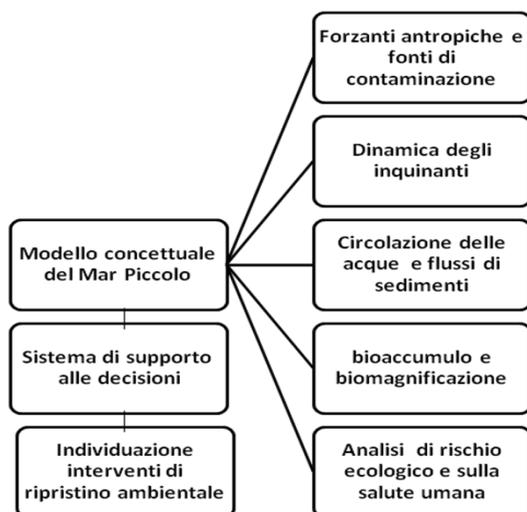


Fig.2 – Fattori per l'elaborazione di un modello concettuale del Mar Piccolo

Un settore del progetto ha riguardato lo studio della idrodinamica dei Mari di Taranto, l'idrologia del bacino del Mar Piccolo con i fenomeni di immissione di acque di falda attraverso sorgenti sottomarine (Citri), la valutazione della mobilità di inquinanti con lo studio della biodisponibilità di xenobiotici da sedimenti, la sperimentazione di tecnologie di bonifica e/o messa in sicurezza a basso impatto ambientale (in situ ed ex situ). Tutto ciò è stato da supporto per la messa a punto di modelli concettuali di gestione di siti marini inquinati e la pianificazione di interventi nell'ottica delle compatibilità ambientali.

2.3 Presenza e distribuzione degli inquinanti nel Mar Piccolo

Le ricerche effettuate in questo ambito hanno riguardato la caratterizzazione dei sedimenti marini ed, in particolare, il grado di contaminazione da inquinanti organici (IPA e PCB) e metalli pesanti. Sono state determinate le caratteristiche granulometriche, chimiche, ecotossicologiche e microbiologiche dei sedimenti e studiato il bioaccumulo in mitili per valutare anche rischio legato al consumo alimentare. Le indagini hanno evidenziato specie nel Primo Seno del Mar Piccolo, area Arsenale M.M., una significativa contaminazione da metalli [3]

quali Mercurio (Hg) (Fig. 3, Zinco (Zn), Rame (Cu) e Piombo (Pb) e policlorodifenili (PCB). La contaminazione da composti organici è legata anche alla presenza di idrocarburi pesanti (C>12). Per quanto attiene il biota si evidenziano differenze tra le concentrazioni in organismi prelevati nelle aree all'interno del I e del II Seno rispetto a quelle rilevate negli esemplari provenienti dall'area di controllo. La classe dei PCB risulta essere caratterizzata da concentrazioni medie elevate in tutte l'area del Mar Piccolo ed una tendenza al bioaccumulo (Fig. 4).

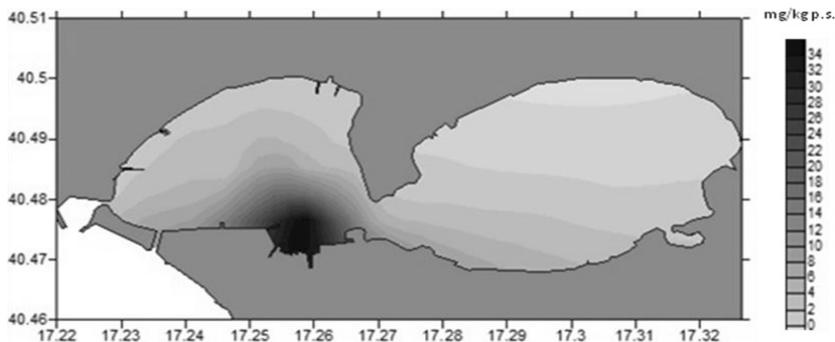


Fig. 3 – Concentrazione di Hg nei sedimenti del Mar Piccolo.

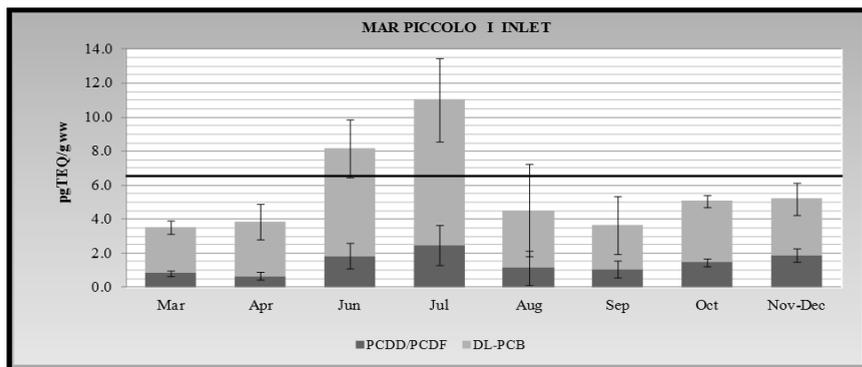


Fig. 4 – La contaminazione dei mitili da diossine e PCB nel Mar Piccolo

2.4 Scenari di bonifica dei sedimenti

Il quadro ambientale emerso dalle indagini effettuate ha dimostrato la complessità del sistema Mar Piccolo. Il modello “funzionale” del sito dimostra la presenza di fonti di contaminazione potenzialmente ancora attive. Apporti di acque terrigena e risospensione di sedimenti contaminati sono le principali vie di trasporto dei contaminanti con impatti negativi sulle componenti biotiche. Conseguentemente le strategie d'intervento necessitano di un'attenta fase di valutazione con una preliminare decisione sulla destinazione d'uso dell'area. In Fig. 5 è illustrato uno schema sintetico per i possibili interventi di bonifica in Mar Piccolo [4].

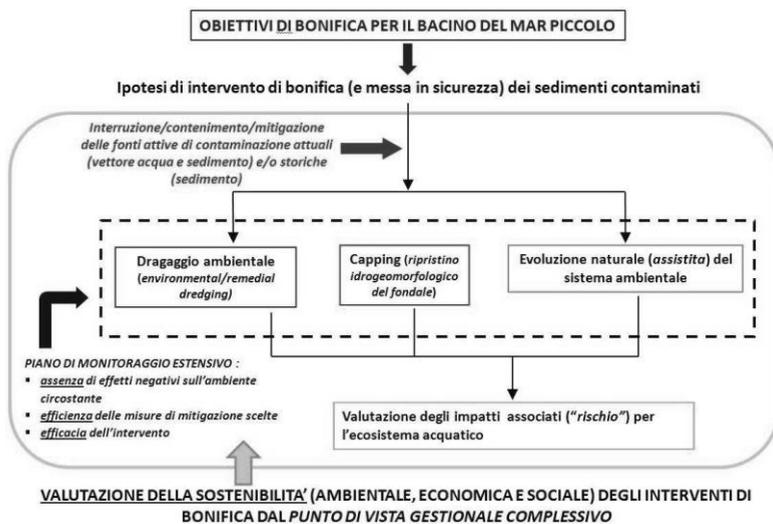


Fig. 5 – Diagramma generale dei possibili interventi di bonifica in Mar Piccolo

2.5 Possibilità di recupero dei sedimenti nell'ipotesi di bonifica tramite dragaggio

Mentre per il Mar Piccolo allo stato attuale non sono ancora state definite le tecnologie di bonifica che sono in fase di studio, per l'area di Mar Grande i sedimenti oggetto di interventi di dragaggio nell'area portuale devono essere movimentati e gestiti nel rispetto della normativa vigente. Prevedere il riutilizzo dei sedimenti comporta la necessità di affrontare problemi quali la eterogeneità della matrice e la difficoltà nella messa a punto di processi di trattamento standardizzati. Manca anche una normativa specifica in materia di recupero e riutilizzo. Nella maggior parte dei casi il riutilizzo dei sedimenti prevede una fase preliminare di disidratazione e separazione granulometrica che ne permetta il frazionamento in funzione delle caratteristiche tissutali. In molti casi è necessario un ulteriore trattamento per abbattere gli inquinanti. Nel presente lavoro viene illustrata una procedura di "sediment washing" per la bonifica "ex situ" di sedimenti contaminati da metalli pesanti [5]. Gli agenti chelanti considerati sono stati: l'EDDS (acido etilendiammina-N-N-disuccinil sale trisodico, isomero [S,S]-EDDS) scelto per le sue caratteristiche di biodegradabilità ed efficienza di chelazione nei confronti dei metalli considerati, l'EDTA (acido etilendiaminotetracetico) utilizzato anch'esso per le sue capacità estraenti e di stabilità termodinamica dei complessi metallici formati, l'acido citrico che forma complessi stabili con vari metalli. I chelanti sono stati testati a diversi pH, concentrazioni e tempi di estrazione. I risultati più incoraggianti sono stati ottenuti dopo 48 ore di estrazione. I metalli sono stati rimossi in percentuale significativa da soluzioni di EDTA e EDDS, mentre l'acido citrico non si è rivelato un estraente efficiente. Il sedimento campionato nelle stazioni più contaminate è stato utilizzato per le varie prove. Il sedimento è stato seccato in stufa a 60°C. Il trattamento di estrazione è stato effettuato con un rapporto liquido-solido di 20:1. Il sedimento è stato poi estratto con soluzioni dei diversi chelanti a concentrazione di 0.2 M e a pH 5 (condizioni ottimali individuate dopo diverse prove sperimentali). Con i vari chelanti sono state effettuate prove di estrazione a tempi diversi. L'analisi della cinetica di estrazione nel processo di sediment washing ha prodotto utili informazioni sulla relazione tra percentuale di metalli estratti e tempo di estrazione. A titolo di esempio nella Fig. 5 sono riportate le percentuali di estrazione dopo 48 ore dei vari metalli con i tre diversi chelanti utilizzati.

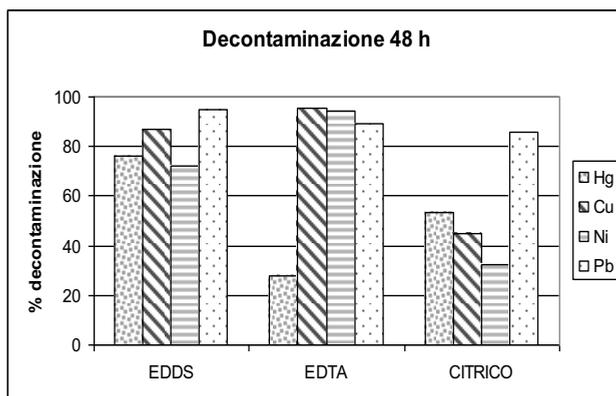


Fig. 6 – Percentuale di metalli estratti dai vari chelanti dopo 48 ore di trattamento

3. Conclusioni

Lo scenario complessivo emerso dalle indagini suddette hanno sottolineato l'estrema complessità e dinamicità del sistema Mar Piccolo e della gestione dei sedimenti in tutta l'area marina di Taranto. I dati confermano la capacità di autoregolazione del sistema Mar Piccolo e le potenzialità di ripresa anche se per alcune aree altamente contaminate sono opportuni interventi di eliminazione o riduzione della contaminazione. È indispensabile considerare le implicazioni di ordine sociale, economico e politico conseguenti all'individuazione degli "obiettivi di bonifica" a supporto delle decisioni: in questo senso il progetto RITMARE ha fornito un'analisi delle ipotesi di intervento potenzialmente perseguibili. La remediation naturale appare quella più sostenibile, mentre in ultima analisi il dragaggio con le migliori tecnologie disponibili dovrebbe essere considerato solo con la possibilità di riuso dei materiali dragati.

Bibliografia

- [1] Cardellicchio N., Buccolieri A., Giandomenico S., Lopez L., Pizzulli F., Spada L., Organic pollutants (PAHs, PCBs) and ecotoxicological evaluation in sediments of Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Southern Italy). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 55, Issue 10-12, (2007), 451-458.
- [2] Petronio B.M., Cardellicchio N., Calace N., Pietroletti M., Pietrantonio M. and Caliandro L., Spatial and Temporal Heavy Metal Concentration (Cu, Pb, Zn, Hg, Fe, Mn, Hg) in Sediments of the Mar Piccolo in Taranto (Ionian Sea, Italy). *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 223, Number 2, (2012) 863-875.
- [3] Spada L., Annicchiarico C., Cardellicchio N., Giandomenico S. and Di Leo A., Heavy metals monitoring in mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Apulian coasts (Southern Italy). *Mediterranean Marine Science*, 14/1, (2013) 99-108.
- [4] Arpa Puglia, Il Mar Piccolo di Taranto: approfondimento tecnico-scientifico sulle interazioni tra il sistema ambientale ed i flussi di contaminanti da fonti primarie e secondarie. Aprile 2014, 175 p.
- [5] Poletti A., Pomi R., Rolle E., Cermigna D., De Propriis L., Gabellini M., Tornato A., A Kinetic study of chelant-assisted remediation of contaminated dredged sediment, *J. Hazard Mater.*, 137, (2006), 1458-1465.

Studio integrato sull'efficienza di tecniche di bonifica sui sedimenti

*Micaela Buonocore buonomicaela@libero.it, Nicola Cardellicchio
CNR- Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, via Roma 3, 74123 Taranto, Italia*

Riassunto

La contaminazione dei sedimenti marini da metalli pesanti è un problema comune per le coste interessate da siti industriali. Il sedimento diventa così una sorgente di componenti tossici e una potenziale fonte di rischio per la qualità delle acque. L'obiettivo di questo lavoro è lo studio integrato di tecniche per la bonifica dei sedimenti con il fine di definire quale di questi trattamenti possa ottenere i migliori risultati.

Summary

Heavy metal contamination of sediments represent a common problem for many coastal harbour sites. The sediment then become a source of toxic components due to their resuspension and can be one of the largest potential sources of risk to water quality. The objective of this work was the evaluation of a leaching process for the remediation of sediments contaminated for defining which of these treatments can achieve the best results.

1. Introduzione

L'area portuale di Taranto, rappresenta un sito contaminato, nel quale è stata dimostrata un'alterazione delle caratteristiche naturali da parte di agenti inquinanti, con concentrazioni oltre i valori limite stabiliti dall'Allegato 1 del DM 471/99. Taranto è stata inclusa nel Programma nazionale bonifiche dei siti inquinati, attraverso il Decreto Ministeriale del 10 gennaio 2000, che ha definito un perimetro all'interno del quale insistono insediamenti industriali ed aree con elevato interesse ai fini della conservazione del patrimonio naturale. La microfauna bentonica, infatti, è costituita da un gran numero di specie ascrivibili a diversi gruppi tassonomici come Poriferi, Molluschi, Crostacei, Echinodermi, Tunicati, Foraminiferi, Cnidari. Tra i Molluschi sono state individuate più di 150 specie in prevalenza Bivalvi, appartenenti a specie di ambienti euritermi ed eurialini. Le sostanze inquinanti provenienti da varie fonti (industriali, civili, minerarie, agricole, etc.) sono penetrate nelle vie acquatiche attraverso il tempo ed i sedimenti, in particolare, sono diventati, un ricettacolo di componenti tossici, tanto che oggi, rappresentano un pericolo non trascurabile sia per l'ambiente in generale e sia per le sue potenziali ripercussioni sulla salute umana. Immediata diventa quindi la necessità di interventi di bonifica. I trattamenti includono i pretrattamenti, la separazione fisica, processi termici, decontaminazione biologica, stabilizzazione/solidificazione, bioremediation e washing.

2. Relazione

2.1 *Pretrattamenti*

I pretrattamenti sono di solito richiesti per rimuovere detriti e per essiccare i sedimenti dragati. I detriti includono una grande varietà di rifiuti (pneumatici, blocchi concreti, carcasse di automobili, ecc.) Dopo il dragaggio i detriti più grandi sono rimossi dalle escavatrici a cucchiaio mentre i molluschi a valve sono rimossi mediante un vaglio rotativo. L'ammontare dell'essiccamento dipenderà dal tipo di dragaggio usato e le tecnologie adoperate per il trattamento di bonifica. I sedimenti dragati meccanicamente hanno un contenuto d'acqua maggiore del 50%, quelli dragati idraulicamente maggiore al 25%. I dispositivi utilizzati per la disidratazione sono le centrifughe, filtri, piatti a filtro o piatti a diaframma, gli addensanti per gravità etc. Questi metodi non sono efficaci per siltiti e argille e corrispondono ad un aumento del 30% sul costo di dragaggio e stoccaggio dei sedimenti.

2.2 *Processi di separazione fisica*

I processi di separazione fisica sono usati per rimuovere le particelle più piccole e più contaminate. Questi processi includono la centrifugazione, flocculazione, gli idrocycloni, i setacci e la sedimentazione. Gli idrocycloni possono essere usati per i sedimenti con un contenuto di solido inferiore al 20% per separare la frazione grossolana da quella fine. Essi includono: gli idrocycloni con i quali si separano mediante forza centrifuga le particelle più grandi di 10-20 μ m da quelle più piccole, separazione in controcorrente in una colonna a letto fluidizzato, separazione gravimetrica e flottazione. Per particelle superiori ad 1 μ m possono essere utilizzati i setacci. I costi si aggirano intorno ai 30-70\$/m³ per sedimenti che contengono il 75% di argilla e il 25% di sabbia. Le tecniche di separazione fisica riducono i volumi dei sedimenti da trattare riducendo il costo del processo finale e vengono utilizzati prima dei trattamenti chimici e termici.

2.3 *Desorbimento termico*

Il desorbimento termico comporta un pretrattamento per rimuovere le frazioni più grossolane e una successiva fase di riscaldamento in forno rotante o in coclea riscaldata. La temperatura del ciclo di bonifica è assicurata da fiamma diretta o con riscaldamento indiretto del desorbitore o dei gas di trasporto. I fattori che determinano l'efficacia di questa tecnologia sono la temperatura, il livello di depressione del desorbitore e il tempo di residenza del sedimento nell'impianto. In questo modo si separano l'acqua e gli inquinanti senza ossidazione termica. Gli inquinanti sono veicolati ad impianti di trattamento. Il desorbimento termico è spesso adottato in combinazione con altre tecnologie: washing, incenerimento, stabilizzazione e solidificazione. Se si opera a bassa temperatura ($t < 320^{\circ}\text{C}$), il trattamento è idoneo per componenti organici volatili non alogenati, ad alta temperatura ($320^{\circ}\text{C} < t < 560^{\circ}\text{C}$) è applicabile per componenti organici semivolatili, policiclici aromatici, policlorobifenili, pesticidi e metalli volatili. L'umidità e la presenza di limi, argille e materiale umico tende a legare i contaminanti organici. I costi si aggirano intorno ai 35-1000\$/m³.

2.4 *Incenerimento*

Tecnologia che prevede l'invio a impianti di trattamento termico ad alta temperatura del materiale contaminato. I composti organici subiscono processi di volatilizzazione e ossidazione con apporto di ossigeno. Gli impianti più usati sono i forni rotanti che operano fino a circa 1000°C, i combustori a radiazione infrarossa con apporto d'aria, che operano oltre i 1000°C, il letto circolante per temperature relativamente basse (circa 800°C). I gas prodotti devono essere trattati, gli acidi vengono neutralizzati e il particolato deve essere abbattuto. Le ceneri

devono essere inertizzate. L'incenerimento è particolarmente idoneo per idrocarburi clorurati, PCB e diossine.

2.5 Elettrocinesi / elettrosmosi (ECRTs)

Tecnologia derivata dalla geotecnica (sistemi di consolidamento) e che impiega un basso valore di corrente continua. Questa viene applicata al sedimento attraverso elettrodi di materiale opportuno (acciaio, grafite) in modo da stabilire un potenziale elettrico dell'ordine del Volt/cm. È utilizzato per il risanamento di metalli pesanti, sostanze organiche (idrocarburi pesanti, IPA, benzene), falde.

Partendo dal concetto che reazioni elettrochimiche avvengono su tutte le interfacce all'interno del sistema, ad esempio il film di acqua su particelle di suolo (acqua pellicolare o igroscopica), quando la corrente elettrica viene immessa nel sedimento, le particelle di esso si polarizzano e sviluppano proprietà elettriche simili ad un condensatore. Quando le particelle del sedimento rilasciano l'elettricità, l'energia che si produce genera reazioni redox che decompongono i contaminanti organici ed offrono una migliore mobilitazione dei metalli. L'ammontare di energia elettrica immagazzinata e rilasciata dal sedimento è direttamente proporzionale alla superficie specifica della particella.

2.6 Bioremediation

Con il termine bioremediation si definisce generalmente una tecnica per la bonifica di matrici ambientali inquinate (suoli, sedimenti e acque di falda) in cui i contaminanti organici subiscono una degradazione a opera di microrganismi in condizioni assistite e controllate. Il complesso delle biotrasformazioni genera prodotti meno tossici o innocui, riducendo frequentemente la concentrazione degli inquinanti sino a valori inferiori o uguali a quelli limite stabiliti dalla normativa in materia ambientale. Le tecniche di bioremediation di norma utilizzano gruppi di microrganismi costituiti principalmente da batteri capaci di metabolizzare sostanze organiche di origine naturale o di sintesi. Le tecniche di bioremediation sino a oggi applicate per la bonifica di suoli o delle acque sono sostanzialmente basate sulla seguente reazione:

Inquinante (datore di elettroni) + O₂ (accettore di elettroni) = Inquinante ossidato + H₂O

In pratica, l'inquinante organico viene utilizzato dai microrganismi aerobici come fonte di energia e come fonte di carbonio per la propria riproduzione.

2.7 Solidificazione/Stabilizzazione

La solidificazione è una tecnologia che impiega cementi idraulici, gesso, silicati, calce o altri materiali idonei a legare gli inquinanti in una matrice solida. Il materiale così inertizzato può essere stoccato in discarica o riutilizzato come materiale di riempimento, nelle pavimentazioni stradali o in edilizia. Nel caso della stabilizzazione intervengono reazioni chimiche tra l'agente stabilizzante e il contaminante per ridurne la mobilità.

La solidificazione e stabilizzazione sono adatte per inquinanti inorganici e sono tecnologie adottate anche a conclusione di altre forme di bonifica come il washing e la bioremediation. La stabilizzazione implica una trasformazione radicale delle caratteristiche chimiche e fisiche di un rifiuto. La solidificazione agisce solo sulle caratteristiche fisiche del materiale. Tale sistema di trattamento è particolarmente indicato per l'isolamento dei metalli dalle matrici ambientali circostanti. Infatti utilizzando silicati e in genere leganti idraulici questi, a seguito dei processi di presa, formano matrici solide, insolubili e termodinamicamente stabili che inglobano i metalli pesanti impedendone il loro rilascio nel tempo.

2.8 Sediment washing

Il sediment washing consente di trasferire i contaminanti in fase liquida sfruttando l'azione dei chelanti; a rigore non è un trattamento chimico perché si tratta semplicemente di un

trasferimento da una matrice ad un'altra, che può essere accompagnato o meno anche da un processo di dissoluzione se i contaminanti sono solubili in acqua. All'acqua di lavaggio possono essere aggiunti o meno reagenti per ottenere anche la trasformazione e/o la complessazione dei contaminanti come avviene con la chelazione che consente di immobilizzare i contaminanti in complessi molecolari stabili che possono essere smaltiti oppure sottoposti a successivi trattamenti di inertizzazione. La chelazione è il processo di formazione di complessi stabili (chelati) fra un catione metallico e un chelante. Questi complessi sono particolarmente stabili e solubili. Proprio in virtù della loro stabilità termodinamica e della loro solubilità, i chelanti sono in grado di "strappare" i contaminanti dai siti di adsorbimento e di dissolvere i precipitati dei contaminanti metallici. Il metallo complessato dal chelante non è più disponibile per ulteriori reazioni con altri reagenti nei sistemi chimici o biologici.

La scarsità dei casi nei quali sono stati adottati trattamenti chimici per bonificare i sedimenti contaminati, non consente di poter dare delle indicazioni esaustive sulla comparazione della loro efficacia nella rimozione dei diversi inquinanti. Possono valere le indicazioni fornite al riguardo dall'EPA per alcuni di essi Figura 1.

Composti	Efficienza di Rimozione			
	Solidificazione/stabilizzazione	Dealogenazione	Sediment washing	Estrazione
Composti alogenati volatili	Orange	Yellow	Blue	Yellow
Composti nonalogenati volatili	Orange	Orange	Blue	Yellow
Composti alogenati semivolatili	Orange	Blue	Yellow	Yellow
Composti nonalogenati semivolatili	Orange	Orange	Yellow	Yellow
PCB	Yellow	Blue	Yellow	Blue
Pesticidi	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Diossine /Furani	Orange	Blue	Yellow	Yellow
Organici corrosivi	Blue	Orange	Yellow	Yellow
Cianuri organici	Yellow	Orange	Yellow	Yellow
Metalli	Blue	Orange	Yellow	Orange
Inorganici corrosivi	Blue	Orange	Yellow	Orange
Cianuri inorganici	Blue	Orange	Orange	Orange



● Dimostrata

● Potenziale ma non dimostrata

● Nessuna efficacia

Fig. 1 – Efficienza di rimozione di trattamenti chimici per la bonifica dei sedimenti

Tra i trattamenti con maggior efficienza di rimozione, efficienza però non dimostrata, viene indicato il sediment washing, tecnica di estrazione che abbiamo applicato nel Mar Piccolo di Taranto per valutarne la reale efficacia. Il Mar Piccolo di Taranto (Fig. 1), è un mare interno costituito da due seni e con notevoli problemi di ricambio di acque. La presenza di scarichi urbani e di attività portuali aggravano la situazione di contaminazione del bacino e di degrado dell'ecosistema, producendo accumulo di inquinanti soprattutto sui fondali. Il campione di sedimento da analizzare è stato scelto nel primo seno del Mar Piccolo, Figura 2, in corrispondenza dell' Arsenal Militare Marittimo di Taranto, (40°28,58'N; 17°15,64'E; profondità: 10m). Questa stazione di campionamento è stata valutata da precedenti studi [1] la più contaminata tra quelle analizzate tra Mar Grande e Mar Piccolo. I metalli determinati sono stati il Hg, Cd, Cu, Ni, Pb e V.

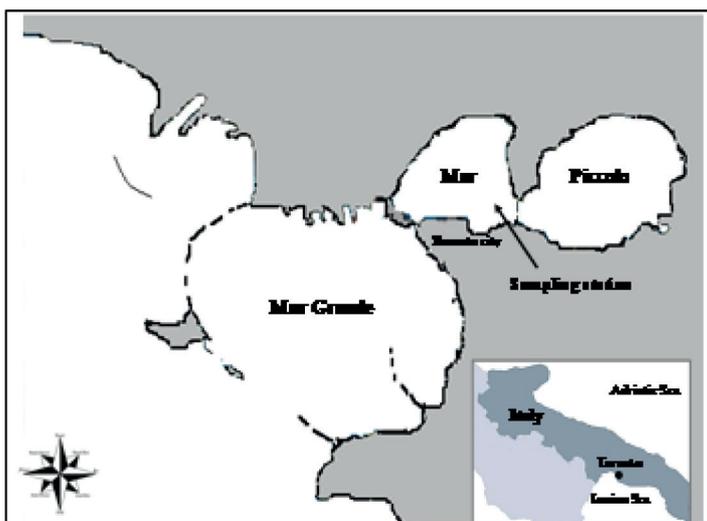


Fig. 2 – Localizzazione stazione di campionamento dei sedimenti

Per quanto attiene ai trattamenti di sediment washing, sono stati utilizzati tre agenti chelanti, l'EDDS, scelto sulla scorta della sua caratteristica di biodegradabilità e di riconosciuta efficienza nei confronti degli inquinanti di interesse, EDTA, [2-3], utilizzato per le sue capacità di estrazione e di stabilità termodinamica del complesso metallico formato e l'acido citrico, scelto sulla base delle sue caratteristiche chimiche in quanto forma dei forti complessi metallo-chelante [4-5].

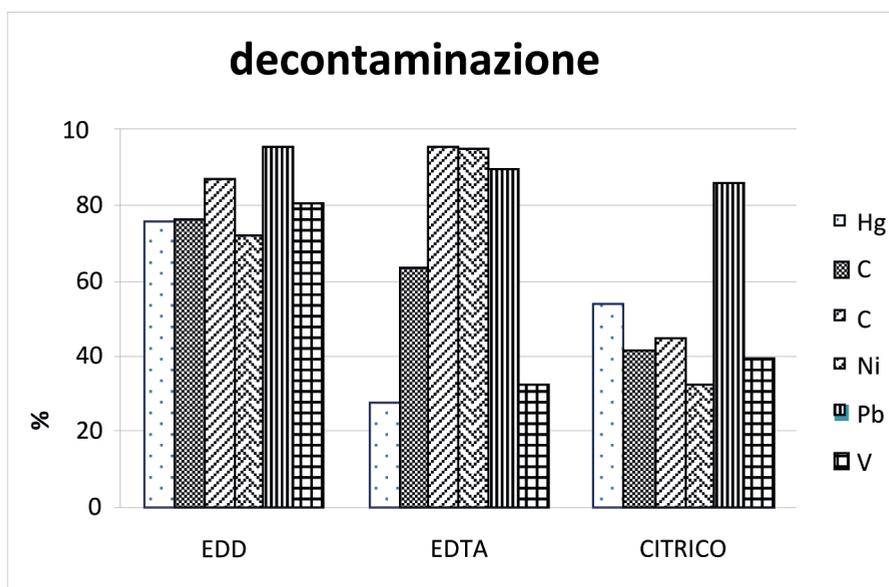


Fig. 3 – Percentuali di decontaminazione

Dopo un tempo di contatto di 48 h tra gli agenti complessanti ed il sedimento, Figura 3, si è potuto osservare una percentuale di decontaminazione elevata per tutti e tre i chelanti. L'EDDS è il miglior chelante per il Cd e il Hg, raggiungendo quasi l'80% di estrazione. Per il Cu ed il Ni è l'EDTA il miglior estraente, con percentuali superiori al 90%. Per il Pb si raggiunge quasi il 100% di estrazione dal sedimento con l'EDDS e per il V dell'80%.

3. Conclusioni

Nel caso in esame, il materiale da trattare è caratterizzato da una storia di contaminazione complessa e dalla presenza di una contaminazione multipla, e pur essendosi dimostrato il washing un trattamento efficace nella bonifica dei sedimenti, con elevate percentuali di estrazione di metalli, è prevedibile che tale processo di lavaggio debba essere affiancato ad altre tipologie di processi all'interno di una sequenza complessa di trattamento onde garantire adeguati livelli di qualità per il materiale finale.

Bibliografia

- [1] **Cardellicchio N., Di Leo A., Buonocore M., Lopez L., Spada L.** "Valutazione della contaminazione da metalli pesanti nel Mar Piccolo di Taranto e applicazioni di tecniche di rimedi azione" *Atti congresso Ecomondo* (2008), pp. 287-292.
- [2] **Vandevivere, P., Hammes, F., Verstraete, W., Feijtel, T., Schowanek, D.** (2001) Metal decontamination of soil, sediment, and sewage sludge by means of transition metal chelant [S,S]-EDDS, *J. Environ. Eng.* **127**, 802-811.
- [3] **Sun, B., Zhao, F., Lombi, E., McGrath, S.P.**, (2001) Leaching of heavy metals from contaminated soil using EDTA, *Environ. Pollut.* **113**, 111-120.
- [4] **Polettini A., Pomi R., Rolle E., Cermigna D., De Propriis L., Gabellini M., Tornato A.** (2006) in press. "A Kinetic study of chelant-assisted remediation of contaminated dredged sediment" *J. Hazard Mater.* 1458-1465.
- [5] **Polettini, A., Pomi, R., Rolle E.** (2006) "The effect of operative variables on chelant-assisted remediation of contaminated dredged sediment" *Chemosphere* **66**, 866-877.

Un approccio metodologico consolidato come best practice per stimare i costi di bonifica dei punti vendita carburanti analizzando la valutazione storica degli interventi ambientali eseguiti

Enrico Ardisson direzione@pentaprogetti.com, *Luca Farinetti* tecnico@pentaprogetti.com
Penta Progetti S.r.l., Torino

Riassunto

Nel presente articolo si illustrano i risultati della valutazione storica degli interventi ambientali eseguiti, con l'identificazione e l'analisi di una casistica e di un approccio metodologico standard. Il metodo standard dedotto è basato su un'esperienza pluriennale nel settore, maturata attraverso l'esecuzione di audit ambientali, due diligence, autocertificazioni della qualità ambientali, interventi di rimozione di impianti e serbatoi, messe in sicurezza, analisi di rischio e progetti di bonifica su tutto il territorio nazionale.

Summary

The aim of the article is show the results of the historical evaluation of the environmental interventions performed, also outlining a casuistry and a standard methodological approach. The standard method worked out is based on a long-standing experience in the field, reached through environmental audits, due diligence assessments, self-certifications of environmental quality, Petrol Stations and tanks decommissioning, emergency-containment measures, risk analysis and remediation projects on the whole national area.

1. Introduzione

La gestione ambientale dei punti vendita carburanti (PV) è un settore di intervento in continua evoluzione, sensibile alle politiche aziendali del cliente, allo sviluppo del mercato, all'evoluzione della normativa vigente.

Gli aspetti da considerare nella gestione dell'iter di bonifica sono pertanto molteplici:

- modello concettuale delle matrici ambientali coinvolte e della contaminazione presente;
- norme e linee guida applicabili al sito;
- tecnologie applicabili per l'esecuzione della bonifica;
- esigenze temporali ed economiche del cliente.

Nel corso degli anni, dal 2008 al 2015, la Penta Progetti ha condotto circa 100 bonifiche ambientali svolte su punti vendita di carburanti in tutto il territorio nazionale.

Di seguito si analizzano i dati derivanti dai punti vendita con rimozione di serbatoi interrati, valutandone una correlazione al fine di identificare un approccio comune nella gestione degli iter di bonifica.

2. Relazione

Nell'ambito della bonifica di un punto vendita carburanti i dati significativi riguardano gli aspetti urbanistici, edili ed impiantistici, normativi e procedurali, idrogeologici di seguito affrontati.

2.1 Destinazione urbanistica del sito

Ai sensi del D.Lgs 152 del 2006 si identificano per i terreni insaturi due destinazioni d'uso di riferimento a cui sono associate Concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) differenti:

- Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale;
- Siti ad uso commerciale ed industriale.

I dati raccolti hanno fatto emergere un dato particolarmente interessante: il 67% dei siti analizzati risultano a destinazione d'uso verde pubblico, privato e residenziale.

2.2 Tipologia dell'iter di bonifica adottato

Gli iter di bonifica applicati sono:

- procedura semplificata ai sensi dell'art. 249 del D.Lgs 152/06 con autocertificazione a seguito dell'attuazione di adeguati interventi di Messa in sicurezza d'emergenza (1° caso dell'Allegato 4);
- procedura semplificata ai sensi dell'art. 249 del D.Lgs 152/06 con esecuzione della bonifica del terreno insaturo (2° caso dell'Allegato 4);
- procedura semplificata ai sensi dell'art. 249 del D.Lgs 152/06 con esecuzione della bonifica delle acque di falda (3° caso dell'Allegato 4);
- procedura ordinaria ai sensi dell'art. 242 del D.Lgs 152/06;

I dati raccolti hanno fatto emergere l'applicazione prevalente dell'autocertificazione in caso di contaminazione dei terreni insaturi (punto a) ed in ogni caso dell'art. 249 anche in caso di contaminazione della falda (punto c). In nessun caso è stata applicata la procedura ordinaria ai sensi dell'art. 242 del D.Lgs 152/06.

2.3 Litologia del sottosuolo riscontrata durante le attività di bonifica

La litologia del sottosuolo è risultata eterogenea non solo da sito a sito, ma anche all'interno del sito stesso, pertanto non è risultato un dato significativo.

2.4 Riscontro della falda superficiale e sua qualità ambientale

Per quanto riguarda il riscontro della falda durante le attività di bonifica, essa è stata riscontrata nel 23,1% dei casi. Nei casi in cui è stata riscontrata, per il 91,8% era contaminata.

2.5 Numero di serbatoi rimossi e relativo volume

In media per ciascun punto vendita di carburanti sono stati rimossi poco meno di 5 serbatoi, con un volume medio per serbatoio di circa 8 metri cubi. Il volume medio complessivo di serbatoi per punto vendita è pari a 43 metri cubi con valori che oscillano da 5 metri cubi a 320 metri cubi. In Fig. 1 si riporta la distribuzione del numero di serbatoi nei punti vendita carburanti ed in Fig. 2 si riporta la distribuzione del volume complessivo dei serbatoi.



Fig. 1 – Distribuzione numero serbatoi nei punti vendita carburanti

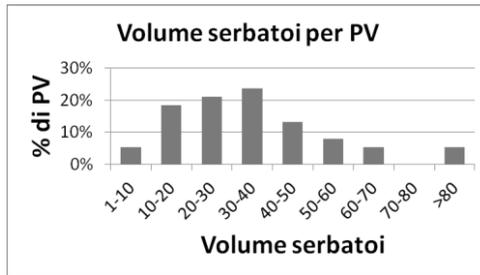


Fig. 2 – Distribuzione volume complessivo serbatoi nei punti vendita carburanti

Dai dati sopra riportati emerge che:

- nel 33% dei casi sono stati rimossi meno di 3 serbatoi, nel 27% dei casi 4 serbatoi e nell'15% dei casi 5 serbatoi;
- nel 45% dei casi il volume complessivo dei serbatoi per punto vendita era inferiore a 30 metri cubi, nel 24% dei casi era compreso tra 30 e 40 metri cubi e nell'13% dei casi era compreso tra 40 a 50 mc.

2.6 Quantitativo di terreno smaltito durante la rimozione dei serbatoi

In media per ciascun punti vendita sono stati smaltiti circa 230 tonnellate di terreno pari a 48 tonnellate per serbatoio presente e 6 tonnellate per metro cubo dei serbatoi presenti nel punto vendita. In Fig. 3 si riporta la distribuzione della quantità di terreno rimosso per punto vendita carburante, per serbatoio e per metro cubo di serbatoio presente nel punto vendita.

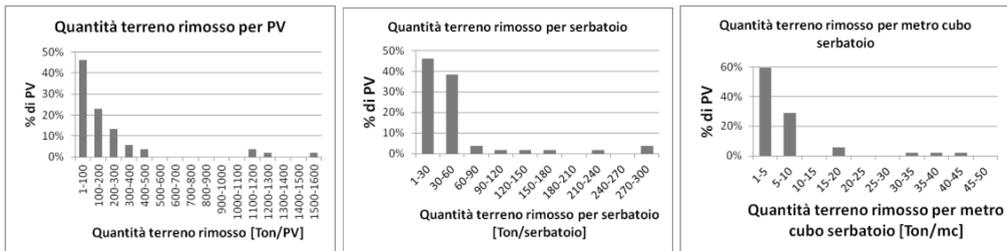


Fig. 3 – Distribuzione quantità terreno rimosso

Dai dati sopra riportati emerge che:

- nel 46% dei casi sono state rimosse complessivamente meno di 100 tonnellate, nel 23% dei casi da 100 a 200 tonnellate e nel 13% da 200 a 300 tonnellate;

- nel 46% dei casi sono state rimosse meno di 30 tonnellate per serbatoio (circa 1 bilico) e nel 38% dei casi sono state rimosse da 30 a 60 tonnellate per serbatoio (da 1 a 2 bilici);
- nel 60% dei casi sono state rimosse meno di 5 tonnellate per metro cubo di serbatoio e nel 29% dei casi sono state rimosse da 5 a 10 tonnellate per metro cubo di serbatoio.

2.7 Tempi di bonifica

In merito ai tempi di bonifica essi sono strettamente correlati alla procedura adottata, in quanto è necessario inviare l'autocertificazione prevista dalla procedura semplificata entro 30 giorni dalla notifica di potenziale contaminazione. Pertanto si sono riscontrati dei tempi di bonifica inferiori a 30 giorni per il 77% dei casi e superiori ad un anno per il 23% dei casi. Questi ultimi sono da associare alla presenza di falda contaminata.

2.8 Costi di bonifica

Nei punti vendita oggetto di bonifica i costi sono variati da caso a caso da un minimo di 5.000 € ad un massimo di 470.000 €, con una media di 60.000 €.

La Penta Progetti adotta come prassi standard l'esecuzione di un'audit ambientale preliminare al fine di recuperare dati sito-specifici. Tale audit permette la conferma della presenza di falda ed eventualmente la sua qualità nonché la quantificazione precisa dei volumi di scavo. I costi di tali audit sono compresi nei costi di bonifica analizzati.

Risulta utile approfondire i costi di bonifica in caso di assenza di falda contaminata, casi prevalenti tra quelli analizzati:

- La media dei costi di bonifica in caso di assenza di falda o falda non contaminata è pari a 26.000 € mentre quella in caso di presenza di falda contaminata è di 187.000 €.

- Nel caso di bonifica del solo terreno

o il 37% dei costi di bonifica per punto vendita è inferiore a 20.000 € mentre nel 61% dei casi i costi sono compresi tra 20.000 € e 50.000 € (Fig. 4).

o il 39% dei costi di bonifica per serbatoio è inferiore a 5.000 €, nel 49% dei casi il costi sono compresi tra 5.000 € e 10.000 € (Fig. 5).

o il 68% dei costi di bonifica per metro cubo di serbatoio è inferiore a 1.000 €, nel 29% dei casi il costi sono compresi tra 1.000 € e 2.500 €. Non si sono presentati casi in cui i costi di bonifica per metro cubo di serbatoio fossero superiori a 5.000 € (Fig. 6).

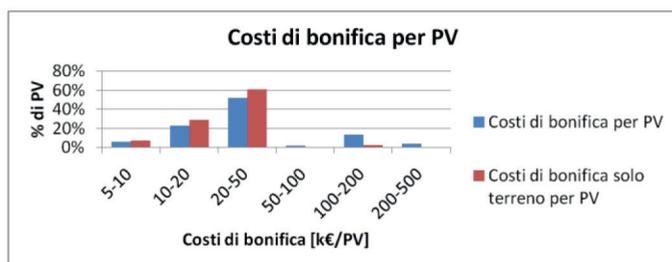


Fig. 4 – Distribuzione dei costi di bonifica per PV

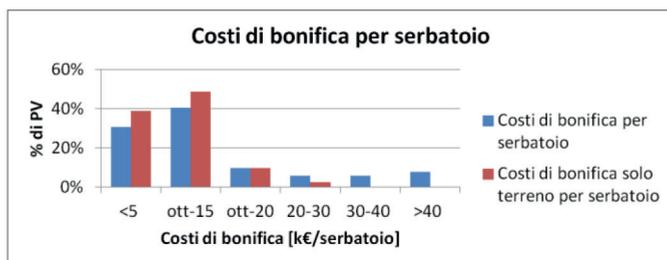


Fig. 5 – Distribuzione dei costi di bonifica per numero di serbatoi

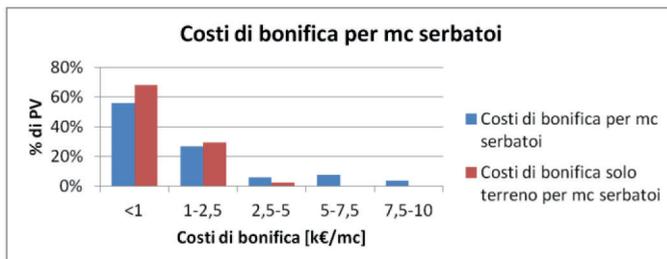


Fig. 6 – Distribuzione dei costi di bonifica per metro cubo di serbatoi

2.9 Correlazioni tra i dati

La ricerca di una correlazione tra i dati raccolti nasce dalla necessità di stimare preliminarmente i costi ed i tempi di bonifica a fronte di una sostanziale assenza di dati ambientali a disposizione.

Spesso infatti il cliente ha a disposizione esclusivamente i dati strutturali ed impiantistici del punto vendita carburanti oggetto dello studio (numero serbatoi, volume dei serbatoi) e non prevede in prima istanza un audit ambientale che fornisca dati ulteriori finalizzati ad una corretta quantificazione dei volumi di terreno contaminato presenti e della presenza o meno di una contaminazione in falda (nonostante poi in seconda istanza tale attività venga poi attuata normalmente da Penta Progetti per poter affinare la stima iniziale).

La prima discriminante che è emersa dai dati sopra analizzati è la presenza o meno di falda. Questo parametro è frequentemente desumibile da dati bibliografici e territoriali. Il rischio della presenza di falda porta una notevole incertezza nella stima dei tempi e dei costi di bonifica (nei casi in studio i tempi variano da 6 mesi a 8 anni e i costi variano da 30.000 a 470.000 €) e pertanto si escludono dalla analisi i casi in cui si sia presentata questa eventualità.

Prendendo in considerazione invece i casi in cui era presente solo terreno contaminato i tempi di bonifica sono sempre stati inferiori a 30 gg, tempistica dettata dalla normativa vigente (art. 249 del D.Lgs 152/06).

In merito invece ai costi della bonifica in caso di interessamento del solo terreno insaturo emerge (Fig. 7):

- una correlazione media tra i costi di bonifica e i quantitativi di terreno rimosso;
- una correlazione debole tra i costi di bonifica e il numero di serbatoi;
- una correlazione abbastanza forte tra i costi di bonifica ed il volume complessivo dei serbatoi, con un costo base di circa 10.000 € a punto vendita a cui sommare 450 € a metro cubo di serbatoio presente.

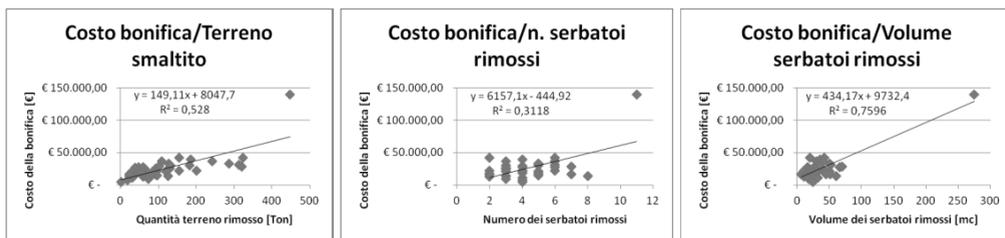


Fig. 7 – Correlazione tra quantità terreno rimosso, numero di serbatoi, volume dei serbatoi e costi di bonifica

3. Conclusioni

Lo scopo dello studio è stato di valutare, nei punti vendita oggetto di rimozione dei serbatoi interrati, una correlazione tra tempi, costi di bonifica e le variabili normalmente desumibili durante le attività di bonifica (presenza e qualità della falda superficiale, volume di terreno rimosso, numero e volume dei terreni rimossi). Tale correlazione permette di stimare preliminarmente i costi di risanamento nei casi in cui non si abbiano dati ambientali sito-specifici. Dallo studio emerge una correlazione tra i costi di bonifica e il volume complessivo dei serbatoi rimossi. Attraverso questa correlazione si può definire un costo di bonifica costituito da un costo base di circa 10.000 € a punto vendita a cui sommare un costo di 450 € a metro cubo di serbatoio presente.

Questo risultato va limitato ai punti vendita in cui non sia riscontrabile falda durante lo scavo, in quanto tale presenza porta ad un aumento delle incognite relative a tempi e costi di bonifica.

Riteniamo in ogni caso fondamentale ribadire l'importanza di un audit ambientale preliminare al fine di:

- determinare la presenza e la qualità delle acque di falda;
- quantificare puntualmente la tipologia ed i volumi di terreno contaminato presente definendo aree del punto vendita con caratteristiche ambientali omogenee.

In fase operativa un attento screening con l'ausilio del laboratorio analitico mobile per le verifiche del terreno asportato e di quello rimasto in posto può ulteriormente ridurre i costi ambientali e i volumi di terreno da conferire a smaltimento.

BIOBASED INDUSTRY – CONVEGNO

LA RICERCA E L'INNOVAZIONE NELLE BIORAFFINERIE INTEGRATE

La sessione presenta esempi degli sviluppi nella ricerca sulle bioraffinerie, applicati sia alle colture agricole che alla valorizzazione integrata (chimica ed energetica) di alcuni sottoprodotti agroalimentari, nonché all'innovazione industriale in corso in questi settori.

A cura di: **CTS Ecomondo, MISE, MIUR, SPRING - Cluster tecnologico nazionale della Chimica Verde, SusChem Italy**

Presidenti di sessione:

- Cinzia Tonci, *MISE*

- Giulia Gregori, *Novamont & Cluster Tecnologico Nazionale "Chimica Verde"*

La fase idrolitica della digestione anaerobica come pretrattamento delle biomasse di scarto

*Sergio Piccinini s.piccinini@crpa.it, Mirco Garuti, Claudio Fabbri
Centro Ricerche Produzioni Animali – CRPA Lab, Sezione Ambiente ed Energia - Reggio Emilia*

1. Riassunto

Nel presente lavoro, vengono illustrati due casi di studio di digestione anaerobica in scala reale che utilizzano una fase idrolitica acida per la produzione di biogas. Nel primo caso (impianto da 1MWe alimentato a rifiuti) l'introduzione di un processo a due fasi ha permesso di abbassare il carico organico volumetrico giornaliero sul digestore idrolitico da 12,62 a 9,52 kgSV/m³ e di stabilizzare maggiormente la portata del flusso in ingresso rispetto ad una configurazione priva della fase idrolitica. Nel secondo caso (impianto da 250 kWe alimentato a biomasse agricole e sottoprodotti agro-industriali) è stato determinato lo spettro degli acidi grassi volatili mettendo in evidenza le differenze che esistono tra la fase idrolitica e la fase di metanogenesi.

Summary

In the present work two anaerobic digestion case studies at real scale of hydrolytic stage as pretreatment of substrates for biogas production are shown. In the first case (1MWe biogas plant fed with wastes) two-stage anaerobic digestion system allows to reduce the daily Organic Loading Rate (OLR) from 12,62 to 9,52 kgVS/m³ and to maintain a extremely regular feeding stream. In the second case (250 kWe biogas plant fed with agriculture feedstocks and agro-industrial by products) VFA concentrations of hydrolytic stage and methanogenesis stage are analyzed to underline their differences.

1. Introduzione

La digestione anaerobica è un processo biologico attraverso cui è possibile produrre energia rinnovabile dalla conversione in biogas di substrati organici molto diversificati (effluenti zootecnici, biomasse vegetali, sottoprodotti agro-industriali, FORSU).

Le tecnologie attualmente disponibili per la digestione anaerobica sono caratterizzate da condizioni di processo diversificate che dipendono dalla configurazione impiantistica, dalla gestione biologica (monofase o bifase) e ovviamente dalla tipologia di substrati impiegati.

La conversione della sostanza organica a biogas è possibile grazie alla cooperazione di differenti consorzi microbici: i batteri idrolitici, acidogeni e acetogeni sono responsabili della degradazione delle molecole complesse in acidi grassi volatili (AGV), anidride carbonica e idrogeno mentre gli *Archea* metanigeni sono coinvolti maggiormente nella produzione vera e propria di metano. Batteri idrolitici e *Archea* metanigeni sono microrganismi caratterizzati da condizioni di crescita diverse tra loro e un ambiente sfavorevole può penalizzare gli uni o gli altri portando nell'uno o nell'altro caso ad uno step limitante di tutto il processo.

L'utilizzo di pretrattamenti fisici, chimici e biologici ha l'obiettivo di favorire in particolare la fase di idrolisi, acidogenesi e acetogenesi per incrementare la cinetica di conversione della materia organica e portare ad una maggiore produzione globale di biogas.

Il processo di digestione anaerobica può essere fisicamente separato in due fasi operanti in fermentatori distinti; una fase biologica acida con produzione di acidi grassi volatili evita il loro accumulo nella fase di metanogenesi e viene, quindi, introdotta al fine di applicare condizioni ottimali di crescita sia per i batteri idrolitici, acidogeni e acetogeni che per i metanigeni [2,3].

Gli acidi grassi volatili e il biogas ricco in idrogeno e anidride carbonica, caratteristici della prima fase del processo, risultano essere altresì molecole potenzialmente utilizzabili per produrre in modo versatile biocombustibili e biochemicals in un contesto biotecnologico di bioraffineria integrata [3].

2. Materiali e metodi

2.1 Caratterizzazione chimico-fisica delle biomasse e del digestato

La misura del pH, la quantificazione dei solidi totali (ST), dei solidi volatili (SV), dell'acidità totale (espressa in mg CH_3COOH eq/l), dell'alcalinità totale (espressa in mg CaCO_3 eq/l) e del COD viene effettuata in accordo a quanto riportato in *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [1].

La determinazione degli acidi grassi volatili è stata effettuata tramite gascromatografo SHIMADZU GC-2010 dotato di rivelatore ad ionizzazione di fiamma (FID).

3. Risultati e discussione

3.1 Caso di studio n°1: transizione da un processo di digestione anaerobica monofase ad uno bifase

L'impianto di digestione anaerobica produce biogas per alimentare un gruppo di cogenerazione da 1 MWe. L'impianto utilizza matrici organiche caratterizzate da elevata variabilità e riconducibili alla categoria "rifiuti prodotti da agricoltura, orticoltura, acquacoltura, selvicoltura, caccia e pesca, trattamento e preparazione di alimenti": fanghi da impianti di trattamento reflui da macello (suini, bovini, avicoli), uova, matrici da industria lattiero-casearia, matrici da industria dolciaria e della panificazione, matrici da settore ortofrutticolo (piselli, spinaci, fagiolini), matrici da settore conserviero (pomodori), matrici da settore della lavorazione delle olive dei frantoi, matrici da settore vitivinicolo. L'impianto è costituito da una prevasca in cui vengono miscelati i rifiuti e i sottoprodotti conferiti, da un fermentatore di idrolisi-acidogenesi (digestore idrolitico) da circa 1.500 m³ di tipo CSTR e due identici fermentatori posti in serie (digestore primario e digestore secondario) da circa 3.000 m³ ciascuno anch'essi di tipo CSTR; tutti i digestori sono mantenuti ad una temperatura mesofila costante di circa 40°C.

L'attività sperimentale ha permesso di valutare l'effetto di determinate modifiche gestionali e operative al fine di introdurre una fase idrolitica nel processo senza apportare alcuna modifica impiantistica o utilizzo di reagenti chimici per il controllo del pH. Si sono contraddistinti tre diversi periodi:

- Periodo A (giorni 0-69): il processo biologico del digestore idrolitico non è differenziato rispetto a quello presente nel digestore primario (digestione anaerobica monofase)
- Periodo B (giorni 70-79): fase di transizione in cui si passa ad una fase acida nel digestore idrolitico. Durante questa fase viene aumentato volutamente il carico organico volumetrico con l'obiettivo di produrre acidi grassi volatili e acidificare il materiale in fermentazione.

- Periodo C (giorni 80-111): il processo biologico del digestore idrolitico è caratterizzato da fase acida stabile e si differenzia dal digestore primario (digestione anaerobica a due fasi)

	Digestore idrolitico			Digestore primario		
	Periodo A	Periodo B	Periodo C	Periodo A	Periodo B	Periodo C
pH	7,64±0,18	7,07±0,37	6,18±0,20	7,87±0,49	7,72±0,14	7,80±0,21
ST (g/kg)	54,21±1,07	58,80±5,99	66,54±4,86	52,21±7,38	54,23±1,45	53,57±2,69
SV (g/kg)	30,79±2,26	37,82±6,47	45,97±4,02	28,77±6,91	31,63±0,38	31,25±1,69
COD (g O ₂ /l)	42±8	70±26	125±17	51±9	55±11	59±15
Acidità tot. (mg/l)	5.418±557	8.784±3.484	16.998±1.120	6.614±562	6.720±221	6.357±725
Alcalinità tot. (mg/l)	14.974±343	10.721±2.595	4.835±423	14.522±779	13.220±361	13.213±727

Tab. 1 – *Caratteristiche chimico-fisiche del digestore idrolitico e del digestore primario nei tre periodi di monitoraggio.*

I parametri chimico-fisici del digestore idrolitico relativi al periodo A sono del tutto simili a quelli riscontrati nel digestore primario per tutto il periodo del monitoraggio (Tab. 1): nel periodo A, l'impianto di digestione anaerobica si caratterizza per essere di tipo monofase in cui le quattro fasi della digestione anaerobica avvengono nello stesso digestore. Il carico organico volumetrico sul digestore idrolitico è stato incrementato da un valore medio giornaliero di 12,62 kgSV/m³ del periodo A a 28,13 kgSV/m³ del periodo B (Tab. 2), provocando un accumulo di acidi organici, un repentino abbassamento del pH, un incremento dell'acidità totale e un consumo dell'alcalinità totale (Fig. 1); durante il periodo C tali valori sono risultati essere rispettivamente mediamente pari a 6,18, 16.998 mg/l e 4.835 mg/l. Nel contesto di bioraffineria la concentrazione di acidi grassi volatili raggiunta nel digestore idrolitico è tale da rendere plausibile un processo di separazione ed estrazione chimica dal digestato per ottenere molecole ad alto valore aggiunto.

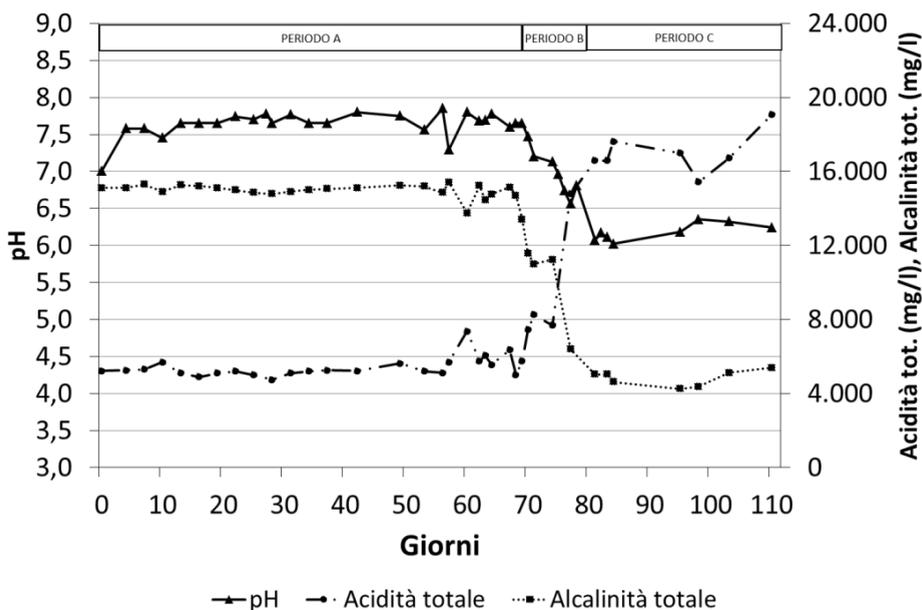


Fig. 1 – Parametri chimico-fisici del digestore idrolitico

Nel medesimo periodo, un carico organico volumetrico giornaliero mediamente pari a $9,52 \text{ kgSV/m}^3$ è stato sufficiente al mantenimento di un processo a due fasi con il digestore idrolitico in ambiente acido e al raggiungimento della potenza elettrica massima erogabile dal gruppo di cogenerazione (Fig. 2).

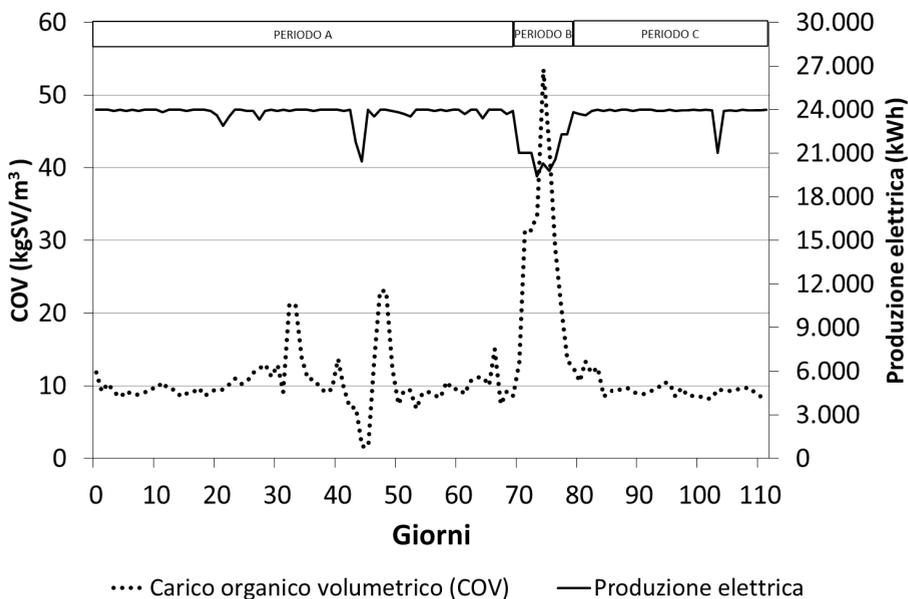


Fig. 2 – Carico organico volumetrico (COV) sul digestore idrolitico e produzione elettrica dell'impianto di digestione anaerobica

L'aumento del carico organico volumetrico non ha però portato ad un eccesso di produzione di biogas durante il periodo B che sarebbe stato evidenziato, invece, con un funzionamento a piena potenza dell'unità di cogenerazione e il consumo in torcia del biogas in eccesso. Al contrario, durante questo periodo si è assistito ad una temporanea diminuzione della produzione elettrica giornaliera (Fig. 2).

Prendendo il coefficiente di variazione come indicatore della variabilità nel carico organico volumetrico, il passaggio da un sistema biologico monofase ad uno bifase in due fermentatori separati ha stabilizzato il flusso in ingresso in quanto si è passati da una variazione del 28,5% nel periodo A al 12,4% nel periodo C (Tab. 2).

	Periodo A	Periodo B	Periodo C
Carico organico volumetrico del digestore idrolitico (kgSV/m ³ gg)	12,62±3,60	28,13±13,49	9,52±1,18
Tempo di ritenzione idraulico del digestore idrolitico (giorni)	5,8±3,4	2,6±1,2	6,2±0,4
Efficienza di sistema dell'impianto di DA (kWh/kgSV)	1,51±0,26	0,65±0,37	1,69±0,19

Tab. 2 – Parametri operativi del digestore idrolitico e indici di efficienza dell'impianto nei tre periodi di monitoraggio

L'innalzamento del carico organico volumetrico durante la fase B ha anche determinato un abbassamento, nel digestore idrolitico, del tempo di ritenzione idraulico che è stato mantenuto mediamente pari a 2,6 giorni per 10 giorni (Tab. 2); ciò può aver agevolato l'instaurarsi di consorzi microbici idrolitici/acidogeni con un wash-out dei batteri metanigeni che, invece, hanno tempi di duplicazione più elevati.

Nel periodo B e C si assiste ad un aumento progressivo del COD nel digestore idrolitico rispettivamente da 70 a 125 g/l evidenziando un accumulo di sostanza organica indegradata che è in correlazione con l'aumento dell'acidità totale (Tab. 1): è possibile che la repentina acidificazione abbia portato a condizioni che possono promuovere lo sviluppo di batteri acidogeni e idrolitici [4] ma che, al tempo stesso, siano inibenti per i metanigeni, notoriamente più sensibili. In tali condizioni si spiega l'abbassamento di metano (e quindi di energia elettrica) riscontrato nel periodo B (Fig. 2). Durante il periodo C, il COD del digestore idrolitico si è mantenuto pressoché costante e mediamente pari a 125 g/l, che risulta essere un valore tale da garantire, per le condizioni viste durante l'attività sperimentale, una fase biologica idrolitica/acidogena stabile, in accordo con dati presenti in letteratura [5].

Mettendo in relazione l'energia elettrica prodotta e la quantità di solidi volatili caricati nei tre periodi, a meno di problematiche elettro-meccaniche riscontrate al cogeneratore, si evince come l'introduzione di una fase idrolitica acida abbia quindi determinato un incremento nell'efficienza di sistema di circa il 12%, passando da una produzione di circa 1,51 kWh/kgSV nel periodo A a 1,69 kWh/kgSV nel periodo C (Tab. 2).

3.2 Caso di studio n°2: caratterizzazione degli acidi grassi volatili in un processo di digestione anaerobica bifase.

L'impianto di digestione anaerobica produce biogas per alimentare un gruppo cogenerativo da 250 kWe. La tabella di alimentazione dell'impianto prevede l'utilizzo di liquame suino, insilato di triticale, insilato di loietto, scarti della lavorazione del caffè d'orzo, sansa di oliva, farine

agro-industriali. L'impianto è costituito da un fermentatore di idrolisi-acidogenesi (digestore idrolitico) da circa 270 m³ di tipo Plug Flow modificato e un successivo fermentatore (digestore secondario) da circa 1.500 m³ di tipo CSTR; i digestori sono mantenuti ad una temperatura mesofila costante di circa 43°C. L'impianto di digestione anaerobica è caratterizzato da una stabilità delle due fasi biologiche da circa due anni e in Tab. 3 ne vengono evidenziate le caratteristiche chimiche medie analizzate durante il monitoraggio.

	Digestore idrolitico	Digestore metanigeno
pH	5,43±0,35	7,48±0,16
Acidità totale	13.919±2.337	2.328±628
Alcalinità totale	2.459±1.229	7.590±1.184
Acido Acetico	7.009±1.443	243±124
Acido Propionico	2.761±1.265	76±31
Acido butirrico	3.014±1.138	<50
Acido iso-butyrico	109±47	<50
Acido valerico	1.168±636	<50
Acido iso-valerico	456±248	<50
Acido caproico	1.931±638	<50

Tab. 3 – Caratteristiche chimiche del digestato nel digestore idrolitico e nel digestore metanigeno dell'impianto di biogas monitorato (dati espressi in mg/l)

Il carico organico volumetrico mediamente applicato sul digestore idrolitico è pari a 25,9 kgSV/m³ determinando un tempo di ritenzione mediamente di circa 5,2 giorni; la quota di ricircolo dal digestore secondario è mediamente del 10-15% v/v. Questa quota di ricircolo maggiormente alcalino è necessaria per evitare un eccessivo abbassamento del pH nel digestore idrolitico causato dalla veloce produzione di acidi grassi volatili; il ricircolo, inoltre, ha una funzione idraulica di diluzione dei substrati al carico ed una funzione biologica in quanto apporta quotidianamente batteri metanigeni utili al mantenimento di un equilibrio microbiologico di tutto il processo [5]. La quantità di ricircolo, di contro, determina anche un flusso di materiale, ricco in acidi grassi volatili, dal digestore idrolitico al digestore di metanogenesi nel quale vengono digeriti e convertiti a biogas: si passa infatti da una concentrazione degli acidi grassi volatili di tipo C3-C6 nella fase idrolitica/acidogena compresa tra 1.000-3.000 mg/l ad una concentrazione inferiore a 50 mg/l nella fase metanigena. Il rapporto tra acido acetico e acido propionico è sempre sbilanciato verso l'acido acetico sia in idrolisi (mediamente 2,53) che in metanogenesi (mediamente 3,19), evidenziano un buon equilibrio microbiologico. Il pattern degli acidi grassi volatili dipende dai substrati utilizzati e dai consorzi microbici, ma la contemporanea presenza di acido caproico (C6) e acidi organici a catena più corta C2-C5 fa ipotizzare che nel digestore idrolitico sia presente una fase mista composta da batteri idrolitici e acidogeni.

4. Conclusioni

Il monitoraggio di due impianti di digestione anaerobica in scala reale ha messo in evidenza come sia possibile pretrattare biomasse molto diversificate introducendo una fase idrolitica/acidogena e stabilizzare l'intero processo di produzione di biogas. È possibile raggiungere una fase idrolitica acida senza l'utilizzo di reagenti chimici e con configurazioni impiantistiche differenti purché si raggiungano determinate condizioni operative. La fase idrolitica/acidogena permette di produrre un pattern di acidi grassi volatili costante nel tempo, presupposto essenziale per un loro potenziale utilizzo in una piattaforma di bioraffineria.

Bibliografia

- [1] **APHA** (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th ed.. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- [2] **Cysneiros D., Banks C.J., Heaven S., Karatzas K. G.** (2011) *The role of phase separation and feed cycle length in leach beds coupled to methanogenic reactors for digestion of a solid substrate (Part 2): Hydrolysis, acidification and methanogenesis in a two-phase system.* *Bioresource Technology* 102, 7393–7400.
- [3] **Cysneiros D., Banks C.J., Heaven S., Karatzas K. G.** (2012) *The effect of pH control and 'hydraulic flush' on hydrolysis and Volatile Fatty Acids (VFA) production and profile in anaerobic leach bed reactors digesting a high solids content substrate.* *Bioresource Technology* 123, 263–271.
- [4] **Hori T., Haruta S., Ueno Y., Ishii M., Igarashi Y.** (2006). *Dynamic transition of a methanogenic population in response to the concentration of volatile fatty acids in a thermophilic anaerobic digester.* *Applied Environmental Microbiology*. 72, 1623–1630.
- [5] **Zuo Z., Wub S., Zhang W., Dong R.** (2013) *Effects of organic loading rate and effluent recirculation on the performance of two-stage anaerobic digestion of vegetable waste.* *Bioresource Technology* 146, 556–561.

ECOINNOVATION – CONVEGNO

L'IMPRONTA AMBIENTALE DEI PRODOTTI: STATO DELL'ARTE E PROSPETTIVE

Il tema della valorizzazione green dei prodotti è sempre più rilevante nelle politiche dell'Unione Europea, che ha dato vita ad una serie di iniziative volte alla valorizzazione degli aspetti ambientali delle produzioni, promuovendo metodi e modelli di valutazione basati sul ciclo di vita. La *Product Environmental Footprint* (PEF) e *Organisation Environmental Footprint* (OEF) sono metodologie disciplinate dalla Commissione Europea attraverso la Raccomandazione 2013/179/CE per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. Sono attualmente in corso delle sperimentazioni pilota a scala europea ed a livello italiano su numerose categorie di prodotto fra cui il progetto PREFER, finanziato dal programma LIFE. Esiste però l'esigenza di adattare i modelli alle peculiarità del territorio nazionale, in un'ottica di filiera, valorizzando sia la grande industria alimentare che le produzioni dei marchi di qualità, in un'ottica di eco-innovazione. Il convegno discute come l'eco-innovazione possa rappresentare una risorsa per le imprese italiane per una maggiore competitività ed innovatività, valorizzando le peculiarità dei nostri prodotti in termini di qualità, territorio, tradizione e innovazione. La sessione è dedicata alle prospettive di queste nuove metodiche anche valutando il contesto degli strumenti volontari maggiormente consolidati derivati dalla normativa ISO o da quella nazionale (compreso il GPP ed i Criteri ambientali minimi). Inoltre il convegno si occupa del settore agroalimentare, caratterizzato da due elementi portanti: la grande industria agroalimentare, leader a livello mondiale e i marchi di qualità dei prodotti, il cui numero maggiore si registra proprio nel nostro paese. Questi due aspetti sono strategici per la competitività delle imprese e possono trovare un'ulteriore spinta grazie alla valorizzazione della qualità ambientale dei prodotti con l'eco-innovazione.

A cura di: ENEA, ERVET, SSSUP, CTS Ecomondo, Confagricoltura, Ecoinnovazione srl
Presidente di sessione:
- Enrico Cancila, ERVET

L'impronta carbonica del latte e della carne bovina: uno studio per le filiere produttive dell'Emilia-Romagna

*Laura Valli l.valli@crpa.it, Aldo Dal Pra, Maria Teresa Pacchioli,
Centro Ricerche Produzioni Animali - CRPA, Reggio Emilia
Roberta Chiarini, Regione Emilia-Romagna*

Riassunto

Nell'ambito del progetto Life+ Climate ChangER coordinato dalla Regione Emilia-Romagna è stata quantificata l'impronta carbonica di tre diverse filiere produttive zootecniche: latte alimentare, latte destinato alla trasformazione in Parmigiano-Reggiano, bovini da carne. Per la filiera latte l'impronta carbonica è risultata in media pari a 1,3 kg CO₂eq per kg di latte standard (corretto per contenuto di grasso e proteina), mentre per la filiera della carne bovina a 11,3 kg CO₂eq per kg di peso vivo. Il principale contributo alla impronta carbonica deriva dalle emissioni di metano da fermentazione enterica, che, nel caso delle vacche da latte, è risultato pari a 42% delle emissioni complessive di gas serra, il che è coerente con tutti gli studi recenti. La riduzione di queste emissioni può essere ottenuta sia attraverso un miglioramento della digeribilità della dieta sia grazie a un miglioramento delle prestazioni produttive e riproduttive degli animali.

Summary

Within the project Life+ Climate ChangeER, coordinated by the Emilia-Romagna region, the carbon footprint of three different livestock production sectors was quantified: fresh milk, milk for processing into Parmigiano-Reggiano cheese, beef cattle meat. For the milk chain carbon footprint showed a mean of 1.3 kg CO₂e per kg standard milk (adjusted for fat and protein), while for the supply chain of beef to 11.3 kg CO₂e per kg live weight. The main contribution to the carbon footprint comes from emissions of methane from enteric fermentation, that was equal, in the case of dairy cows, to 42% of total emissions of greenhouse gases, which is consistent with all the recent studies. The reduction of these emissions can be achieved either by improving the digestibility of the diet or by improving the productive and reproductive performance of the animals.

1. Introduzione

Gli allevamenti di bovini forniscono il maggior contributo alle emissioni di gas serra del settore agricolo. Nell'ambito del progetto Life+ Climate ChangER, coordinato dalla Regione Emilia-Romagna, che ha come obiettivo la messa a punto di buone pratiche per la riduzione delle emissioni dei gas serra prodotte dai sistemi agro-zootecnici regionali, è stata valutata, mediante analisi del ciclo di vita, l'impronta carbonica di tre diverse filiere produttive zootecniche: latte fresco, latte destinato alla trasformazione in Parmigiano-Reggiano, bovini da carne. La valutazione si è basata su dati di 6-8 casi aziendali per ciascuna filiera. Lo studio

è stato effettuato utilizzando un approccio attribuzionale, considerando i confini del sistema dalla culla al cancello dell'azienda agricola.

2. Relazione

Nello studio è stata calcolata l'impronta carbonica di aziende a scala reale, tutte site in regione Emilia-Romagna, presso le quali sono stati raccolti, mediante un apposito questionario, i necessari dati aziendali relativi a due annate produttive, in particolare: composizione della mandria, caratteristiche della razione, modalità di stabulazione degli animali, modalità di produzione e rese delle colture aziendali, prodotti in input (fertilizzanti, mangimi, sementi, energia, etc.).

2.1 Confini del sistema e unità funzionale

Il sistema analizzato include le emissioni di gas serra (GreenHouseGases, GHG) a monte dell'azienda zootecnica e quelle che avvengono nella azienda (*from cradle to farm gate*). Sono quindi considerate le emissioni enteriche dei bovini, le emissioni dalla fase di gestione delle deiezioni, le emissioni derivanti dall'uso delle fonti energetiche, e quelle che avvengono nella fase di coltivazione dei terreni aziendali, quali le emissioni di protossido di azoto dovute alle fertilizzazioni azotate e le emissioni derivanti dall'uso dei combustibili per le macchine agricole. Il sistema include, inoltre, le emissioni di GHG indotte dalla produzione dei mezzi tecnici utilizzati in azienda, mentre è esclusa la fase di trasformazione del prodotto a valle della azienda zootecnica.

L'unità funzionale, nel caso della filiera da latte, è 1 kg di latte vaccino fresco standard (standardizzato a un tenore in grasso del 4% e in proteina del 3,3%, FPCM = fat and protein corrected milk), mentre per la filiera carne è 1 kg di peso vivo dell'animale in uscita della azienda produttrice.

Nella stima delle emissioni dei GHG si sono utilizzati i fattori di caratterizzazione di IPCC 2006 [1] per metano e protossido di azoto, rispettivamente GWP=25 e GWP=298.

2.2 Allocazione

Nel presente studio, per la allocazione fra latte e carne, nel caso delle aziende da latte, è stato impiegato l'approccio proposto dell'International Dairy Federation [2], volto ad armonizzare le metodologie nella valutazione della impronta del carbonio della produzione di latte. Viene qui considerato preferibile un criterio di allocazione fisica fra carne e latte (ossia basato sul peso dei prodotti), che permette di ripartire gli impatti fra le due produzioni. La percentuale di impatto da attribuire al latte viene calcolata utilizzando la equazione:

$$AF = 1 - 5.7717 \times R$$

dove:

AF= fattore di allocazione per il latte, ovvero percentuale dell'impatto complessivo da attribuire al latte

$$R = M_{\text{carne}} / M_{\text{latte}},$$

dove M_{carne} = somma del peso vivo di tutti gli animali venduti (kg) e M_{latte} = latte venduto (kg), corretto al 4% di grasso e al 3.3% di proteina.

2.3 Le aziende analizzate

Le sei aziende per latte alimentare analizzate nello studio conferiscono il latte alla Granarolo; si trovano nelle province di Modena e Bologna, collocate in aree di pianura o di prima collina e sono caratterizzate da una dimensione aziendale media (da 56 a 244 capi produttivi). La produzione di latte è risultata mediamente elevata, con tre aziende attorno a 9000 kg/a di latte standard per vacca produttiva, una azienda con oltre 10000 kg/a e una azienda con prestazioni un po' peggiori, attorno a 6500 kg/a.

La superficie aziendale mostra differenze abbastanza marcate fra le aziende, variando fra 62 e 376 ha. Alcune aziende, infatti, hanno terreno non completamente sufficiente a coprire i fabbisogni in foraggio degli animali, mentre altre hanno un assetto colturale differenziato, con produzione anche di colture da commercializzare. La quota di superficie aziendale destinata alla alimentazione degli animali varia, di conseguenza, fra il 34 e il 96% della superficie aziendale totale.

La quota di rimonta nelle aziende da latte alimentare analizzate va dal 37 al 59% del totale dei capi. È questo un parametro che ha grande influenza sulla impronta del carbonio del latte, in quanto gli animali da rimonta contribuiscono alle emissioni, in particolare quelle enteriche, mentre non contribuiscono alla produzione di latte. Una bassa quota di rimonta è uno dei fattori in grado di ridurre in modo significativo l'impronta carbonica del latte. Una elevata quota di rimonta è, in genere, associata ad allevamenti molto produttivi, che hanno un più rapido turnover delle bovine rispetto ad allevamenti meno intensivi.

In Tab. 1 vengono riportati i principali indici tecnici per le aziende da latte alimentare.

Indici produttivi	Aziende Granarolo					
	LA1	LA2	LA3	LA4	LA5	LA6
latte prodotto (kg/vacca/anno)	8 920	6 421	8 916	10 333	8 713	7 986
latte standard (kg/vacca/anno)	8 977	6 544	8 891	10 082	9 006	7 912
% grasso nel latte	3.98	4.02	4.01	3.79	4.14	3.85
% proteina nel latte	3.41	3.52	3.25	3.31	3.52	3.42
carne venduta (kg/a)	7 500	26 500	63 180	18 450	23 050	23 950
carne venduta (kg/t latte std)	15.1	31.1	29.1	16.6	26.7	25.2
% allocazione su latte (IDF)	91.3%	82.0%	83.2%	90.4%	84.2%	85.4%

Tab. 1 – Aziende da latte alimentare: indici tecnici e produttivi

Le sei aziende da latte per Parmigiano-Reggiano sono tutte stalle sociali che conferiscono il latte a Parmareggio. Le aziende si trovano nelle province di Reggio Emilia e Modena, collocate in aree di pianura, di prima collina e di collina e sono caratterizzate da una dimensione aziendale medio-grande (290-950 capi produttivi). La quota di rimonta nelle aziende da latte per Parmigiano-Reggiano analizzate è risultata meno differenziata che nelle aziende da latte alimentare, con una variabilità dal 41 al 56% del totale dei capi.

La produzione di latte nelle aziende da latte per Parmigiano-Reggiano è risultata mediamente buona e molto omogenea fra le aziende, con tre aziende attorno a 8200-8300 kg/a di latte standard per vacca produttiva, una azienda con quasi 9000 kg/a, una sopra 9000 kg/a e una azienda con prestazioni un po' peggiori, attorno a 7500 kg/a. La superficie aziendale include la superficie di erba medica dei soci delle stalle cooperative, necessaria ai fabbisogni alimentari delle bovine. Si tratta di superfici rilevanti rispetto alla effettiva superficie aziendale in proprietà della stalla e raggiunge mediamente il 71% della superficie complessivamente destinata alla produzione di foraggi. La quota di superficie aziendale destinata alla alimentazione degli animali (inclusa quella dei soci) risulta sempre molto elevata, fra il 76 e il 100% della superficie aziendale totale, in quanto di norma l'unica coltura non foraggera dell'avvicendamento colturale è il frumento da granella.

In Tab. 2 vengono riportati i principali indici tecnici per le aziende da latte per Parmigiano-Reggiano.

Indici produttivi	Aziende Parmareggio					
	PR1	PR2	PR3	PR4	PR5	PR6
latte prodotto (kg/vacca/anno)	8 731	9 484	8 151	9 415	8 934	8 835
latte standard (kg/vacca/anno)	8 137	8 855	7 546	9 390	8 345	8 199
% grasso nel latte	3.37	3.33	3.33	3.79	3.40	3.37
% proteina nel latte	3.42	3.51	3.40	3.60	3.40	3.37
carne venduta (kg/a)	80 000	130 700	50 508	238 400	176 200	141 600
carne venduta (kg/t latte std)	24.0	21.6	22.8	26.6	29.5	25.0
% allocazione su latte (IDF)	86.2%	85.9%	82.0%	84.6%	80.9%	85.6%

Tab. 2 – Aziende da latte per Parmigiano-Reggiano: indici tecnici e produttivi

Nella filiera dei bovini da carne sono state selezionate 8 aziende, site nelle province di Piacenza, Modena, Bologna e Ferrara, che conferiscono gli animali all'azienda di trasformazione Unipeg. Gli allevamenti hanno dimensioni aziendali piuttosto diversificate, con una presenza media di capi in stalla che va da 100 a oltre 4300 bovini da ingrasso. Quasi tutte le aziende allevano solo capi maschi di razza Charolaise, da un peso medio iniziale di circa 400 kg a un peso finale di 700-750 kg. Solo una azienda alleva anche femmine con peso iniziale di 300 kg e finale di 450 kg. Una azienda alleva vitelloni Limousine con peso iniziale di 220 kg e finale di circa 600 kg.

2.4 Risultati

Per le aziende di vacche da latte lo studio relativo alle 12 aziende analizzate ha portato a un valore medio della impronta carbonica del latte pari a 1.31 kgCO_{2eq}/kg FPCM (range min-max = 1.19-1.42 kgCO_{2eq}/kg FPCM) per la filiera del latte da Parmigiano-Reggiano e pari a 1.27 kgCO_{2eq}/kg FPCM (range min-max = 1.17-1.36 kgCO_{2eq}/kg FPCM) per quella del latte alimentare. Si tratta di valori in linea con quelli di letteratura che riportano valori compresi fra 0.9 e 1.4 kgCO_{2eq}/kg latte [3].

Le voci che ha un peso nettamente preponderante sulle emissioni complessive è costituita dalle emissioni enteriche, che mediamente sommano il 41% del totale nel caso della filiera da Parmigiano-Reggiano e il 42% in quella da latte alimentare. La seconda quota per importanza sono le emissioni associate alla produzione degli alimenti acquistati, che mediamente incidono per il 30% e il 23% rispettivamente per le due filiere. Minori responsabilità, con valori attorno a 6-10% per ciascuna, sono associate alle emissioni di CH₄ e di N₂O dalla gestione delle deiezioni, di N₂O dalle fertilizzazioni e di CO₂ per la produzione dei mezzi tecnici.

Sulle emissioni enteriche ha una influenza decisiva la digeribilità della razione, che, nelle stime effettuate, è stata considerata pari al valore fisso del 65%, che è il valore di default suggerito da IPCC ed è quello utilizzato nell'inventario nazionale delle emissioni. Data la sua importanza è proprio su questo fattore che, nell'ambito del progetto, ci si propone di sviluppare una metodologia di stima di dettaglio, che tenga conto della qualità della dieta e della sua digeribilità e che sia in grado di consentire una valutazione capace di evidenziare le differenze fra azienda e azienda e gli effetti di possibili modifiche migliorative.

Un altro elemento che ha grande influenza, non solo sulle emissioni enteriche, ma anche sull'impatto complessivo, è la quota di rimonta presente in azienda. Gli animali da rimonta, infatti, sono animali che non contribuiscono ancora alla produzione di latte, ma che invece contribuiscono alle emissioni di GHG. Un allungamento della carriera produttiva delle bovine consentirebbe una riduzione del tasso di sostituzione degli animali, con conseguenze positive sulla impronta carbonica.

Dalla analisi condotta emerge anche la grande responsabilità sull'impatto complessivo attribuibile agli alimenti extra-aziendali. Una aumento della quota di alimenti prodotti localmente può essere una misura in grado di mitigare in modo significativo l'impronta carbonica.

Nel caso dei bovini da carne è risultato un valore medio della IC della carne bovina pari a 11.3 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ peso vivo (range min-max = 9.2-13.3 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ peso vivo), ovvero 19.5 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ peso morto. Si tratta di valori in linea con quelli di letteratura [3] che riportano valori compresi fra 15.6 e 25.3 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ peso morto e anche con la dichiarazione di prodotto EPD della carne di bovino adulto di Coop [4], che riporta un valore del tutto in linea con i risultati qui ottenuti, pari a 18.2 $\text{kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ di carcassa.

Nel caso delle aziende dei bovini da carne è evidente il grande peso (in media oltre il 70% del totale) che ha sulla impronta carbonica la quota di emissioni attribuibile alla produzione del vitello che viene acquistato dalla azienda da ingrasso. Va infatti considerato che le aziende della filiera monitorata acquistano animali di peso medio piuttosto elevato, nella maggior parte dei casi superiore a 400 kg, per portarli a fine ciclo a un peso finale di oltre 700 kg.

La seconda voce per importanza di impatto (9% in media) sono gli alimenti acquistati (mangimi, integratori, nuclei proteici). Seguono le emissioni enteriche (8.5%) e le emissioni di CH4 dalla gestione delle deiezioni (4%).

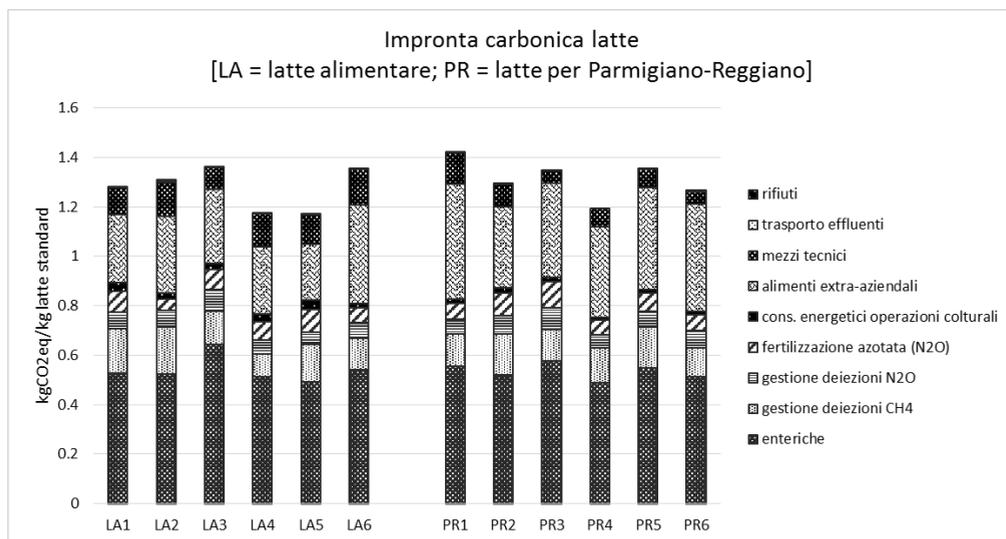


Fig. 1 – Impronta del carbonio ($\text{kg CO}_{2\text{eq}}$ per kg di latte standard) per le aziende da latte analizzate nello studio

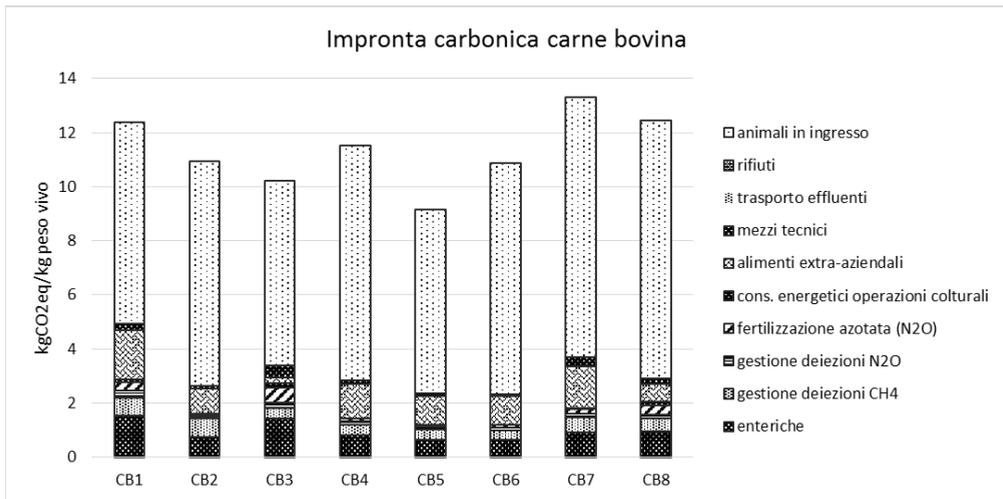


Fig. 2 – Impronta del carbonio (kg CO₂eq per kg di peso vivo) per le aziende da carne analizzate nello studio

3. Conclusioni

Lo studio condotto ha evidenziato che le opzioni di mitigazione della impronta carbonica più efficaci e più semplici da implementare nelle aziende bovine da latte e da carne sono quelle che comportano una riduzione degli input extra-aziendali, quali la riduzione della quota di alimenti non prodotti in azienda, la riduzione del tenore proteico della razione, la ottimizzazione dell'uso degli effluenti che può ridurre la necessità di concimi minerali e gli interventi di risparmio di energia e di carburanti.

Molto importante è anche una buona qualità degli alimenti somministrati agli animali, in quanto un aumento della digeribilità della razione è in grado di ridurre in modo significativo le emissioni enteriche, che sono quelle che danno il maggiore contributo alle emissioni complessive.

Altri interventi di miglioramento della efficienza produttiva, che sono comunque prioritari per gli allevatori, quali il miglioramento della fertilità, l'allungamento della longevità produttiva, la riduzione della mortalità, sono, inoltre, in grado di ridurre l'impronta carbonica dei prodotti zootecnici, consentendo al contempo maggiori margini economici per i produttori.

Bibliografia

- [1] 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 10 - Emissions From Livestock And Manure Management
- [2] FIL – IDF (2010) A common carbon footprint approach for dairy. The IDF standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin of the international Dairy Federation 445/2010 <http://www.idf-lca-guide.org/Files/media/Documents/445-2010-A-common-carbon-footprint-approach-for-dairy.pdf>
- [3] de Vries M., de Boer I.J.M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments, Livestock Science 128 (2010) 1–11;
- [4] Coop - Dichiarazione ambientale di prodotto della Carne di bovino adulto a marchio Coop, CPC code: 2111 and 2113 Meat of mammals Fresh, chilled or frozen /Approval date: 2013-10-30 / Registration number: S-P-00495 Valid three years / Revision: 0

La registrazione Emas per le aree naturali protette: ruolo e importanza dei “benefici esterni”

*Alfredo Ernesto Di Noia alfredo.dinoia@unifg.it, Giuseppe Martino Nicoletti
CeSETEA, Dipartimento di Economia, Università di Foggia, Foggia*

Riassunto

Nel contributo si riportano i risultati di un'indagine finalizzata alla comprensione della “percezione dell'importanza” dei benefici esterni, tangibili ed intangibili, conseguenti all'implementazione di un sistema di gestione ambientale registrato Emas, sottoposta ai responsabili delle aree naturali protette (ANP) italiane registrate (codice NACE 91.04). Tali risultati sono stati analizzati attraverso l'impiego di una consolidata metodologia multi-criterio, denominata “Analytic Hierarchy Process”. L'analisi dei risultati evidenzia un'elevata percezione dell'importanza per le ANP dell'opportunità di registrarsi Emas. Ciò al fine di conseguire soprattutto benefici tangibili (miglioramenti ambientali indiretti, orientamento delle decisioni aziendali verso la sostenibilità, ottenimento di finanziamenti pubblici). Tra i benefici intangibili emerge una chiara consapevolezza dell'opportunità di ottenere vantaggi dall'agire in rete.

Summary

In this paper we show results of a survey, submitted to the leaders of Italian national protected areas (NACE code 91.04), with Emas registration, on the understanding of “perceived relevance” of the external benefits, tangible and intangible, resulting from the implementation of the registered environmental management system. The results were analyzed through the employment of well-established multi-criteria methodology, referred to as “Analytic Hierarchy Process”. The results show a high perception of the importance of the opportunities offered by Emas scheme. This is to achieve tangible benefits especially (indirect environmental improvements, orientation of business decisions towards sustainability, achievement of public funding). There is also a clear awareness of the opportunities to obtain intangible benefits when they are networking.

1. Introduzione

Il sistema delle aree naturali protette (ANP) si è dotato negli anni di diversi specifici strumenti di gestione tesi a “certificare” il raggiungimento degli obiettivi di tutela e valorizzazione del patrimonio naturale e paesaggistico, anche in armonia con lo sviluppo socio-economico degli operatori del bacino di gravitazione (legge 394/1991). Tra tali strumenti si ricordano il “Diploma Europeo delle Aree Protette” e la “Carta Europea per il Turismo Sostenibile”. Tali riconoscimenti pur risultando dei processi di certificazione non portano all'adozione di un sistema di gestione ambientale (SGA), come nei casi della certificazione ISO 14001 e registrazione Emas (Regolamento CE/1221/2009). Questi strumenti sono, infatti, caratterizzati da un più forte potenziale di credibilità e legittimità normativa ed

ambientale [1]. In particolare, la registrazione Emas potrebbe diventare un volano efficace in grado di amplificare i benefici generati dagli altri riconoscimenti. Onde creare un circolo virtuoso tra queste differenti tipologie di strumenti occorre che i responsabili gestionali delle ANP abbiano il necessario livello di consapevolezza della varietà dei benefici generati, in particolare dalla registrazione Emas. Ciò al fine di definire *politiche ambientali* capaci di “stimolare” sia l’integrazione tra le strategie e gli aspetti positivi dei SGA (registrati Emas) e quelli degli altri riconoscimenti, sia l’identificazione e la preservazione di vantaggi competitivi efficaci e duraturi per le ANP.

Nel presente contributo si riportano i risultati di un’indagine finalizzata alla *comprensione della “percezione dell’importanza” dei benefici conseguenti all’implementazione di un sistema di gestione ambientale registrato Emas* sottoposta ai responsabili delle ANP italiane (codice NACE 91.04) registrate. Nello specifico, sono stati analizzati i benefici esterni, tangibili ed intangibili, attraverso l’impiego di una consolidata metodologia multi-criterio, denominata “Analytic Hierarchy Process” (AHP).

2. Relazione

La legge 394/1991 che ha disciplinato il sistema della ANP, ne ha previsto una classificazione con l’istituzione dell’elenco ufficiale (EUANP). Il suo ultimo aggiornamento (6° aggiornamento, Delibera Conferenza Stato-Regioni del 17/12/2009, G.U.R.I. n. 125 del 31/05/2010) indica, in Italia, la presenza complessiva di n. 871 ANP, suddivise nelle differenti tipologie: parco nazionale (24), area marina protetta (27), riserva naturale statale (147), parco naturale regionale (134), riserva naturale regionale (365), altre tipologie (174). Al 21/05/2015, sedici ANP erano quelle registrate Emas (ANP Emas). (Tab. 1)

Data di registrazione	Area Naturale Protetta	Partecipanti all’indagine	“Consistenti” secondo l’AHP
20/11/2009	Area Marina Protetta Capo Carbonara	P	
20/05/2003	Parco Naturale Mont Avic	P	C
17/06/2004	Ente Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi	P	
07/10/2004	Associazione Italiana per il WWF for nature - ONLUS Soggetto Gestore della Riserva Naturale Marina di Miramare	P	
19/12/2006	Parco Naturale Adamello Brenta	P	C
28/02/2007	Riserva Naturale Monte Rufeno	P	
21/03/2007	Ente Parco Nazionale del Gargano	P	
14/02/2008	Ente di Gestione per i Parchi e la Biodiversità Emilia Occidentale	P	
14/02/2008	Ente Parco di Montemarcello - Magra Parco Naturale Regionale	P	C
19/03/2008	Parchi Val di Cornia S.p.A.	P	
06/06/2011	Ente di Gestione delle Aree Protette dell’Ossola	n.r.	
13/03/2012	Parco Naturale Regionale Dolomiti Friulane	P	C
04/04/2012	Ente Parco Nazionale Gran Paradiso	n.r.	

Segue

Data di registrazione	Area Naturale Protetta	Partecipanti all'indagine	"Consistenti" secondo l'AHP
03/09/2014	Azienda Speciale Parco di Porto Conte	P	
24/07/2009	Consorzio Plemmirio	P	
22/12/2005	Consorzio di gestione Torre Guaceto	P	

Legenda: P = partecipante; C = "consistente"; n.r. = non ha risposto al questionario

Fonti: <http://ec.europa.eu/environment/emas/register/search/search.do>; <http://www.isprambiente.gov.it/it/certificazioni/emas/elenco-organizzazioni-registrate-emas>

Tab. 1 – ANP registrate Emas al 21/05/2015 con l'evidenziazione di quelle partecipanti all'indagine e quelle le cui risposte erano "consistenti" secondo la metodologia AHP

Per comprendere le ragioni della ridotta diffusione delle ANP Emas diventa strategico "conoscere" il livello di consapevolezza dei loro responsabili in relazione al ruolo e all'importanza dei benefici specifici "percepiti" derivanti da tale registrazione.

L'obiettivo della ricerca riguarda la comprensione della "percezione dell'importanza" dei *benefici potenziali esterni* conseguiti e conseguibili per le ANP Emas.

I benefici potenziali di tali organizzazioni sono stati definiti consultando le loro dichiarazioni ambientali e la letteratura specializzata [2-5]. Tali benefici sono stati raggruppati in tre tipologie: benefici gestionali interni (BGI), benefici esterni tangibili (BET) e benefici esterni intangibili (BEI). I primi sono stati ampiamente indagati [2-3], mentre i benefici esterni (Tab. 2) hanno costituito lo scopo principale di questa ricerca, poiché la loro analisi può fornire un contributo efficace per la comprensione del loro ruolo e per l'individuazione di potenziali fattori critici di successo per le ANP Emas. Per quanto riguarda i BEI si è ritenuto utile disaggregare quelli relativi ai "miglioramenti dei rapporti con gli stakeholder", ovvero pubblica amministrazione (PA), cittadini. L'interesse per la PA dipende dalla circostanza che le ANP Emas, essendo quasi tutte pubbliche, in base alla legge 394/1991 (tra le finalità principali, *art. 1 comma 5*: "Nella tutela e nella gestione delle aree naturali protette, lo Stato, le regioni e gli enti locali attuano forme di cooperazione e di intesa...") potrebbero beneficiare della cooperazione di altre PA. Quindi conoscere la percezione che il contributo di Emas può dare al miglioramento della cooperazione con le PPAA consentirebbe di monitorare il perseguimento di questa importante finalità della legge istitutiva delle ANP. L'attenzione alla sensibilizzazione e alla soddisfazione dei cittadini nasce dalla necessità di conoscerne l'importanza percepita nei territori di riferimento. Tale percezione diventa importante poiché i cittadini, in molti casi, possono diventare un ostacolo nell'attuazione delle politiche delle ANP Emas, in quanto percepite non come un'opportunità ma come un impedimento alla propria idea di sviluppo e ai propri progetti imprenditoriali, che molte volte sono caratterizzati da un'attenzione "marginale" nei confronti della sostenibilità [6].

BET	BEI
<ul style="list-style-type: none"> - Aumento possibilità di finanziamenti pubblici (AFP); - Aumento realizzazione progetti locali (APL); - Aumento “Influenza” sui comportamenti ambientali di appaltatori e fornitori (AIAF); - Miglioramenti ambientali “indiretti” (MAI) <ul style="list-style-type: none"> • Riduzione emissioni diffuse da incendi boschivi (RIB); • Riduzione emissioni diffuse da traffico veicolare per pressione antropica visitatori (RETV); • Riduzione consumi idrici popolazione e qualità ambientale corpi idrici sotterranei (RCIPeQACIS); • Miglioramento depurazione acque reflue comuni (MDARC); • Miglioramento qualità ambientale corpi idrici superficiali (MQACIS); • Riduzione produzione di rifiuti e promozione raccolta differenziata (RPRRePRD); • Aumento produzione di energia da fonti rinnovabili (APEFR); • Riduzione rumore ambientale (RRA); • Migliore gestione traffico veicolare (MGTV). 	<ul style="list-style-type: none"> - Miglioramento immagine (MI); - Miglioramento relazioni con altre PA (MRPA); - Aumento soddisfazione dei cittadini (ASC); - Maggior sensibilizzazione dei cittadini sulle tematiche ambientali (MSCA); - Miglior gestione aspetti ambientali per interi territori con adesione a network di organizzazioni registrate Emas (MGAN)

Tab. 2 – Potenziali Benefici Esterni Tangibili (BET) e Intangibili (BEI)

L'analisi dei benefici esterni potenziali è stata condotta utilizzando la metodologia multi-criterio Analytic Hierarchy Process (AHP). Questa metodologia è molto “potente” per risolvere problemi decisionali complessi mediante una loro gerarchizzazione stratificata [7]. L'applicazione della AHP è articolata in quattro step:

- definizione del problema e determinazione obiettivo, con gerarchizzazione (Fig. 1);
- raccolta dati (somministrazione di un questionario on line ai direttori, o loro incaricati, con responsabilità tecniche Emas, riguardante la comparazione a coppia dei benefici ai fini della rilevazione dell'importanza relativa) (metodologia AHP);
- analisi dei dati: si è impiegato il software *BPMSG AHP Online System* [8];
- analisi dei risultati (classifica delle “priorità consolidate” relative alle comparazioni dei benefici riportate nei questionari con un rapporto di consistenza $\leq 0,1$). Dei quattordici questionari compilati, la AHP ne valuta solo quattro “consistenti”; gli altri dieci, invece, presentano un “rapporto di consistenza” superiore a 0,1 e, pertanto, sono stati esclusi dall'analisi (Tab. 1).

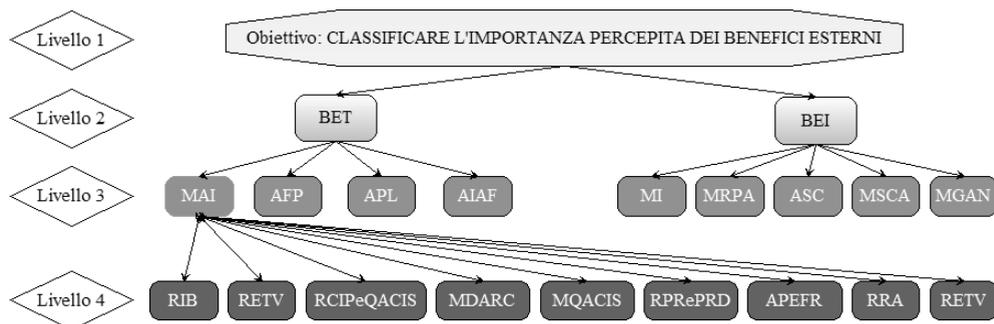


Fig. 1 – Schema gerarchico della AHP utilizzato nello studio

I risultati riferiti alle “priorità consolidate” del gruppo dei questionari accettati, hanno registrato un livello di consenso pari a circa il 54%. Nella classifica di tali priorità, nelle prime tre posizioni si trovano MAI, AIAF e AFP (BET), al IV e V posto si trovano MGAN e MSCA (BEI) (Tab. 3). Tra i BET percepiti aventi il maggior livello di importanza si trovano quelli legati strettamente alla gestione ambientale, ovvero MAI e AIAF. Quest’ultimo beneficio è stato considerato come singola categoria, e non come sottocategoria dei MAI, perché si è voluto verificare se, con la registrazione Emas, i rispondenti percepivano l’aumento del livello di sostenibilità di appaltatori e fornitori, con il conseguente miglioramento della “competitività” dell’ANP Emas, caratterizzandolo, quindi, come territorio con elevata sostenibilità “diffusa”. [6, 9]

Tra i BEI, il più importante risulta essere l’adesione a network di organizzazioni registrate Emas, probabilmente perché si ritiene di poter beneficiare delle sinergie che si possono conseguire con la condivisione, ad esempio, delle “best practice” sviluppate dai vari aderenti. Il secondo in classifica dei BEI è stato l’influenza della registrazione Emas sull’aumento della consapevolezza dei cittadini sulle tematiche ambientali. Ciò indicherebbe l’esistenza di buone probabilità di successo delle politiche delle ANP Emas. Il BEI relativo al miglioramento dei rapporti con la PA, si trova in fondo alla graduatoria. Ciò potrebbe indicare che la registrazione Emas non è percepita come strumento di “cooperazione” possibile tra le PPAA. Ciò molto probabilmente dipende dal ruolo di controllo che rivestono alcune PPAA, come ad esempio quello rivestito dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell’Ambiente nel processo di registrazione. Inoltre, è da sottolineare che i benefici relativi al MI, che, intuitivamente, in termini di costruzione di una “immagine” positiva a livello territoriale, nazionale ed europeo, potevano essere considerati tra quelli di maggiore importanza generati dalla registrazione Emas, si sono, invece, classificati al terz’ultimo posto. Tale risultato induce a riflessioni critiche sulla potenziale mancanza di efficacia delle politiche di comunicazione relative alle caratteristiche positive più salienti di Emas, ed in particolare sui benefici generati dall’impiego del logo Emas come strumento di marketing.

Per quanto riguarda le sottocategorie del MAI (livello 4 della figura 1), la relativa classifica (Fig. 2) mostra nelle prime tre posizioni dei benefici rispettivamente MQACIS, RPRRePRD e MGTV. Questi benefici riguardano tematiche ambientali tra quelle più importanti: gestione ottimale dell’acqua, dei rifiuti e del traffico stradale. Mentre nelle ultime tre posizioni si trovano RRA, RCIPeQACIS e RIB. Tale minore percezione di importanza può essere generata dalla particolare natura dell’ente di gestione dell’ANP Emas che non ha competenze dirette sulle questioni del rumore, dell’acqua potabile e della loro depurazione. Infine, l’ultima posizione assegnata a RIB può essere attribuita alla localizzazione geografica delle ANP “consistenti” posizionate tutte nel Nord Italia e, molto probabilmente, non interessate dal fenomeno molto diffuso al Sud degli incendi boschivi, colposi o dolosi, che si verificano soprattutto nel periodo estivo.

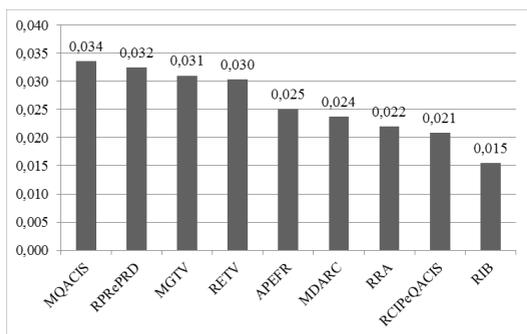


Fig. 2 – Classifica percezione importanza relativi ai Miglioramenti Ambientali Indiretti (Livello 4)

Benefici	BET	BEI
MAI	0,235	
AIAF	0,162	
AFP	0,160	
MGAN		0,109
MSCA		
	0,092	
APL	0,092	
MI		0,058
ASC		0,049
MRPA		0,042

Tab. 3 – Classifica percezione importanza benefici, suddivisi tra BET e BEI

3. Conclusioni

L'analisi dei risultati dello studio evidenzia un'elevata percezione di importanza per le ANP delle opportunità di registrarsi Emas. Ciò al fine di conseguire soprattutto BET garantiti dai miglioramenti ambientali indiretti, ma anche di orientare le decisioni strategiche delle aziende verso la sostenibilità e per ottenere finanziamenti pubblici, finanche in questo periodo di "spending review" e di "credit crunch". Tali opportunità costituiscono vantaggi competitivi che potrebbero essere colti dai policy-maker delle ANP per prendere in considerazione la possibilità di avviare il processo di registrazione Emas, perfino in modo combinato con gli altri strumenti di riconoscimento.

Per quanto riguarda la percezione di importanza del conseguimento di BEI si evidenzia l'esistenza di una chiara consapevolezza delle ANP registrate dell'opportunità di ottenere benefici nell'agire in rete. Ciò potrebbe essere una base interessante su cui lavorare per costruire un progetto di più ampio respiro per far confluire le ANP registrate in un "Club Emas delle ANP italiane".

D'altra parte i limiti dello studio consistono, da un lato, nella mancanza di una consultazione preliminare delle ANP ai fini della definizione dei benefici potenziali, e, dall'altro, nel numero limitato delle organizzazioni partecipanti risultate "consistenti" secondo la metodologia AHP. Entrambe queste limitazioni potrebbero essere agevolmente superate in un prossimo studio operando sia sul fronte della costruzione del consenso ex-ante circa la tipologia di benefici potenziali conseguibili da valutare, sia mediante la predisposizione di una differente modalità di partecipazione, con l'attivazione di un processo iterativo sulle risposte del questionario che consente al rispondente di "orientarsi" verso risposte con un rapporto di consistenza accettabile. In aggiunta, la mancanza di un'adeguata percezione di importanza dei benefici esterni potrebbe essere superata se risultano disponibili maggiori "evidenze" ed una loro comunicazione mirata da attivarsi nel processo di registrazione Emas. Tali strategie comunicative potrebbero migliorare le percezioni e le aspettative rendendole più realistiche e conformi alle differenti tipologie di stakeholder. Infine, dal punto di vista dell'approccio metodologico questo contributo potrebbe rappresentare una buona base di partenza da affinare in uno studio futuro sulle tematiche dei benefici esterni.

Bibliografia

- [1] **D'Alessandro B., Masone M.**, "EMAS ed Ecolabel nei Parchi, Comunità Montane e Aree Naturali", 2015. <http://www.isprambiente.gov.it/it/certificazioni/files/emas/2015/emas-ecolabel-nei-parchi>. Accesso 07/09/2015.
- [2] **Vernon J., Peacock M., Belin A., Ganzleben C., Candel M.**, "Study on the Costs and Benefits of EMAS

- to Registered Organisations”, 2009. http://ec.europa.eu/environment/emas/pdf/news/costs_and_benefits_of_emas.pdf. Accesso 07/09/2015.
- [3] **Tarí J.J., Molina-Azorín J.F., Heras I.**, “Benefits of the ISO 9001 and ISO 14001 standards: A literature review”, *Journal of Industrial Engineering and Management*, 5(2), (2012), 297-322.
- [4] **Di Noia A. E., Nicoletti G. M.**, “ISO 14001 Certification: Benefits, Costs and Expectations for Organizations”, in: 13th International Commodity Science Conference “Current Trends In Commodity Science”, Book of Abstracts, Poznan University of Economics, 22nd - 25th June 2015, Poznan - Dolsk, Poland, p. 130.
- [5] **D’Alessandro B., Masone M.**, 2014, “Benefici ed incentivi a livello locale per l’adesione ad EMAS ed Ecolabel”. <http://www.isprambiente.gov.it/it/certificazioni/files/articoli/benefici-e-incentivi-a-livello-locale-per-l2019adesione-ad-emas-ed-ecolabel>. Accesso 07/09/2015.
- [6] **Rodríguez-Rodríguez D., Rees S.E., Rodwell L.D., Attrill, M.J.**, “Assessing the socioeconomic effects of multiple-use MPAs in a European setting: A national stakeholders’ perspective”. *Environmental Science and Policy* 48: 115–127, (2015).
- [7] **Saaty T. L.**, “Fundamentals of decision making and priority theory with the AHP”, RWS Publications, Pittsburgh, PA, 1994.
- [8] **Goepel K. D.**, “BPMSG’s AHP Online System”. <http://bpmsg.com/academic/ahp.php>. latest update 2014-05-14.
- [9] **Correia F., Font X.**, “THE BUSINESS CASE FOR SUSTAINABILITY - Evidence that tourism businesses in protected areas perform best when they also implement sustainability actions”, <http://www.europarc.org/wp-content/uploads/2015/05/STEPPE-1-whole-report-The-business-case-for-sustainability.pdf>. Accesso 07/09/2015.

Analisi comparativa degli strumenti disponibili al fine della soddisfazione degli obblighi normativi in capo al tecnico ambientale

*Andrea Alessandrini tecnici@aing.biz, Ambiente ingegneria
Germán Lacasa Beltrán, geologo*

Riassunto

L'articolo, considerando Italia e Spagna, descrive gli obblighi derivanti da norme (sia volontarie che coercitive) che ha, sotto la propria responsabilità, il tecnico ambientale.

In entrambe le nazioni però sono necessari, al tecnico ambientale o più in generale a chi ricopre posizioni di rilievo, strumenti ausiliari di aggiornamento e gestione delle incombenze: pena la sanzione (amministrativa, disciplinare, penale o pecuniaria).

Un confronto con la pratica professionale ha permesso di agglutinare 9 modi principali di aggiornamento normativo per i quali è presentata una descrizione ed è stata svolta un'analisi comparativa qualitativa.

Sono stati valutati, secondo la loro capacità di fornire notizia, dei cambiamenti introdotti rispetto alla norma o la pratica da seguire, affidabilità delle informazioni fornite, al tempo impiegato dal professionista, per la raccolta delle informazioni, i costi a cui sottopone il professionista richiedente, ed infine la personalizzazione raggiungibile delle informazioni ottenute.

È presentato infine lo strumento AHP di gerarchizzazione delle soluzioni, affinché l'analisi svolta dagli autori sia sostituita da un sistema di valutazione "a misura" del tecnico ambientale o dell'azienda seguita dal tecnico.

Summary

The article analyses the situation of Italy and Spain about the obligations arising from the standards (both voluntary coercive) which are under the responsibility of the Environmental Technician.

In both countries, however, the Environmental Technician (or more generally to those who hold senior positions) needs auxiliary tools for rule the management tasks: minding the wide range of Punishment (administrative or disciplinary sanction, penalty, fine).

A comparison with the professional practice allowed to agglutinate 9 main ways of used regulatory update for which we present a description and comparative qualitative analysis.

Used regulatory update ways were evaluated according to their ability to provide news of the changes introduced with respect to the rule or practice to follow, reliability of the information provided, the time taken by the trader to collect the information, the costs they have, and finally the customization reachable of the information obtained.

Among the various possibilities, we have presented the instrument of AHP Analytical Hierarchy Process, so that the analysis made by the authors can be replaced by the own technician evaluation (by her/his needs or the needs of company followed by she/he).

1. Introduzione

Il professionista, nell'ambito della tutela dell'ambiente, di seguito indicati solamente come tecnici o tecnici ambientali, non può limitarsi alla deduzione da criteri generali normativi o utilizzando il "senso comune" o "buon senso" nella propria pratica professionale, ma deve obbligatoriamente accedere alle fonti normative, con sufficiente frequenza e rapidità per adeguarsi al loro dettame.

Una ulteriore complicazione è data dal fatto che i tecnici ambientali si trovano ad affrontare i più svariati settori (rumore e vibrazioni, gestione dei rifiuti, autorizzazioni e licenze, progettazione, etichettatura,...) che entrano nel vasto mondo indicato con la parola "ambiente", facendo poi presente che spesso a queste funzioni si sommano gli aspetti di prevenzioni antinfortunistiche o RSPP.

2. La gerarchia delle norme

Sono innumerevoli le fonti emanatrici di diritto, è pertanto obbligatorio, per districarsi, partire dal concetto di gerarchia delle fonti: poiché alcune leggi hanno maggiore importanza di altre, così da sapere quale seguire in caso di contraddizione fra di loro. E vista la brevità che dobbiamo dare al testo e vista la similitudine dei sistemi normativi italiano e spagnolo, ci concentreremo in questo paragrafo su sistema iberico[1]: per la quasi totalità degli aspetti coincidente, tra l'altro, con quello italiano (che riteniamo già conosciuto dal lettore).

Anche in Spagna è la costituzione che garantisce il principio della gerarchia delle fonti, che segue queste regole: 1. Una disposizione di rango inferiore non può andare contro le disposizioni di un'altra superiore. 2. Una legge successiva prevale quello precedente. 3. la legge speciale prevale sul diritto generale.

La gerarchia delle fonti di diritto è la seguente: costituzione; trattato internazionale; legge parlamentare (legge organica o legge ordinaria); norma del governo (regio decreto legge, regio decreto legislativo); regolamenti; ordini delle commissioni delegate; ordini ministeriali; circolari di autorità inferiori.

Si può notare la presenza (oltre alla nomenclatura differente, come ad esempio si parla di ordini ministeriali, mentre in Italia sono decreti) della fonte "legge organica".

Viene indicata, come legge organica, quella approvata, prevalentemente con maggioranza assoluta, poiché regola ambiti di importanti (libertà fondamentali, sistema elettorale, autonomie locali, e ambiente, quando si interfaccia con questi aspetti) che non si vuole assoggettare al cambio di maggioranza parlamentare; la normativa specificatamente ambientale non è in sé soggetto di legge organica, ma come parte, ad esempio, del codice penale [2].

Riteniamo importante sottolineare alcuni altri aspetti:

- l'importanza dei trattati internazionali (si legga norme europee...), che sono secondi solo alla costituzione nazionale
- come in Italia, anche in Spagna, in funzione della materia, alcune norme sono date dalle autonomie locali: di pari rango delle norme statali.
- come il decreto legge, emanato dal governo, richiedere la successiva ratifica parlamentare o cessa di essere efficace (e questo a volte crea incertezza circa l'opportunità di effettuare investimenti sulla base di un obbligo da esso derivante)
- per regola generale le leggi entrano in vigore in Spagna passati 20 giorni dalla loro pubblicazione nel BOE (Boletín oficial del estado)
- come fonte diretta oltre alle leggi, c'è da ricordare anche la consuetudine
- come fonte indiretta ricordiamo la giurisprudenza

3. Le difficoltà pratiche dell'implementazione del sistema normativo

Il sistema descritto nel paragrafo precedente, seppur appare rigoroso, da nella pratica molti grattacapi ai tecnici, poiché, a volte, non è chiaro come diverse norme si coordinino fra loro. E il tecnico ambientale deve attendere che si sviluppi un dibattito, nazionale o locale, circa l'interpretazione della norma nella pratica (con l'incertezza di comportamento da tenere nel mentre).

Il risultato è il timore del controllo, da parte di autorità di vigilanza, anche in presenza di una normale diligenza di conduzione. Di seguito una testimonianza in tal senso.

Nelle autorizzazioni impiantistiche spagnole, oltre ai limiti allo scarico, sono anche elencati i codici dei rifiuti prodotti.

Una industria catalana nel settore chimico ha effettuato un ammodernamento impiantistico, conseguente ad un aumento della propria produzione.

È stata chiesta conformemente l'autorizzazione, e si è proceduto ai controlli agli scarichi conseguenti.

Il controllo a cui è stata soggetta è partito da una verifica sull'equivalente del Modello Unico di Dichiarazione (MUD) che va a ricapitolare i rifiuti prodotti nel corso dell'anno precedente. Vi erano stati trovati rifiuti che pur trattati secondo norma (e dichiarati!) non erano presenti nell'autorizzazione.

Dati i frequenti profili penali, che la materia ambientale ha, è comprensibile come l'assenza di efficienti (per minimizzare il tempo ad essi dedicato, in sé non produttivo) ed efficaci (per avere certezza del risultato) sistemi di aggiornamento normativo siano fonte di preoccupazione fra i tecnici ambientali, che hanno organizzato diversi sistemi di risposta a questa esigenza, analizzati nel seguente paragrafo.

4. Gli strumenti di aggiornamento del tecnico

Come detto nel paragrafo d'apertura, non si può usare semplicemente il buon senso, per attuare le norme ambientali. Ma si tratta di strutturare un sistema che tenga conto della "La gerarchia delle norme" (paragrafo 2) e del loro continuo aggiornamento. Essendo chiaramente impossibile, in termini pratici, una lettura diretta delle fonti, vi presentiamo i canali alternativi di aggiornamento, si veda la Tabella 1.

Vogliamo però prima dettagliare, con maggiore precisione, cosa intendiamo per:

- 1. riviste di settore: intese come riviste specialistiche e le *Newsletter*, intese come informazioni che il tecnico, senza ricercarle direttamente, e pertanto passivo
- 2. servizio di assistenza legale proprio: inteso come una struttura (ufficio legale) dedicata all'aggiornamento normativo, alle dirette dipendenze del tecnico o dell'azienda o che sia uno studio legale esterno
- 3. ordine professionale: gli ordini o le sue commissioni
- 4. Richieste dirette ai colleghi: intendiamo le richieste fatte in termini di uno ad uno fra il tecnico e un suo collega ritenuto maggiormente esperto o aggiornato.
- 5. Partecipazione a fiere del settore: intesa come la presenza fisica del tecnico ad incontri o alla visita degli *stand* di fiere settoriali od ancora a convegni territoriali.
- 6. Formazione continua: intesa come la frequentazione di corsi strutturati con durata sufficiente in rapporto al contenuto ed impostazione di docenza frontale.
- 7 servizio generale commerciale: inteso come una struttura dedicata all'aggiornamento normativo, che non sia alle dirette dipendenze del tecnico o dell'azienda ma che emetta con periodicità sufficiente bollettini o *report* indicanti le novità normative
- 8. Forum: pagine web in cui vi sia l'interazione a distanza fra professionisti dello stesso settore ad esempio www.lexambiente.com/ o <http://www.energeticambiente.it/>.
- 9. pagine web o *blog* prestigiosi: fonti di informazioni web in cui non vi sia l'interazione con professionisti, ma la comunicazione, sia preventivamente, o esclusivamente, unidirezionale

dall'editore/autore verso il tecnico (ad esempio, <http://www.reteambiente.it>). Il tecnico, che svolge un ruolo attivo nella ricerca

Prima di leggere la tabella, ci piace ricordare che il giudizio espresso, in base allo stato dell'arte dei prodotti testati, è totalmente soggettivo e, che in questo giudizio svolge un importante fattore la situazione del tecnico giudicante.

Opzioni di aggiornamento	tempo	affidabilità	aggiornamento	costi	personalizzazione
1. Rivista settoriali	medio	alta	bassa	medio	bassa
2. Servizio di assistenza legale proprio	basso	alta	medio/alta	alto	alta
3. Ordine professionale	basso	alta	medio/alta	basso	bassa
4. Richieste dirette ai colleghi	basso	media	media	basso	bassa
5. Partecipazione a fiere del settore	alto	media	bassa	alto	bassa
6. Formazione continua	alto	alta	molto bassa	alto	bassa
7.servizio generale commerciale	basso	alta	alta	medio	alta
8. Forum di settore	alto	media	media	basso	alta
9. Siti web o blog prestigiosi	alto	alta	media	basso	media

Tab. 1 – *Canali per l'aggiornamento professionale (confronto)*

Ancora alcune note in chiusura del paragrafo:

- la rivista insieme e aggiornamento tecnico normativo. Il secondo, più probabilmente, rimarrà incompleto, limitandosi agli aspetti più importanti per ragioni di spazio
- nonostante possa sembrare un semplice strumento, il forum ha alcune regole che vale la pena conoscere: la comprensione della cultura degli utenti, e ottenere, la stessa lunghezza d'onda o meno ,in grado di avere risposte.
- *blog* e forum hanno una situazione diversa tra Italia e Spagna: maggiori informazioni nel secondo paese, meno confusione nel primo (dove non si confondono le leggi di altri entità con lo stessa lingua)

4.1 *Analytic Hierarchy Process*

Il metodo AHP[3] è stato sviluppato negli anni '70 de secolo passato da Thomas Saaty. Esso si trovava di fronte al problema di trattare con costi elevati e una serie di decisioni con molti fattori in conflitto l'uno con l'altro o con fattori non bene definiti [4].

Dandone una definizione rigorosa, l'Analytic Hierarchy Process è un metodo multi-criteri decisionali (MCDM) che aiuta il decisore di fronte a un problema complesso con criteri multipli in conflitto e soggettivi (ad esempio posizione e selezione degli investimenti, l'acquisto di prodotti o servizi e così via).

Il metodo permette di semplificare una scelta complessa per mezzo di confronti binari: due elementi sono confrontati fra loro e valutati tramite un scala di giudizio in linguaggio naturale ("la qualità A rispetto alla qualità B è importante: molto di meno, di meno, ugualmente, di più, molto di più?"): questi giudizi di trasformano poi in una matrice che permetta la facile sintesi dei risultati.

Oltre ai giudizi (opinioni soggettive), come input l'AHP utilizza anche misure concrete come il prezzo, o conteggi.

Nel processo AHP applicato all'aggiornamento professionale, facciamo riferimento alla tabella 1, abbiamo le 9 "Opzioni di aggiornamento", di seguito opzioni, (1. Rivista settoriali, 2.

Servizio di assistenza legale proprio, ...) e i 5 criteri (a. tempo, b. affidabilità, ...). L'obiettivo è ottenere una lista ordinata ed a cui corrisponde un valore numerico di opzioni (ad esempio: 8. Forum di settore {8.9}; 7.servizio generale commerciale {8.4}...). Per ottenere questa lista non avviene il confronto diretto fra le opzioni, bensì si attribuisce ad ogni opzione il grado di adeguatezza rispetto ai criteri ("qual è l'affidabilità (criterio) dei forum di settore (opzione)?") e si giudica l'importanza relativa dei vari criteri. Il processo di scelta, dovuto ai molti confronti da eseguire, è più lento di una scelta meno formalizzata, però permette una rigorosa valutazione di tutti i fattori in gioco, e per questo la consigliamo.

5. Conclusioni

L'aggiornamento relativo alle norme ed il rispetto della legge è parte integrante del lavoro di tecnico ambientale, e più in generale qualsiasi dato relativo a coprire una posizione di responsabilità.

Sottolineando le differenze fra due ordinamenti giuridici simili non uguali quali Italia e Spagna, abbiamo richiamato come comprendere la gerarchia delle norme, per sapere dove e in quale ordine di importanza si applicano.

Ciò nonostante, l'esperienza dimostra, che in pratica non è possibile ricavare l'aggiornamento dalle sorgenti iniziali (BUR o BOE), ma c'è bisogno di accedere forme alternative di informazione.

Abbiamo pertanto analizzato i punti di forza e di debolezza di nove sistemi (Rivista settoriali; Servizio di assistenza legale proprio; Ordine professionale; Richieste a colleghi; Partecipazione a fiere del settore; Formazione continua; Servizio generale commerciale; Forum di settore; Siti web o blog prestigiosi).

In conclusione, si può dire che adempiere ai nostri obblighi di legge è facile se si dispone di "qualcosa" o "qualcuno" che fanno questo lavoro per noi. Scegli come pagare per questo servizio (a seconda del tempo trascorso o investito denaro) dipende in gran parte dall'affidabilità che vogliamo.

Ecco perché invitiamo, i tecnici interessati, a valutare il proprio caso specifico, utilizzando un sistema di valutazione multi-criteri per le nove possibilità proposte.

Bibliografia

- [1] **Portale europeo della giustizia** https://e-justice.europa.eu/content_member_state_law-6-es-maximizeMS-it.do?member=1
- [2] **BOE 283**, 26.11.2003, <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2003-21538>
- [3] **Chiara Mocenni** Metodo di analisi multicriterio Analytic Hierarchy Process (AHP)
- [4] **Melvin Alexander**, Decision-Making using the Analytic Hierarchy Process (AHP) and SAS/IML® Paper SD-04 <http://analytics.ncsu.edu/sesug/2012/SD-04.pdf>

Indice degli autori

- Ademollo Nicoletta 163
Alessandrini Andrea 288
Amaducci S. 70
Ardissonne Enrico 257
Ashtiani Farnoosh Farmand 29
- Baciocchi Renato 189
Bagnini Marco 53
Bamonti S. 70
Benzo Maurizio 218
Bianco Claudia 147
Blonda Massimo 239
Bonati Simone 139
Boni Maria Rosaria 170
Boriosi Lorenzo 233
Bortolussi Adriano 212
Bozano Gandolfi Paolo 118
Brambilla Vera 131
Brami Piermario 189
Buonocore Micaela 251
- Campagnol Jenny 131
Capri Silvio 163
Capriati Andrea 189
Caputo Maria Cristina 227
Caratto Valentina 59
Carbè Alessia 47
Cardelicchio Nicola 245, 251
Castellana Giancarlo 174
Cecchini Giancarlo 170
Centemero Massimo 131
Chiarini Roberta 275
Cinnirella Pasqualina 11
Costa Giulia 189
Cutaia Laura 29
Cutraro Vito 11
- D'Ambrosio Ersilia 63
Dal Pra Aldo 275
Daniele Bacchi 205
Degli Esposti Fabio 227
- Del Frate Stefania 212
Dell'Anna Dario 131
Delle Site Alessia 170
Delvaux Mary-Hélène 233
Di Cunsolo Silvia 239
Di Noia Alfredo Ernesto 281
Dimatteo Salvatore 16
Dupuis Olivier 233
- Eramo Biagio 170
- Fabbri Claudio 124
Fabbri Claudio 23
Fabbri Claudio 265
Falleni Giorgio 180
Farinetti Luca 257
Ferretti Maurizio 59
- Gaggero Laura 59
Garuti Mirco 124
Garuti Mirco 23
Garuti Mirco 265
Garzone Pietro 16
Gasperi Gian Maria 112
Generali A. 79
Ghiringhelli Giorgio 75
Giavini Michele 75
Giordano Cesira 205
Giudice Walter 16
Gramegna Domenico 239
Grenni Paola 180
Guido Accotto Enrico 147
Guido Massimo 227
Guido Massimo 63
Il Grande Massimiliano 139
- La Marca Floriana 29
Lacarbonara Filomena 239
Lacasa Beltrán Germán 288
Laroussi Yamen 233
Lefèvre Carine 233

Lena Claudio 196
Limonti Carlo 106
Loffredo Elisabetta 174
Longu Gianluca 131

Maiorino Lorenzo 180
Mangiagli Luca 35, 41
Mangiagli Sebastiano 35, 41, 47
Mantovani Alice 218
Mantovi Paolo 124
Marchesi Riccardo 147
Marra Rosario 63
Milano Patrizia 227
Mori Gualtiero 205
Munz Giulio 205

Nicoletti Giuseppe Martino 281
Nosiglia Valeria 118

Pacchioli Maria Teresa 275
Paglia Domenico 154
Pagone Patrizia 63
Patrolecco Luisa 163
Pera Massimo 53
Piccinini Sergio 265
Piccinini Sergio 99
Pillon Alessandra 212
Pirollo Lucia 196

Pozzi P. 79
Pozzi Paolo 85, 90

Rauseo Jasmin 163
Renna Roberta 239
Rossi Andrea N. 139
Rossi Lorella 99

Sassi Ettore 90
Schillaci M. 79
Siciliano Alessio 106
Soldano Mariangela 99
Spennati Francesco 205
Stancari G. 70
Stel Fulvio 212
Stillitano Maria Assuntina 106
Sturzi Franco 212

Taskin Eren 174
Taurino Rosa 85
Tedesco Pierpaolo 170
Teillet Aline 233
Trincherà Giuseppe 239
Ungaro Nicola 239

Valli Laura 275

Zanobini Alessandro 170
Zingaretti Daniela 189

Il Pappagallo ARA

La Mascotte di Ecomondo 2015

10 ANNI DELLE MASCOTTE DEDICATE ALLE SPECIE A RISCHIO ESTINZIONE



Luciano Morselli

Il Pappagallo ARA (Ara Chloropterus), 2015

acrilico su carta latte -26x18 cm

LA MASCOTTE 2015 ED I CINQUE BOZZETTI PREPARATORI

Le Mascotte di Ecomondo che si sono succedute negli ultimi 10 anni e che riguardano le specie animali a rischio estinzione, sono nate da un'idea di Luciano Morselli con l'adesione di Ecomondo Riminifera, la Tetra Pak Italiana e con il supporto, negli anni, del Gruppo Fiori, Graepel Italiana, CIAL, LabService Analytica, Recuperi Industriali. Vengono messe in relazione la pressione antropica da inquinamento, pesticidi, uso del suolo...etc. con i cambiamenti climatici e la distruzione degli habitat che minacciano sempre più la biodiversità e le singole specie animali e vegetali che risultano i più preziosi indicatori della qualità dell'ambiente che viviamo.

Le scelte delle specie animali, che via via sono state considerate, hanno avuto come criteri, anche a seguito di una breve ricerca bibliografica, essenzialmente le loro particolarità cromatiche, i loro comportamenti e per il declino accelerato.

Solitamente la scelta della Mascotte, tra i cinque bozzetti preparatori predisposti, viene effettuata attraverso un breve sondaggio tra i patrocinatori, estimatori, comunità di Ecomondo, amici ed allievi....etc. La realizzazione delle fotolito viene accompagnata con la creazione di un gadget che riproduce la specie scelta e realizzata in materiale riciclato. Nei primi 8 anni sono stati realizzati in Ecoallene da parte della Tetra Pak e negli ultimi due in Alluminio riciclato dalla CIAL e dalla Graepel Italiana. Un numero limitato dei gadget, per ogni Mascotte, è stato dipinto riproducendone i colori originali e fanno ormai parte di singole collezioni. Per festeggiare al meglio questo traguardo dei 10 esemplari, abbiamo voluto riprodurre in fotolito in cartella, tutti e 5 i bozzetti preparatori, non essendoci stata una particolare distinzione tra un bozzetto e gli altri nel sondaggio.

Ad ogni soggetto è stato dato un nome derivante da suggestioni o da riferimenti creativi od altro da parte dell'autore.

Colgo l'occasione per ringraziare tutti quanti hanno voluto aderire e dare forza a questa idea, Luciano Morselli.



Ara Chloropters

Mastrangelo

Librettino



Il Grande Vecchio

Aylan

I PAPPAGALLI ARA

Ara LACÉPÈDE, 1799 è un genere di uccelli della famiglia Psittacidae diffuso nell'ecozone neotropicale. Sono pappagalli molto grandi dotati di lunghe code, di ali lunghe e strette e di un piumaggio dai colori vivaci. Presentano tutte una caratteristica zona di pelle nuda attorno agli occhi. I maschi e le femmine hanno piumaggi simili. Molte di queste specie sono animali da compagnia molto popolari e proprio per questo motivo alcune di esse sono divenute piuttosto rare in natura. Variano in grandezza dai 46 ai 95 cm, con ali lunghe e strette ed un piumaggio dai colori spettacolari, quattro specie sono prevalentemente verdi, due sono azzurre e gialle e tre (compresa l'ormai estinta ara di Cuba) sono quasi tutte rosse. Nel piumaggio non vi è dimorfismo sessuale e anche quello degli immaturi è simile a quello degli adulti, sebbene in alcune specie sia un po' più scialbo.

Dove vivono. Le specie del genere *Ara* vivono nella regione neotropicale e sono diffuse dal Messico all'Argentina. Il maggior numero di specie vive nel Bacino del Rio delle Amazzoni e nella regione al confine tra Panama e Colombia; in entrambe le zone abitano insieme quattro specie (o perfino cinque, in talune zone ai margini dell'Amazzonia occidentale dove si spinge l'ara militare). In Bolivia vivono sette specie, ma in nessuna località del Paese (così come in ogni altra zona) coabitano più di quattro specie.

Nidificazione. La maggior parte delle specie del genere *Ara* fa il nido nelle cavità degli alberi, sia in vita che secchi, utilizzano sia le cavità naturali che quelle create da altre specie. All'interno del loro areale effettuano spostamenti locali e stagionali alla ricerca di cibo, ma non migrazioni su vasta scala. Palme, semi frutti costituiscono la parte principale della loro dieta e grazie al loro robustissimo becco possono frantumare anche i rivestimenti più duri.

Le minacce più frequenti per le specie del genere *Ara* sono rappresentate dalla loro cattura e commercio come animali da compagnia, commercio delle loro uova o piume, perdita degli habitat, utilizzo di pesticidi sulla vegetazione di cui si nutrono, caccia, soprattutto nel caso in cui rappresentino una minaccia per le colture.

In particolare l'*Ara* tricolor, nota come Cuban Macaw ed endemica dell'isola di Cuba, è oggi estinta, mentre altre specie come l'*Anodorhynchus glaucus* (Glaucous Macaw) o l'*Ara glaucogularis* (Blue-throated Macaw) risultano seriamente minacciate.

Ara Chloropterus - Lunghezza 90 cm. Colore base rosso con ali azzurre e verdi. Nella pelle nuda bianca attorno ad ogni occhio ed estesa fino al becco vi sono linee formate da piccole piume rosse. Sudamerica, dalla Colombia fino al Paraguay settentrionale (in passato fino all'Argentina settentrionale). L'apertura alare dell'ara dalle ali verdi può raggiungere i 124 cm e la lunghezza totale del corpo i 99. Un adulto in salute pesa tra i 1250 e i 1700 grammi

Bibliografia essenziale : - BirdLife International 2012. *Ara tricolor*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 23 July 2015; - BirdLife International 2013. *Anodorhynchus glaucus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 23 July 2015; - BirdLife International 2014. *Ara glaucogularis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 23 July 2015; - https://it.wikipedia.org/wiki/Ara_%28zoologia%29

Con la collaborazione di Elena Bernardi – Univ. Studi di Bologna

Le 10 Mascotte nei 10 anni



2006 - La Rana Blu
(*Dendrobates Azureus*)



2007 - La Rondine Rossa
(*Hirundo Daurica*)



2008 - L'Ape Verde
(*Agapostemon Virescens*)



2009 - Cavalluccio Marino Rosa
(*Ippocampus Bargibanti*)



2010 - Anatra dal Becco Blu
(*Axyura Leucocephala*)



2011 - Salamandra dalla coda
Rossa (*Salamandrina Perspicillata*)



2012 - Il Tordo Americano
(*Turdus Migratorius*)



2013 - La Chiocciola Dorata
(*Sardoborattia Islamioides*)



2014 - La Farfalla Monarca
(*Danaus plexippus*)



2015 - Il Pappagallo ARA
(*Ara Chloropterus*)



Luciano Morselli. Il profilo artistico. L'inizio dell'attività artistica risale ai primi anni '70 e le prime esibizioni dalla metà di quegli anni prendendo parte a molte esposizioni personali e collettive soprattutto a temi specifici legati al territorio ed all'ambiente: "Itinerari Gonzaghesci", "Zoografie e Giardini Segreti", "Dal Po all'Adriatico un Grido". I suoi lavori possono essere collocati in un filone neo-informale anche se non ha mai abbandonato lo stile figurativo iniziale. Si esprime con una serie di lavori che coprono diversi periodi, " ..temi legati a percezioni che interrogano la realtà per dar vita ad altre dimensioni, le quali diventano vere attraverso il movimento e la libertà del tratto...". Così sono l'Attesa, Rondini Rosse, Stelle Notturne e Stelleenò, La rana blu, I giardini di Monet, Zone Umide, L'Isola Sospesa, ed infine gli Stellari.

Nel 2011 nell'ambito dell'Anno Internazionale della Chimica, ha partecipato con una presentazione e sue opere ai Convegni alla GAM di Milano Science and Art, a Perugia Convegno ARG – Ambiente Ricerca giovani con "La rana blu. L'ambiente in un percorso tra ricerca ed arte" ed a Modena a La Cultura della Responsabilità: Etica, Chimica e Ambiente. Nel Giugno 2013 ha realizzato la mostra "La conquista del Prato" presso la Galleria dell'Immagine a Rimini e nel marzo 2015 al Wikiarte di Bologna, Dicembre 2014 la mostra "Luciano Morselli negli Anni Ottanta" a Revere (MN)

Hanno dedicato alla sua opera testi critici ed analitici: Renzo Margonari, Giorgio Celli, Alfredo De Paz, Giacinto di Pietrantonio, Roberto Daolio, Roberto Pasini, Andrea Zanotti, Andrea Segrè.

Luciano Morselli – Prof. Alma Mater - Univ. di Bologna

Studio: Via Manzoni , 24 – 46036 Revere (MN)

Email: luciano.morselli@unibo.it

Siti: www.lucianomorselli.it morselli.fci.unibo.it

**La realizzazione delle Mascotte di ECOMONDO nei 10 anni,
da un'idea di Luciano Morselli e con l'adesione ed il supporto di
Ecomondo Riminifera, Tetra Pak Italiana, Gruppo Fiori , Graepel Italiana, CIAL,
LabService Analytica, Recuperi Industriali**