



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE



N. 4/2021

Sonde da campo per rilevazione in continuo

Interfaccia SmartCID per l'invio automatico dei dati registrati e visualizzati su pc, smartphone e tablet.

SONDA TENSOATTIVI

Per la rilevazione automatica in continuo di ppm Tensioattivi

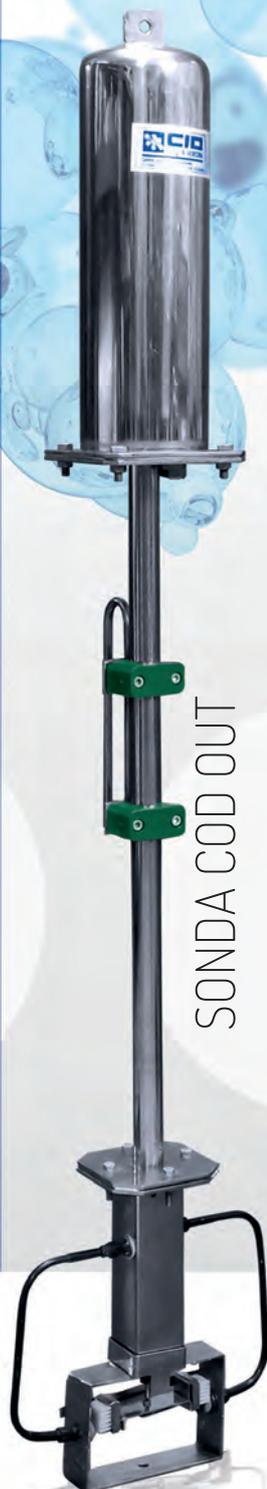


SONDA TENSOATTIVI

SONDA COD OUT

Per rilevazione automatica in continuo di:

ppm Solidi sospeso totali
ppm BOD5, COD, Torbidità



SONDA COD OUT

VF30 FANGHI

Misura automatica del volume dei fanghi [cc/l] e velocità di sedimentazione [m/h]

Brevetto 2021 n. 102021000028064

NOVITA'



VF30 FANGHI

dal 1979

 **CID**
Ing. VENTURA srl



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

INDICE



VOL. 8
NUM. 4
2021

Ingegneria
dell'Ambiente
per il 2021 è
sostenuta da:



EDITORIALE

Politica e scienza per affrontare la sfida ambientale e climatica..... 277
Paolo Cescon, Carlo Barbante

ARTICOLI

Biofiltrazione di effluenti gassosi da un processo di compostaggio: confronto tra differenti mezzi di riempimento 281
Andrea Re, Marco Schiavon, Vincenzo Torretta, Elisa Polvara, Marzio Invernizzi, Selena Sironi, Paolo Caruson

Strategie di rilevamento con metodologie integrate geologiche e geofisiche per l'individuazione di aree di discarica..... 293
Daniela Tarallo, Antimo Angelino, Giuseppe Cavuoto, Massimo Contiero, Michele Iavarone, Massimiliano Lega, Nicola Pelosi, Michele Punzo, Paolo Scotto di Vettimo, Vincenzo Di Fiore

Implementazione di nuove parametrizzazioni per la simulazione dell'aerosol organico con CAMx: caso di studio in Pianura padana nel periodo estivo..... 308
Barbara Basla, Valentina Agresti, Alessandra Balzarini, Paolo Giani, Guido Pirovano, Stefania Gilardoni, Marco Paglione, Cristina Colombi, Claudio Belis, Vanes Poluzzi, Giovanni Lonati

COMUNICAZIONI TECNICO-SCIENTIFICHE

Analisi delle portate sfiorate presso gli impianti di depurazione in sistemi fognari di tipo misto: caso studio e normative regionali di riferimento 327
Roberto Perin, Loredana Braidotti, Valentina Cabbai, Paolo Dreossi, Elisa Prodorutti, Gabriele Sandri, Alessandro Patriarca, Daniele Goi

“Competenze trasversali sulla sostenibilità”, il nuovo insegnamento attivato in Unimore 343
Grazia Ghermandi, Francesca Despini

PUBBLIREDAZIONALI

Progetto di ampliamento dell'impianto di depurazione industriale UNIGRÀ di Concesio (Ravenna) 350
Veolia Water Technologies S.p.A.

RUBRICHE

Informazioni dalle Aziende..... 352



DIRETTORE RESPONSABILE

Stefano Caserini (Politecnico di Milano)

DIREZIONE SCIENTIFICA

Stefano Caserini (Politecnico di Milano)

Roberto Canziani (Politecnico di Milano)

COMITATO SCIENTIFICO

Manuela Antonelli (Politecnico di Milano)

Arianna Azzellino (Politecnico di Milano)

Vincenzo Belgiorno (Università di Salerno)

Giorgio Bertanza (Università di Brescia)

Alessio Boldrin (DTU, Copenhagen, Danimarca)

Gianluigi Buttiglieri (Catalan Institute for Water Research, Girona, Spagna)

Andrea Capodaglio (Università di Pavia)

Alessandra Carucci (Università di Cagliari)

Stefano Cernuschi (Politecnico di Milano)

Raffaello Cossu (Università di Padova)

Paola Crippa (Università di Notre Dame, USA)

Giovanni De Feo (Università di Salerno)

Massimiliano Fabbicino (Università di Napoli Federico II)

Francesco Fatone (Università Politecnica delle Marche)

Elena Ficara (Politecnico di Milano)

Paola Folidori (Università di Trento)

Mario A. Gandini (Univ. Aut. de Occidente, Cali, Colombia)

Grazia Ghermandi (Università di Modena e Reggio Emilia)

Daniele Goi (Università di Udine)

Mario Grosso (Politecnico di Milano)

Giovanni Lonati (Politecnico di Milano)

Claudio Lubello (Università di Firenze)

Francesca Malpei (Politecnico di Milano)

Salvatore Masi (Università della Basilicata)

Giulio Munz (Università di Firenze)

Salvatore Nicosia (Università di Palermo)

Senem Ozgen (Laboratorio Energia e Ambiente, Piacenza)

Eleonora Perotto (Politecnico di Milano)

Francesco Pirozzi (Università di Napoli Federico II)

Alessandra Poletti (Università di Roma La Sapienza)

Raffaella Pomi (Università La Sapienza, Roma)

Marco Ragazzi (Università di Trento)

Ezio Ranieri (Politecnico di Bari)

Enrico Remigi (DHI, Merelbeke, Belgio)

Lucia Rigamonti (Politecnico di Milano)

Paolo Roccaro (Università di Catania)

Francesco Romagnoli (Riga Technical Univ., Riga, Lituania)

Diego Rosso (University of California, Irvine, USA)

Sabrina Saponaro (Politecnico di Milano)

Elena Sezenna (Politecnico di Milano)

Fabio Tatano (Università di Urbino)

Sergio Teggi (Università di Modena e Reggio Emilia)

Davide Tonini (JRC Siviglia)

Vincenzo Torretta (Università dell'Insubria)

Mentore Vaccari (Università di Brescia)

Paola Verlicchi (Università di Ferrara)

Gaspare Viviani (Università di Palermo)

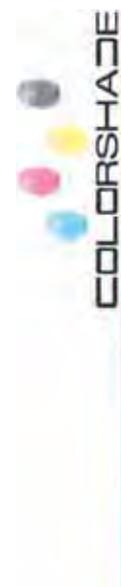
Maria Chiara Zanetti (Politecnico di Torino)

COMITATO DI REDAZIONE

Arianna Azzellino, Mario Grosso, Giovanni Lonati, Lucia Rigamonti, Elena Sezenna

SEGRETARIA DI REDAZIONE

Loredana Alaimo

**COPYRIGHT**

I testi sono pubblicati da Ingegneria dell'Ambiente con la licenza CREATIVE COMMONS Attribuzione – Non commerciale – Condividi allo stesso modo 3.0 Italia (CC BY-NC-SA 3.0 IT)

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/it/deed.it>

Chiunque è libero di:

- *Condividere* – riprodurre, distribuire, comunicare al pubblico, esporre in pubblico, rappresentare, eseguire e recitare questo materiale con qualsiasi mezzo e formato;
- *Modificare* – remixare, trasformare il materiale e basarsi su di esso per le sue opere;

alle seguenti condizioni:

- *Attribuzione* – Deve essere attribuita adeguatamente la paternità del materiale, fornendo un link alla licenza e indicando se sono state effettuate modifiche. È possibile realizzare queste condizioni in qualsiasi maniera ragionevole, ma senza suggerire che il licenziante avalli il modo in cui il materiale è usato.
- *Non Commerciale* – Non è possibile usare il materiale per scopi commerciali.
- *Stessa Licenza* – Se si trasforma il materiale o ci si basa su di esso, è fatto obbligo di distribuire il contributo così prodotto con la stessa licenza del materiale originario.

Il licenziante non può revocare questi diritti fintanto che i termini della licenza sono rispettati.

EDITORE

COLORSHADE di Cabrini Matteo M., Via Cristoforo Colombo, 7, 20068 Peschiera Borromeo (MI), Italia.

REDAZIONE E PUBBLICITÀ: Loredana Alaimo, Tel. 329.3126157, e-mail: redazione@ingegneriadellambiente.net

Registrata presso il Tribunale di Milano (n.108 del 21/3/2014)

PER ABBONAMENTI: Tel. 02.2847518, Fax 02.45482383, e-mail: amministrazione@ingegneriadellambiente.net

PER INFORMAZIONI: Ing. Stefano Caserini, Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Sezione Ambientale, Via Golgi 39, 20133 Milano. Tel. 02.23996414, e-mail: info@ingegneriadellambiente.net

Publicato on-line il 20 gennaio 2021.

Finito di stampare in gennaio 2021, presso Colorshade di Cabrini Matteo M., Via Cristoforo Colombo, 7, 20068 Peschiera Borromeo (MI).

POLITICA E SCIENZA PER AFFRONTARE LA SFIDA AMBIENTALE E CLIMATICA

Paolo Cescon^{1,*}, Carlo Barbante^{1,2}

¹ Istituto di Scienze Polari, Consiglio Nazionale delle Ricerche, (ISP-CNR) c/o Università Cà Foscari Venezia.

² Università Cà Foscari Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica.

I recenti eventi estremi hanno riaperto il dibattito sul ruolo della Scienza che in passato coinvolse a livello internazionale anche l'UNESCO con la istituzione nel 2001 della Giornata Internazionale della Scienza per la Pace e lo Sviluppo.

La necessità di una grande alleanza per il futuro dell'umanità sta nel fatto che l'uomo è al centro delle forze e delle interazioni che regolano e condizionano la vita del pianeta. La complessità del sistema è tale da richiedere una notevole semplificazione per ridurre i fattori (di influenza) a quelli essenziali al fine di individuare i problemi e le possibili soluzioni.

In questo contesto i principali fenomeni che attualmente influenzano in modo significativo la vita dell'uomo e del pianeta sono legati alla crisi climatica ed alla pandemia.

Da essi dipendono la salute, la sostenibilità ambientale ed economica.

Non è la prima volta che i governi si trovano ad affrontare problemi globali importanti senza avere a disposizione le conoscenze necessarie per effettuare le scelte più opportune. Aldilà delle ideologie e nel rispetto dei ruoli, sta attualmente emergendo la necessità di scelte caratterizzate da una forte base conoscitiva per dare risposte e proporre soluzioni alle complesse problematiche esistenti, in altre parole è necessario possedere specifici saperi per affrontare pandemie, crisi climatiche e sfide ambientali in modo risolutivo. Si tratta in realtà di problemi planetari che richiedono approfondite conoscenze da trasferire al decisore politico allo scopo di evitare errori con conseguenze catastrofiche per la sopravvivenza del genere umano. Quindi il rapporto di collaborazione fra Scienza e Politica diventa necessario ed efficace non solo per consentire l'acquisizione delle conoscenze derivanti dagli investimenti in ricerca, ma per il trasferimento di esse alla società in

modo che i risultati scientifici diventino patrimonio comune con la mediazione della Politica, così da costruire un fronte verso le sfide attuali e future, rispetto alle quali esistono gruppi di negazionisti che incidono negativamente sull'opinione pubblica.

Scienza, Politica e Società sono i vertici di un sistema nel quale il sostegno alla ricerca scientifica da parte della Politica e la mediazione di questa verso la società sui temi fondamentali riguardanti la salute, l'ambiente, il clima, e l'irrinunciabile avanzamento delle conoscenze determinano decisamente le condizioni per affrontare i problemi che oggi ed in futuro si abatteranno sul nostro pianeta, perché la Scienza è in grado di fornire le conoscenze per interpretare i fenomeni, ma anche le metodologie e le tecnologie per attuare interventi risolutivi. Tutto ciò richiede un rapporto Scienza/Politica chiaro ed in grado di favorire l'accettazione delle scelte e delle direttive da parte della pubblica opinione.

Appare opportuno citare alcuni esempi significativi di iniziative scientifiche riguardanti problematiche climatiche e ambientali come il recente pro-



Figura 1 – Carota di ghiaccio del progetto EPICA (Antartide). Photo credit @Panichi PNRA/IPEV

* Per contatti: Tel. 3357488351, E-mail: cescon@unive.it



Figura 2 – Il sito esatto dove si terrà la perforazione del progetto Beyond-EPICA (Antartide).
Photo pp @Remo Walther

gramma europeo “Green Deal” finalizzato a generare conoscenze di straordinaria importanza per la società futura a condizione che la Politica sia in grado, a livello europeo, di mediare il trasferimento delle conoscenze alla società, destinataria dei saperi, e di utilizzarli in modo univoco, assumendo la posizione che privilegia l’azione unitaria evitando così contrapposizioni e strumentalizzazioni di parte.

Se il diritto alla salute è sancito dalla legislazione di molti paesi sulla base di esperienze storiche maturate nel corso del tempo, la limitata consapevolezza della società moderna relativamente alla crisi climatica ed ambientale supporta la convinzione che in questi campi venga rapidamente acquisita la conoscenza delle fenomenologie e vengano sviluppate metodologie di contrasto. In tal modo è possibile affrontare il futuro con la certezza che l’alleanza con la Politica determini nella società la convinzione di attuare risolutamente le necessarie misure di adattamento e di mitigazione a fronte del cambiamento climatico.

Per affrontare questi problemi la comunità scientifica è attualmente impegnata in importanti progetti internazionali in vari Paesi. Questo è il risultato di Politiche avanzate, orientate allo studio per la salvaguardia del Pianeta. Una disamina della situazione in aree ove questa cultura si sta affermando appare molto utile.

In Europa si contano alcuni programmi di iniziative scientifiche che portano a risultati fondamentali per affrontare i problemi della sostenibilità a livello planetario. Si tratta delle ricerche po-



Figura 3 – Ricercatori impegnati nell’esecuzione di un profilo radar sul Grand Combin (Svizzera) nell’ambito del progetto Ice Memory. Photo credit @Riccardo Selvatico

lari effettuate nei ghiacci dell’Antartide ed in particolare del Programma Europeo EPICA (EPICA community members, 2004), già ultimato per la ricostruzione del clima del passato riguardante gli ultimi 800mila anni e del Programma Beyond EPICA (www.beyondepica.eu), a guida italiana in corso di esecuzione per ricostruire il clima del passato fino a 1,5 milioni di anni per una più accurata ricostruzione climatica ai fini di prevedere con maggiore affidabilità il futuro del clima mediante lo studio di carote di ghiaccio estratte in Antartide, memoria storica della evoluzione del Pianeta.

Nel contesto polare e nei ghiacciai continentali in via di dissoluzione vengono condotte importanti ricerche microbiologiche sul rilascio di patogeni dal “permafrost” di grande utilità per lo studio delle origini di eventuali pandemie future, fenomeno di livello planetario come il cambiamento climatico. Si ricorda che l’Italia sta dando un significativo contributo agli studi polari con il Programma Nazionale di Ricerca in Antartide, con le attività in Artico, e con la significativa partecipazione al Programma Internazionale Ice Memory (www.icememory.org).

Questo programma di attività, attualmente in corso, è orientato alla conservazione della memoria storica dei ghiacci continentali in via di dissoluzione mediante prelievo di campioni rappresentativi dei più significativi siti mondiali. I materiali campionati, dopo un complesso procedimento di trasporto, vengono confinati in appropriati siti di stoccaggio ricavati all’interno dei ghiacci in Antartide che costituiscono un sistema altamente conservativo. Questo programma offre la possibilità agli scienziati di approfondire nel tempo futuro i processi del cambiamento climatico continentale.

Sulla base dei risultati delle ricerche polari di diverse organizzazioni politiche a diversi livelli (UNFCCC, Stati, Regioni, Comuni, Aziende, organizzazioni della società civile) hanno assunto impegni di restrizioni delle emissioni di gas climalteranti per diversi orizzonti temporali (es. 2030, 2050). Ciò a dimostrazione della prioritaria importanza dell'alleanza Scienza-Politica per la soluzione di problemi a livello globale.

È inoltre utile focalizzare l'attenzione su altri importanti programmi di ricerca UE a supporto della attuazione delle tre fondamentali trasformazioni energetica, ambientale e digitale con riferimento al Programma Horizon Europe 2021-2027. Grazie al contributo di queste iniziative scientifiche si potranno acquisire conoscenze ed elaborare nuovi saperi di straordinaria importanza per le ricadute sullo sviluppo sostenibile, come ad esempio lo studio e l'approfondimento del fenomeno della "magnificazione artica" che influenza l'economia dei Paesi del Nord Europa.

I benefici derivanti dalla conoscenza dei risultati scientifici generati da questi ed altri importanti programmi di ricerca in campo ambientale potranno favorire significative ricadute socio-economiche solo se la Politica sarà in grado di mediare il trasferimento delle nuove conoscenze alla società, che ne è destinataria, in forma "univoca" a vantaggio del bene comune. In questo contesto il decisore politico potrà effettuare le scelte migliori per la salvaguardia del Pianeta compresa la salute dell'uomo.

Aldilà dei fenomeni planetari l'alleanza tra Scienza e Politica consente di approfondire le conoscenze sulle ricadute riguardanti numerose attività umane sottoposte agli effetti del cambiamento climatico. Si tratta di problemi nuovi e complessi che richiedono importanti contributi della Scienza che la Politica può supportare ai fini di ottenere i necessari benefici per la società.

Un complesso problema molto diffuso è quello riguardante la contaminazione chimica dovuta all'utilizzo di pesticidi nelle produzioni agricole di pregio come la viticoltura. L'esame del contesto mette in evidenza l'assenza del ruolo svolto dalla collaborazione fra Scienza e Politica nella valutazione tecnico-scientifica e nei relativi controlli. Ciò sta creando un forte contrasto sociale fra produttori e cittadini in varie realtà produttive del Paese, con notevoli conseguenze sul piano sociale ed economico a causa della mancanza di mediazione della Politica, la quale non è in grado di connettersi alla Scienza per la interpretazione degli eventi e dei



Figura 4 – Analisi preliminari in campo sulla carota del Colle Gnifetti (Monte Rosa, Italia) nell'ambito del progetto Ice Memory. Photo credit @Riccardo Selvatico

fenomeni sociali che accadono e delle cause che li determinano. La contaminazione a livello planetario è fenomeno di proporzioni tali da richiedere l'intervento di organismi politici internazionali.

In questo ed in altri casi la Scienza può fornire i necessari saperi e le tecnologie derivate alla luce dei quali cessa la conflittualità perché viene chiarito il rapporto causa/effetto e fornito lo strumento tecnologico o la procedura per la soluzione dei problemi sociali a vantaggio del bene comune. Diversamente si attivano processi di natura conflittuale con ricadute sul sistema produttivo e socio-economico causate dalla globalizzazione dei mercati. Questa è una situazione che riguarda altri settori produttivi che impattano sull'ambiente.

Passando a livello internazionale si osserva che l'ONU, mediante IPCC svolge un significativo lavoro di analisi e valutazione della sostenibilità attuale e futura del Pianeta. Nonostante le previsioni degli effetti negativi del cambiamento climatico sull'economia e sulla condizione umana in genere alcuni Stati, a causa delle diverse situazioni interne, potrebbero avere difficoltà a operare per la salvaguardia del proprio territorio. Ciò si scontra con il fatto che per affrontare fenomeni planetari, come il cambiamento climatico, occorrono interventi globali e che in questi casi la decisione politica non può ignorare le indicazioni scientifiche. In queste situazioni la forte alleanza fra Scienza e le Organizzazioni Politiche Internazionali può diventare fondamentale per il superamento di eventuali nazionalismi. Infatti mentre la Scienza è caratterizzata dalla unicità del sapere, la Politica si realizza negli Stati in forme diverse perché diversa è l'impostazione socio-economica



*Figura 5 – Il sito di perforazione del Col du Dôme (Monte Bianco, Francia) nell'ambito del progetto Ice Memory.
Photo credit @Sara Dal Ben*

sulla quale è basato ogni Stato. In questa situazione la Scienza può quindi essere guida per le politiche di salvaguardia climatica e ambientale nei paesi che intendono operare per il bene comune a livello globale.

L'altra sfida globale che dimostra la urgente necessità dell'alleanza tra Scienza e Politica è l'attuale crisi pandemica che ha sorpreso l'intera umanità impreparata a dare risposte immediate per la salvaguardia della vita. Il dibattito a livello nazionale è in corso, si sottolinea che la realtà dei fatti dimostra non solo che la Politica deve sostenere la Scienza con i necessari finanziamenti alla ricerca scientifica al fine di ottenere i saperi necessari per combattere la pandemia, ma è altresì resa evidente la necessità di forte collaborazione con la Scienza per attuare strategie di intervento attraverso azioni di mediazione nella comunicazione alla Società, visto che in alcuni Paesi si è diffusa, per varie ragioni, la convinzione che lo strumento della vaccinazione sia inadeguato.

Quindi l'azione combinata delle due categorie può avere successo se si tratta di Scienza universalmente riconosciuta e di Politica vocata al bene co-

mune. I due eccezionali eventi, cambiamento climatico e pandemia, richiedono chiare indicazioni per la salvaguardia della salute del Pianeta. È quindi vincente la determinazione della Politica e della Scienza unite per il bene comune. Risultati positivi sono stati ottenuti, ma nel futuro l'alleanza va portata a sistema.

Oltre a questi esempi, molti altri fatti dimostrano che il futuro dipende dal progresso scientifico. Ciò vale da sempre, ma la velocità degli attuali processi di innovazione richiede un urgente impegno della Politica per favorire il progresso con scelte rapide in collaborazione con la Scienza e la mediazione alla società. Questo ruolo sicuramente nobilita la Politica e sollecita la selezione di decisori all'altezza delle grandi sfide attuali e future. In fondo l'alleanza si realizza con lo sviluppo di fiducia reciproca fra scienziati, politici e società civile e facendo ricorso ad un linguaggio comprensibile a tutti.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

EPICA community members (2004) Eight glacial cycles from an Antarctic ice core Nature. 429, 623 – 628.

BIOFILTRAZIONE DI EFFLUENTI GASSOSI DA UN PROCESSO DI COMPOSTAGGIO: CONFRONTO TRA DIFFERENTI MEZZI DI RIEMPIMENTO

Andrea Re¹, Marco Schiavon¹, Vincenzo Torretta^{1,*}, Elisa Polvara²,
Marzio Invernizzi², Selena Sironi², Paolo Caruson³

¹ Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate.

² Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta".

³ Air Clean s.r.l.

Sommario – Attraverso una sperimentazione a scala pilota è stato operato un processo di compostaggio della frazione organica dei rifiuti solidi urbani addizionata con rifiuto verde. Il rifiuto è stato sottoposto a condizioni di compostaggio tipiche della fase di biosidazione accelerata all'interno di una biocella di 1 m³, aerata con un flusso di aria di 6 Nm³ h⁻¹ in regime intermittente. L'obiettivo della sperimentazione è consistito nella valutazione delle prestazioni di tre biofiltri di uguali dimensioni, ma riempiti con diversi mezzi filtranti: 1) cippato di legno, 2) una combinazione di due strati in lava rock (50%) e torba (50%) e 3) solo torba. Le analisi sui campioni di aria prelevati a monte e a valle delle colonne di biofiltrazione hanno evidenziato le migliori prestazioni del letto in lava rock e torba, valutate in termini di efficienza media di rimozione delle concentrazioni di odore (96%), composti organici volatili (95%) e idrogeno solforato (77%). Il cippato di legno ha mostrato le prestazioni di abbattimento peggiori, con efficienze medie pari al 90%, 88% e 62% rispettivamente. Dati i risultati ottenuti, la combinazione di lava rock e torba si dimostra una scelta promettente per il settore della biofiltrazione.

Parole chiave: trattamento aria, biofiltri, cippato di legno, lapillo vulcanico, torba.

BIOFILTRATION OF GASEOUS EFFLUENTS FROM A COMPOSTING PROCESS: COMPARISON BETWEEN DIFFERENT PACKING MEDIA

Abstract – During the last decades, the sector of air pollution control has encountered important technological advances. The biological filtration of the exhaust air coming from various civil and industrial processes has followed the same path. Nevertheless, the selection of the most appropriate filtering media is still challenging in biofiltration systems and this choice is a key factor in ensuring satisfying removal efficiencies in biofilters. Although organic filtering media are characterized by low costs, broad availability, microbial diversity and relatively high nutrient content, they suffer from a shorter lifetime than inorganic materials. The present study has the purpose of evaluating the application of different filtering media for their adoption in biofiltration systems, with the

aim of reducing the concentration of volatile organic compounds (VOCs), hydrogen sulphide (H₂S) and odours. To this purpose, a pilot-scale plant was created to simulate the gaseous effluent generated from a composting process. The pilot-scale plant consists in a biocell with an inner volume of 1 m³, a scrubber for the abatement of ammonia, and three biofiltration columns filled with 1) wood chips, 2) lava rock (50%) and peat (50%) combination and 3) peat only. The biocell was filled with mixed organic waste, composed of the organic fraction of municipal solid waste and green waste. The biocell was fed with an airflow rate of 6 Nm³ h⁻¹ by alternating aeration/no aeration phases. The duration of each phase was set to 30 min. Air samples were taken during four days distributed along the first phase of the composting process, during which the waste undergoes strong oxidation by the microorganisms. The air samples were analysed through dynamic olfactometry, photoionization and an electronic nose analyser, to evaluate the removal efficiency of the biofilters in terms of abatement of the concentrations of odours, VOCs and H₂S, respectively. To control the process, key parameters were continuously monitored, such as the temperature within the waste in the biocell, the temperature of the air at the inlet of the biofilters, the pH of the leachate extracted from the biocell and the pressure drop between the entrance and the exit of the three biofilters. The waste temperature was characterized by a constant increase during the first week of the experiment, and achieved a peak temperature of about 63°C. The temperature was permanently > 55°C for ten consecutive days, allowing for proper sterilization of the waste. A decreasing temperature trend was observed starting from the 13th day. The trend of air temperature at the inlet of the biofilters resembles the trend of the waste temperature, although the thermal excursion is lower as well as the temperature values, due to the cooling effect generated by the scrubber and by the transit along the pipelines. For this reason, the inlet temperature varied in the range 27÷36°C during the experiment. After an acidic phase at the beginning of the experiment, with values comprised between 5 and 6, the pH of the leachate showed an increase until reaching a peak value of 8,81. After the achievement of the peak value, the pH started decreasing and reached values slightly higher than neutrality. The pressure drop, moreover, was < 300 Pa during the entire process for all the media used, with initial higher values for lava rock-peat and peat only columns, probably related to higher water content after the inoculation phase. The analyses on the air samples collected during the experiment showed that lava rock-peat combination seems

* Per contatti: Via G.B. Vico 46 (c/o Villa Toeplitz), 21100 Varese. Tel. 03.32218782. vincenzo.torretta@uninsubria.it

to be the most interesting solution for the abatement of odours, VOCs and H₂S generated from composting processes in biocells, especially at the beginning of the process, when the pollutant load is higher. The biofilter filled with lava rock and peat allowed obtaining average removal efficiencies of 96%, 95% e 77%, respectively for the abatement of odours, VOCs and H₂S. Wood chips and peat only showed a weaker performance, respectively with average removal efficiencies of 90%, 88% e 62% and 95%, 89% e 69%. The results obtained in this paper show that lava rock and peat combination can be considered as a promising option for the biofiltration sector.

Keywords: *air treatment, biofilters, wood chips, lava rock, peat.*

Ricevuto il 17-10-2021; Correzioni richieste il 19-11-2021; Accettazione finale il 13-12-2021.

1. INTRODUZIONE

I sistemi di biofiltrazione rientrano nelle prime tecnologie impiegate nel trattamento dell'aria; sono stati principalmente utilizzati con lo scopo di abbattimento degli odori e in generale per la rimozione di inquinanti indesiderati (Kleinheinz e Bagley, 1998; Barbusinski et al., 2017). Questa biotecnologia è risultata particolarmente efficace per la rimozione di basse concentrazioni di composti organici volatili (COV) nonché di composti a base di zolfo e azoto, presenti in effluenti gassosi provenienti da impianti di trattamento meccanico-biologico dei rifiuti (Sanchez-Monedero et al., 2003). È inoltre possibile riscontrare altre applicazioni in impianti industriali, agricoli e di trattamento delle acque reflue, per la rimozione dei suddetti composti e, in generale, dei composti odorigeni (Yu et al., 2020). Un sistema di biofiltrazione consiste nell'utilizzo di ventilatori per convogliare un flusso di aria contaminata attraverso reattori dotati di mezzi di riempimento. Questi ultimi vengono colonizzati da microrganismi in grado di formare dei biofilm e di convertire gli inquinanti presenti in anidride carbonica (CO₂), acqua (H₂O) e biomassa (Sanchez-Monedero et al., 2003; Hu et al., 2020; Barbusinski et al., 2021).

A differenza di altri metodi convenzionali (quali adsorbimento, condensazione, incenerimento e fotolisi), i processi biologici sono dei sistemi eco-friendly a basso costo e con performance affidabili. È possibile tuttavia osservare anche alcuni limiti e svantaggi, tra cui l'accumulo di biomassa, l'eterogenea distribuzione di quest'ultima e dei nutrienti nel sistema (Cheng et al., 2016), la sensibilità dei microrganismi a cambiamenti di carico di inquinante (Martini et al., 2019), nonché l'emissione di bioaerosol (Hu et al., 2020).

Negli ultimi venti anni si è assistito ad un importante progresso nelle tecnologie di abbattimento degli odori. Ciononostante, la selezione dei più appropriati mezzi di riempimento è ancora un'incognita nei sistemi di biofiltrazione (Lebrero et al., 2021), anche se questo parametro ricopre un importante ruolo nelle efficienze di rimozione (Xie et al., 2009). Sebbene i mezzi di riempimento organici (quali compost, torba, cippato di legno, corteccia e gusci di noce) siano caratterizzati da basso costo, ampia disponibilità, diversità microbica e contenuto di nutrienti, essi presentano una ridotta vita media (3÷5 anni (Chmielowiex-Korzeniowska et al., 2020)) rispetto a materiali inorganici (quali schiuma di poliuretano, carbone attivo e lava rock) (Lebrero et al., 2014). Questi ultimi sono di fatto generalmente contraddistinti da integrità strutturale e resistenza alla compattazione del letto filtrante (Li et al., 2005).

La tipologia di materiale, inoltre, è essenziale per valutare l'eventuale necessità di inoculi a supporto del processo di biofiltrazione. Tale esigenza non è di norma presente in sistemi che sfruttano materiali organici di origine naturale (per es. cortecce), in quanto si verifica una selezione naturale tra gli organismi presenti nel mezzo di riempimento. Nel caso di materiali sintetici (per es. perlite) o naturali a ridotto contenuto microbico (per es. lava rock), gli inoculi diventano invece essenziali (Langolf e Kleinheinz, 2006).

Il presente studio si è quindi prefisso, come obiettivo, la valutazione dell'utilizzo di differenti mezzi di riempimento all'interno di sistemi di biofiltrazione, al fine di ridurre la concentrazione in uscita di COV, idrogeno solforato (H₂S) e odori. A tal fine, è stato realizzato un impianto a scala pilota per simulare l'effluente gassoso di un processo di compostaggio della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) addizionata con rifiuto verde. A seguito dell'abbattimento dell'ammoniaca mediante uno scrubber, il trattamento dell'aria è stato operato per mezzo di tre colonne di biofiltrazione, riempite, rispettivamente, con cippato di legno, lava rock e torba (50% e 50%), e solo torba.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Impianto pilota

L'impianto pilota, così come visibile in Figura 1, è costituito da tre elementi principali: biocella di compostaggio (A), scrubber (B) e colonne di biofiltrazione (C1, C2 e C3).

Il primo elemento (la biocella) consiste in un reattore chiuso in grado di contenere al massimo 1 m³ di rifiuti da sottoporre ad un processo di compostaggio. Tale reattore è dotato di una serie di fori grazie ai quali è possibile insufflare/sfiatare aria o inserire sonde per monitorare il processo biologico. Sul fondo è posizionata una griglia che consente di creare una camera d'aria necessaria ad ottenere una migliore distribuzione di quest'ultima all'interno del cumulo di rifiuti. La biocella è inoltre dotata di un sistema di scarico, che consente di allontanare il percolato ad un apposito serbatoio. Tra gli strumenti di misura installati in tale reattore si hanno un flussimetro per misurare la portata d'aria in ingresso dal fondo del reattore (regolabile attraverso apposita valvola e generata mediante un compressore), una sonda di temperatura (posizionata all'interno del cumulo dei rifiuti) e una di pH (in apposito bicchiere posizionato nel sistema di scarico) per monitorare l'andamento del processo di compostaggio.

L'aria inquinata in uscita dalla biocella viene quindi indirizzata tramite un sistema di tubazioni ad uno scrubber, dotato di due ugelli e di corpi di riempimento per garantire un adeguato contatto tra l'aria da trattare e una soluzione di acqua e acido solforico (H₂SO₄) al 30%. In tale modo si ottiene l'abbattimento di ammoniaca, che potrebbe danneggiare il successivo trattamento di biofiltrazione, specie per concentrazioni superiori a 100 ppm (Frederickson et al., 2013). Il dosaggio di H₂SO₄ viene effettuato monitorando il pH della soluzione di lavaggio mediante un'apposita sonda: il superamento di un pH pari a 3 attiva automaticamente una pompa di dosaggio dell'acido.

A seguito dell'abbattimento dell'eventuale ammoniaca presente, l'aria viene ripartita in tre biofiltri cilindrici. Tali colonne, ad eccezione del mezzo di riempimento, sono uguali tra loro: presentano un'altezza di 2,20 m (di cui 1,20 m di mezzo di riempimento) ed un DN 150 (D = 160 mm; D_{interno} = 150,6 mm). In colonne a ridotto diametro è fondamentale minimizzare l'effetto parete, a causa del quale il flusso d'aria tende a fluire lungo le pareti interne (Fanfan et al., 2005); a tal fine sono state previste delle flange rompitratta ogni 400 mm lungo l'altezza di riempimento. I biofiltri presentano inoltre un sistema di irrigazione nella parte sommitale e una camera d'aria sul fondo, che convoglia anche l'acqua di scarico nel serbatoio precedentemente citato. A monte di ciascun biofiltro è presente un flus-



Figura 1 – Impianto pilota oggetto di studio (A biocella; B scrubber; C1 biofiltro in cippato di legno; C2 biofiltro in lava rock + torba; C3 biofiltro in torba)

simetro e una valvola per la regolazione della portata; sono inoltre installati dei misuratori di pressione differenziale per la determinazione delle perdite di carico associate al materiale filtrante. Per il dimensionamento del sistema è stata considerata una portata d'aria da insufflare nella biocella di 6 m³ h⁻¹, ritenuta sufficiente per l'ossidazione del contenuto di solidi volatili (SV) del rifiuto, stimato pari a circa 150 kg su un totale di 500 kg di rifiuto trattato. La portata d'aria insufflata nella biocella viene successivamente ripartita omogeneamente nei tre biofiltri, dimensionati quindi considerando una portata di 2 Nm³ h⁻¹. Ciascuna colonna è dotata di un sistema di irrigazione autonomo, impostato per garantire una bagnatura di 5÷10 L d⁻¹ m⁻² nella colonna C1 (cippato di legno) e di 2÷4 L d⁻¹ m⁻² nelle colonne C2 (50% in lava rock e 50% torba, rispettivamente come strato inferiore e superiore) e C3 (torba). Nel dettaglio, si precisa che è stato utilizzato cippato di legno con densità apparente di 250÷300 kg m⁻³, lava rock di granulometria 5÷10 mm e densità apparente 880÷980 kg m⁻³ e torba granulare di origine irlandese MonaFil®.

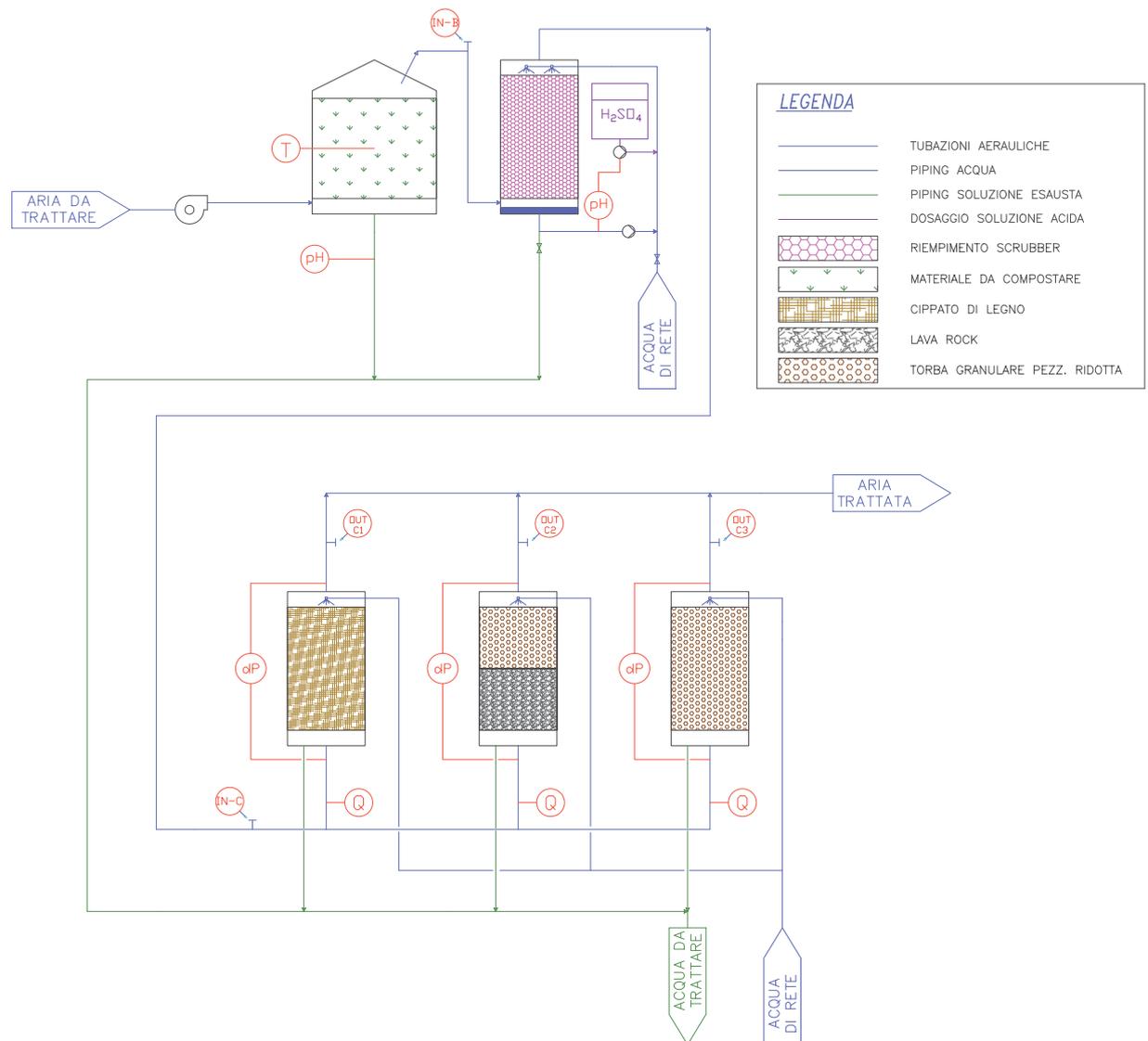


Figura 2 – Schema di processo dell'impianto pilota oggetto di studio

In Figura 2 si riporta lo schema completo del processo.

2.2. Ciclo di compostaggio

Il compostaggio è un processo aerobico utilizzato nella gestione dei rifiuti, che consente la degradazione e la stabilizzazione biologica della materia organica (Wéry, 2014); il suo obiettivo è quello di ottenere il compost, un prodotto stabile utilizzabile come fertilizzante e ammendante del suolo (Cerdea et al., 2018; Bian et al., 2019). Durante tale processo, è fondamentale garantire adeguate condizioni chimico-fisiche, quali pH, temperatura e umidità, che influenzano lo sviluppo della comunità microbica (Kitamura et al., 2021). La prima fase del compostaggio è caratterizzata da intensa attività biologica affiancata da un incremento delle

temperature; si verifica poi una fase di fermentazione in cui la degradazione della sostanza organica è operata da microrganismi termofili e, infine, si ha una fase di maturazione con reazioni di umificazione (Wéry, 2014).

I tradizionali impianti di compostaggio determinano una serie di impatti ambientali, tra cui la produzione di odori; quest'ultima viene accentuata in caso di errori nella preparazione iniziale della miscela da compostare nonché nella gestione del processo (Wéry, 2014; Bian et al., 2019).

Al fine di attivare le colonne di biofiltrazione e di studiare le condizioni chimico-fisiche ottimali per il funzionamento dell'impianto, sono stati svolti due cicli di compostaggio precedenti a quello effettivamente oggetto di analisi. Le prime due prove sono state effettuate compostando un volume di rifiuti inferiore e hanno evidenziato la complessi-

tà di gestione del processo in una biocella in piccola scala. Tra le criticità riscontrate si sottolineano il mantenimento di un'adeguata umidità e l'eterogenea distribuzione dell'aria nel cumulo di rifiuti. Operando un'aerazione continua senza ribaltamento e bagnatura del cumulo, si sono di fatto osservate temperature massime di circa 50÷55°C, con una loro veloce diminuzione dopo circa 7 d dal caricamento del reattore. Si precisa che nonostante le alte temperature raggiungibili durante il compostaggio, grazie alle perdite di calore associate alla biocella, alle tubazioni e allo scrubber, la temperatura dell'aria in ingresso ai biofiltri è sempre risultata compatibile con il corretto funzionamento di questi ultimi, la cui attività viene inibita al superamento dei 40°C (Chiumenti e Chiumenti, 2002). Un'adeguata progressione del processo si è osservata alternando fasi di aerazione/non aerazione e bagnando giornalmente (mediante apposito ugello interno alla biocella) il cumulo di rifiuti.

Il ciclo di compostaggio oggetto del presente lavoro ha quindi previsto:

- il riempimento della biocella con 1 m³ di rifiuti;
- la bagnatura del cumulo di rifiuti con 16 L d⁻¹ di acqua;
- fasi di aerazione e di non aerazione di 30 min ciascuna.

Per quanto riguarda le colonne di biofiltrazione, invece, un'adeguata umidità è stata garantita dal sistema di irrigazione precedentemente citato. Contemporaneamente al caricamento della biocella sono stati inoltre utilizzati degli inoculi per favorire l'attività microbica.

2.3. Campionamento e monitoraggio dell'impianto

L'efficacia dei biofiltri nel trattamento dell'aria proveniente dalla biocella, in termini di abbattimento dell'odore, di COV e H₂S, è stata valutata in quattro differenti giornate: il terzo, decimo, quattordicesimo e diciassettesimo giorno dal caricamento dei rifiuti. Da apposite prese campione, in ognuna di queste giornate sono stati prelevati quattro campioni, chiamati "IN-C" (aria in ingresso ai biofiltri), "OUT-C1" (aria in uscita dal biofiltro in cippato di legno), "OUT-C2" (aria in uscita dal biofiltro in lava rock-torba) e "OUT-C3" (aria in uscita dal biofiltro in torba). Nel dettaglio sono state utilizzate esclusivamente delle sacche di campionamento di Nalophan™ della capacità di circa 6 L, dotate di tubicino e tappo di Teflon™. Questi materiali risultano conformi alla normativa euro-

pea inerente la determinazione della concentrazione di odore (EN 13725:2003, recepita in Italia come UNI EN 13725:2004), in quanto inodori e poco permeabili ai COV, garantendo una conservazione ottimale del campione da analizzare. I campioni sono stati prelevati senza l'ausilio di pompe a depressione o altra strumentazione, sfruttando la leggera sovrappressione del sistema aeraulico, e sono stati successivamente sottoposti ad analisi chimica e olfattometrica entro 30 h dal campionamento, in accordo con quanto previsto dalla norma EN 13725:2003.

Dal caricamento dei rifiuti sono state misurate giornalmente la temperatura nella biocella e dell'aria in ingresso ai biofiltri, il pH del percolato della biocella e della soluzione di acqua-H₂SO₄ dello scrubber, nonché le perdite di carico delle colonne di biofiltrazione. Tali parametri, oltre ad essere misurati nel pomeriggio di ogni giornata, sono stati analizzati anche poco prima dei campionamenti, svolti tutti ad inizio giornata.

Nella seconda e terza giornata di campionamento, è stato valutato anche l'effetto dello scrubber, prelevando dei campioni chiamati "IN-B" (aria in ingresso allo scrubber) e "OUT-B" (aria in uscita dallo scrubber). Nello schema di processo (Figura 2), i punti di campionamento "OUT-B" e "IN-C" coincidono.

2.4. Analisi

I campioni prelevati nelle diverse giornate sono stati sottoposti a prova mediante olfattometria dinamica, per la determinazione della concentrazione di odore, nonché ad analisi chimiche, al fine di valutare l'efficienza di abbattimento di odore e di composti volatili dei diversi materiali studiati e caricati nei biofiltri.

2.4.1. Olfattometria dinamica

L'olfattometria dinamica consente di determinare la concentrazione di odore (C_{odore}) di campioni odoriferi, espressa in unità odorimetriche al metro cubo (OU_E m⁻³). La concentrazione di odore è definita come il numero di diluizioni con aria neutra necessarie affinché si raggiunga la soglia di detezione del campione. La determinazione della concentrazione di odore viene effettuata presentando, a concentrazione crescente, il campione a un gruppo di esaminatori utilizzando un apposito diluitore, chiamato olfattometro. Le analisi sono state condotte utilizzando un olfattometro Ecoma GmbH Mod. TO8, basato sul modello Si/No, e coinvol-

gendo gruppi di prova formati da quattro esaminatori selezionati mediante test di sensibilità olfattiva, in accordo con i criteri previsti dalla norma (EN 13725:2003).

2.4.2. Analisi chimiche

Per poter ottenere la completa caratterizzazione chimica dei campioni, sono state effettuate diverse analisi, utilizzando diversi strumenti in accordo con la specifica necessità analitica.

Per la quantificazione del contenuto totale di composti organici volatili nei campioni, è stato utilizzato un sensore a fotoionizzazione (PID). In particolare, è stato impiegato un sensore PID Ion Science Tiger 10,6 eV. Lo strumento, calibrato in isobutilene, è stato collegato direttamente alle sacche prelevate in campo per ottenere la concentrazione di COV totali, espressa in ppm di isobutilene.

Per l'analisi di ammoniaca e idrogeno solforato è stato utilizzato un naso elettronico, dotato di specifici sensori per il rilevamento di questi composti. I nasi elettronici sono strumenti su cui vengono montati un array di sensori elettrochimici, spesso utilizzati nell'ambito dei monitoraggi olfattometrici. Grazie ai sensori montati all'interno dello strumento, è possibile misurare la concentrazione di specie odorogene grazie alla risposta elettrochimica dei sensori. Lo strumento utilizzato durante le analisi è un naso elettronico Rubix WT1, con sensori specifici per NH_3 e H_2S . La concentrazione di queste specie è stata misurata in ppm.

Per l'identificazione dei COV presenti nei campioni si è utilizzata, come tecnica analitica, la gascromatografia accoppiata alla spettrometria di

massa (GC-MS). Questa tecnica consente la risoluzione di miscele complesse e il riconoscimento immediato dei singoli componenti mediante l'impiego di uno spettrometro di massa come detector. Le analisi sul contenuto di COV presente nei campioni è stata effettuata utilizzando lo strumento DANI Master TD-GC/TOF-MS, prelevando l'aria per mezzo di pompa a portata calibrata (DANI Master Air Sampler) direttamente dalle sacche di NalophanTM utilizzate per il campionamento olfattometrico. I campioni sono stati caratterizzati in termini di contenuto di COV mediante processo di desorbimento termico (DANI Master TD) e successiva analisi gascromatografica con rilevatore di massa TOF (DANI Master TOF MS Plus). Durante le analisi si è utilizzata una colonna capillare in polidimetilsilossano (MEGA s.r.l.) 30 m, 0,25 mm e spessore del film di 2,5 μm . Il carrier gas utilizzato è stato elio con un flusso di 0,7 mL min^{-1} . La temperatura dell'iniettore, della sorgente e della transferline è stata impostata rispettivamente a 250, 200 e 200°C. La rampa di temperatura utilizzata è stata la seguente: temperatura iniziale di 45°C e temperatura finale di 250°C con una velocità di 10°C min^{-1} . Il riconoscimento dei composti è stato condotto per confronto degli spettri con la libreria informatica NIST 14 (2014).

3. RISULTATI

Nei seguenti grafici si riporta l'andamento dei parametri chimico-fisici (temperature, pH, perdite di carico) monitorati durante il funzionamento dell'impianto pilota.



Figura 3 – Temperatura nel cumulo di rifiuti presente nella biocella e dell'aria in ingresso ai biofiltri durante il funzionamento dell'impianto pilota

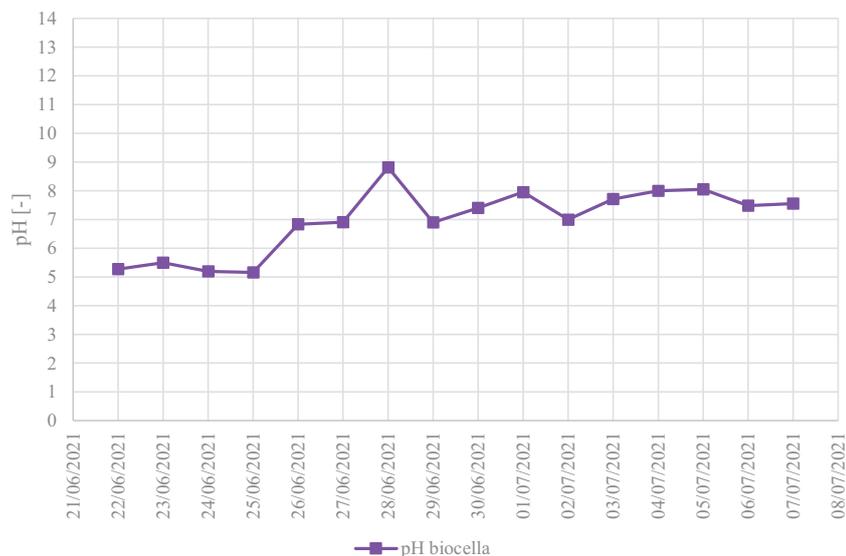


Figura 4 – pH del percolato in uscita dalla biocella durante il funzionamento dell'impianto pilota

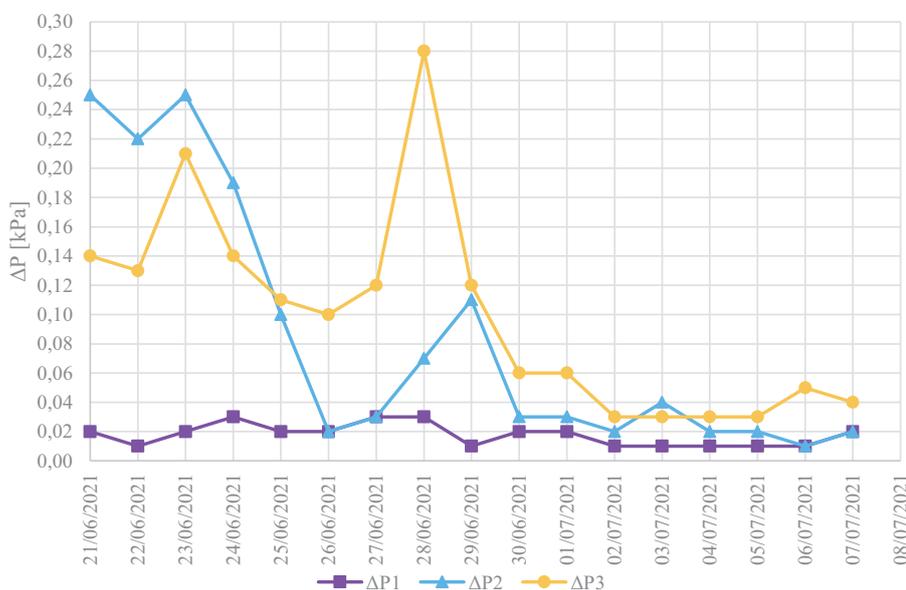


Figura 5 – Perdite di carico delle colonne di biofiltrazione C1 (ΔP1), C2 (ΔP2) e C3 (ΔP3) durante il funzionamento dell'impianto pilota

Nelle Figure 6-7-8 (a pagina seguente) è riportato l'andamento, durante il compostaggio, delle concentrazioni di COV, odori e H₂S, nonché le efficienze di abbattimento (η) delle tre colonne di biofiltrazione.

In Tabella 1 vengono riportati gli stessi parametri chimico-fisici, misurati poco prima dei campionamenti, a differenza dei precedenti grafici che fanno riferimento alle condizioni presenti nel pomeriggio di ogni giornata.

Tabella 1 – Parametri di processo misurati durante i campionamenti

N° analisi	Data analisi	T _{biocella} [°C]	T _{in, biofiltri} [°C]	pH _{biocella} [-]	ΔP1 [kPa]	ΔP2 [kPa]	ΔP3 [kPa]
I	24/06/2021	51,5	27,3	5,80	0,01	0,15	0,19
II	01/07/2021	62,7	28,7	7,49	0,01	0,06	0,04
III	05/07/2021	53,7	25,7	7,80	0,01	0,02	0,06
IV	08/07/2021	51,9	29,1	7,88	0,01	0,02	0,03

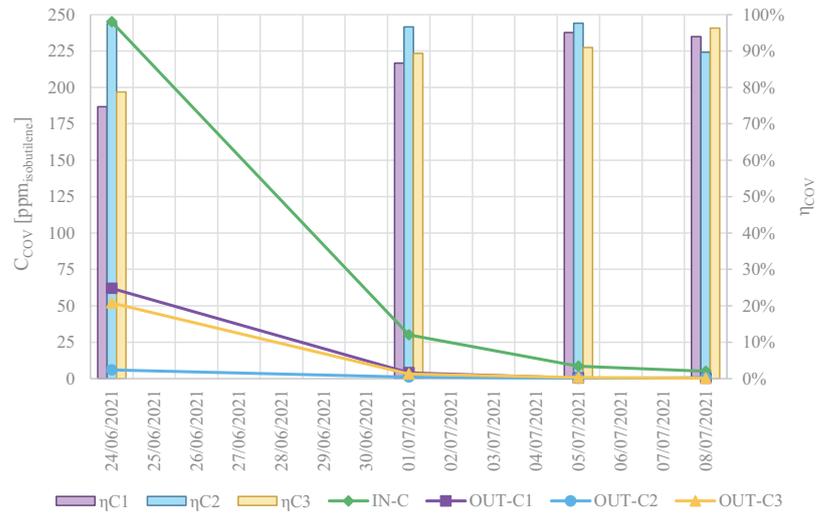


Figura 6 – Concentrazione di COV in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio, con le relative efficienze di rimozione

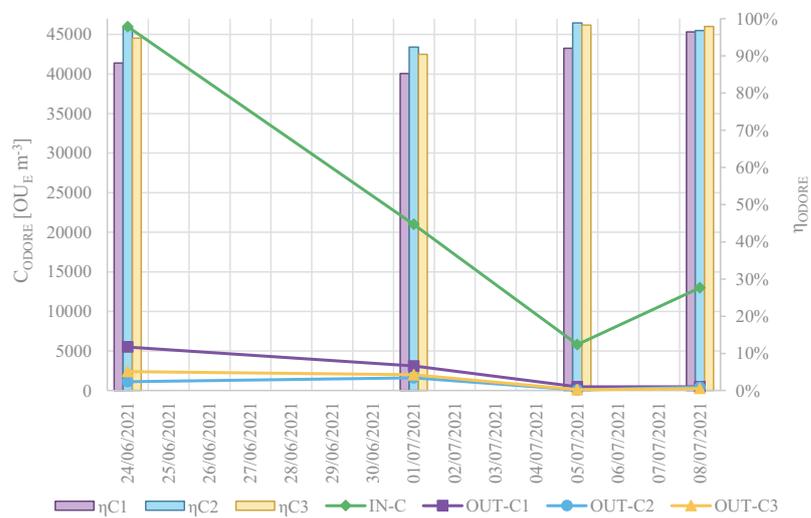


Figura 7 – Concentrazione di odore in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio, con le relative efficienze di rimozione

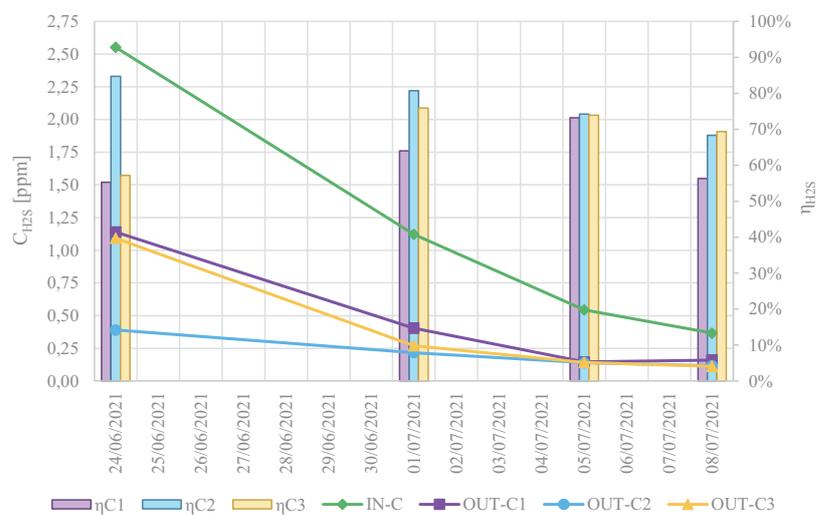


Figura 8 – Concentrazione di H₂S in ingresso e in uscita dalle colonne di biofiltrazione durante il processo di compostaggio, con le relative efficienze di rimozione

Tabella 2 – Concentrazioni di ammoniaca in ingresso allo scrubber, in ingresso e in uscita dalle colonne di bio-filtrazione durante il processo di compostaggio

N° analisi	Data analisi	C _{NH3} IN-B [ppm]	C _{NH3} IN-C [ppm]	C _{NH3} OUT-C1 [ppm]	C _{NH3} OUT-C2 [ppm]	C _{NH3} OUT-C3 [ppm]
I	24/06/2021	-	0,169	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**
II	01/07/2021	180,9*	1,100	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**
III	05/07/2021	180,9*	0,180	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**
IV	08/07/2021	-	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**	< 0,09**

* Fondoscala sensore utilizzato. **LOD – Limit Of Detection per il sensore a RH = 50% e T = 20°C.

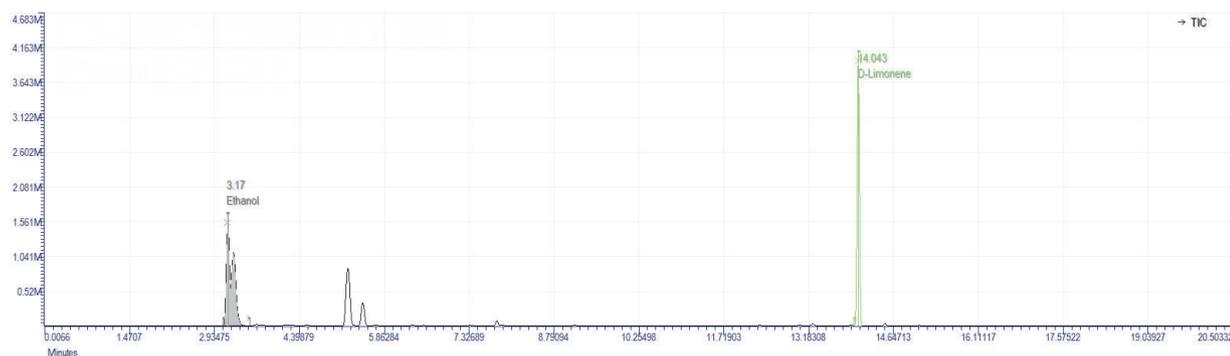


Figura 9 – Cromatogramma GC-MS (asse x: tempo [min]; asse y: counts) del campione IN-C prelevato durante la prima giornata di campionamento

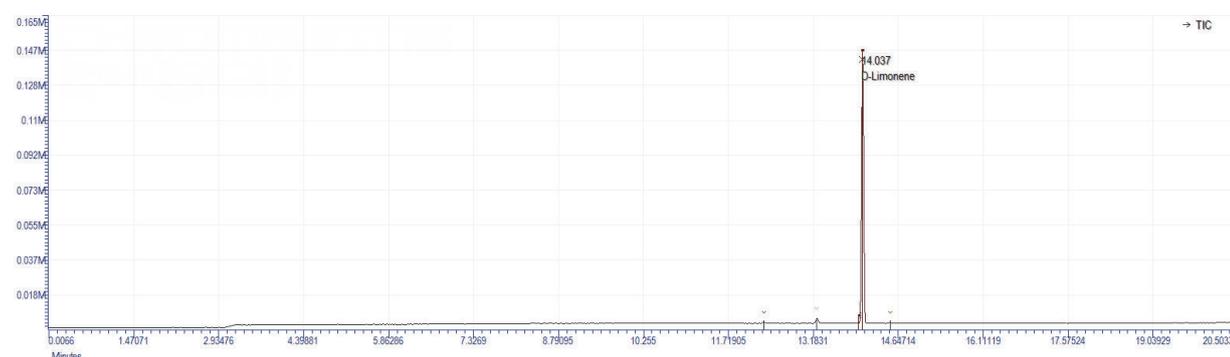


Figura 10 – Cromatogramma GC-MS (asse x: tempo [min]; asse y: counts) del campione OUT-C2 prelevato durante la prima giornata di campionamento

In Tabella 2 si riportano invece i risultati relativi alle concentrazioni di ammoniaca rilevate.

Dall'analisi qualitativa ottenuta mediante GC-MS, è stato possibile identificare i COV caratteristici presenti nelle emissioni. A titolo esemplificativo, si riportano in Figure 9-10 i cromatogrammi dei campioni prelevati all'ingresso dei biofiltri e all'uscita della colonna C2 (50% lava rock + 50% torba) nella prima giornata di analisi della sperimentazione. Nel materiale supplementare, si riportano i diversi cromatogrammi ottenuti per tutti i punti campionati durante l'intera sperimentazione.

4. DISCUSSIONE

La temperatura nella biocella (Figura 3) subisce un incremento pressoché costante nel corso della prima settimana della sperimentazione, raggiungendo un picco di quasi 63°C. Questo parametro si mantiene stabilmente al di sopra dei 55°C per 10 giorni consecutivi; si osserva infine una fase di decrescita a partire dal tredicesimo giorno. L'andamento della temperatura dell'aria in ingresso ai biofiltri rispecchia quello della temperatura nella biocella, presentando comunque un'escursione e valori inferiori a causa del

raffreddamento ad opera dello scrubber e lungo il percorso ai biofiltri, che porta la temperatura a valori compresi tra circa 27 e 36°C. Dopo un'iniziale fase acida della durata di quattro giorni, con valori compresi tra 5 e 6, il pH del percolato in uscita dalla biocella aumenta fino a raggiungere il valore di 8,81, per poi diminuire fino ad assestarsi su valori di poco superiori alla neutralità. Si precisa inoltre che nella prima giornata di funzionamento dell'impianto non è riportato alcun valore di pH in quanto non ancora presente percolato (Figura 4). Per quanto riguarda le perdite di carico, si osservano valori relativamente contenuti ed inferiori a 300 Pa. Soprattutto per le colonne C2 e C3, si può inoltre notare una loro riduzione nel corso del funzionamento dell'impianto (Figura 5), a differenza di quanto riportato in letteratura, dove si indica un aumento di perdite di carico nel tempo, associato all'accumulo di biomassa nei biofiltri (Yang et al., 2010; Hu et al., 2015). Ciò potrebbe essere associato alla notevole bagnatura operata durante la fase di inoculazione: le colonne C2 e C3, a differenza della C1, sono caratterizzate da pori di minori dimensioni e potrebbero aver accumulato una maggiore quantità di acqua. La valutazione della variazione delle perdite di carico, tuttavia, per essere rappresentativa, dovrà sicuramente richiedere un ulteriore approfondimento, con tempi di funzionamento dell'impianto più lunghi.

Come già accennato, le Figure 3-4-5, sono state realizzate sulla base di misure effettuate nel pomeriggio di ogni giornata; dato che l'impianto è stato dismesso a seguito dell'ultimo campionamento, svolto al mattino, i grafici non riportano informazioni relative all'ultima giornata (8 luglio). Per comprendere le condizioni di temperatura, pH e perdite di carico presenti effettivamente nell'ultima giornata, si faccia quindi riferimento alla Tabella 1.

Osservando l'andamento della concentrazione di odore durante la sperimentazione, si osserva una sua generale diminuzione, sia in ingresso che in uscita dai biofiltri. La concentrazione di odore in uscita dalla biocella, riportata dalla linea verde in Figura 7, evidenzia un andamento globalmente monotono decrescente, che può essere associato alla riduzione del carico di COV (visibile invece dalla linea verde in Figura 6). D'altra parte, tra gli ultimi due campioni, si è ottenuta una lieve controtendenza. Tale dato può essere correlato a due fattori: da una parte l'incertezza della misura olfattometrica, basata su una scala esponenziale a ba-

se due, che definirebbe comunque come parzialmente sovrapponibili gli intervalli di confidenza dei dati del 05/07/2021 e del 08/07/2021; dall'altra non è aprioristicamente escludibile che nell'ultima fase della bioossidazione venga rilasciata una piccola porzione di molecole non rilevabili tramite GC-MS, ma con una potenzialità odorigena non trascurabile.

I biofiltri si caratterizzano per efficienze di rimozione di COV e odore pressoché costanti lungo la durata della sperimentazione. Confrontando tra loro le concentrazioni di odore misurate all'uscita dei biofiltri, si riscontrano nelle fasi iniziali della sperimentazione delle performance leggermente superiori per il materiale lava rock-torba (C2). Esso infatti presenta, durante le prime giornate di monitoraggio, un'efficienza di abbattimento dell'odore superiore, prossima al 99%. L'efficienza media di abbattimento della concentrazione di odore su tutto il periodo di sperimentazione risulta pari al 90%, 96% e 95%, rispettivamente per cippato di legno (C1), 50% lava rock + 50% torba (C2) e 100% torba (C3). In ogni caso, durante tutto il periodo di sperimentazione, tutti i mezzi di riempimento per sistemi di biofiltrazione oggetto di indagine, hanno evidenziato efficienze di abbattimento sempre superiori all'85%. Sebbene le analisi di COV totali tramite sensore PID non rappresentino una quantificazione estremamente rigorosa della somma delle sostanze organiche, a causa dei diversi fattori di risposta per differenti molecole, dalle analisi appare evidente un'elevata riduzione ottenibile tramite la tecnica di biofiltrazione, con valori che si aggirano tra il 75% e il 98%. Le colonne C1 e C3 presentano qualitativamente un andamento crescente dell'efficacia di rimozione dei COV in funzione del tempo di lavoro; d'altra parte, la colonna C2 presenta un andamento essenzialmente costante e superiore alle due alternative.

Considerando le risposte dei sensori specifici, anche per l'H₂S si osserva una generale diminuzione della sua concentrazione durante il periodo di osservazione (Figura 8). Per quanto riguarda l'efficienza di abbattimento, il materiale lava rock-torba (C2) presenta, nelle fasi iniziali della sperimentazione, performance migliori rispetto agli altri materiali, con rendimenti che superano l'80%. I dati di efficienza di abbattimento medi su tutto il periodo di sperimentazione della concentrazione di H₂S per i tre riempimenti risultano, rispettivamente per cippato di legno (C1), 50% Lava rock + 50% torba (C2) e 100% torba (C3), pari al 62%, 77% e 69%.

Per quanto riguarda l'ammoniaca, da Tabella 2 si nota subito un ottimo funzionamento dello scrubber, la cui efficienza non è stata tuttavia quantificata in quanto le concentrazioni di tale inquinante, in ingresso al sistema (C_{NH_3} IN-B), sono risultate superiori rispetto al fondoscala (180,9 ppm) del sensore utilizzato. In uscita dai biofiltri, invece, si sono osservate concentrazioni prossime o inferiori al limite di rilevamento del sensore (LOD = 0,09 ppm).

Discutendo invece le analisi GC-MS (riportate nel materiale supplementare), si osserva che i composti identificati nei campioni (sia in ingresso che in uscita ai biofiltri) sono principalmente terpeni (d-limonene, pinene e fellandrene). Tra questi composti, il d-limonene risulta essere preponderante e persistente durante tutta la campagna di monitoraggio. A livello qualitativo, si osserva una diminuzione dell'intensità del picco, intesa come l'altezza del picco, osservata nel cromatogramma relativo a questo composto, tra ingresso e uscite dei biofiltri durante la medesima giornata di monitoraggio. Inoltre, osservando i cromatogrammi ottenuti durante l'intera sperimentazione, si osserva nuovamente una diminuzione qualitativa dei composti osservati durante il periodo di monitoraggio, dovuta probabilmente alla riduzione del carico di COV emesso dalla biocella. La diminuzione osservata dalle analisi GC-MS, sia tra ingresso e uscita dei biofiltri che generalizzata durante lo svolgimento della sperimentazione, risulta in linea con il dato quantitativo totale ottenuto mediante il sensore PID. Si evidenzia inoltre che, nelle prime giornate di monitoraggio, all'ingresso dei biofiltri si sono rilevati segnali cromatografici a bassi tempi di ritenzione attribuiti a composti ossigenati, quali etanolo, etilacetato e butanale. Questi composti non sono stati riscontrati in uscita dai biofiltri: ciò può essere imputato alla loro alta solubilità in acqua rispetto ai composti terpenici discussi, come evidenziato dalle solubilità riportate in Tabella 3.

Tabella 3 – Solubilità dei composti osservati (Yalkowsky et al., 2010)

Composto	Temperatura [°C]	Solubilità [g L ⁻¹]
Etanolo	-	Completamente miscibile
Butanale	25	$6,629 \cdot 10^1 - 6,990 \cdot 10^1$
Limonene	25	$9,5 \cdot 10^{-3} - 1,377 \cdot 10^{-2}$
Pinene	25	$1,2 \cdot 10^{-2}$

Nel complesso, dai risultati ottenuti, si evince che l'accoppiamento di lava rock e torba risulta essere una scelta promettente per il settore della biofiltrazione di effluenti gassosi. Anche La et al. (2018), pur lavorando sull'abbattimento di metano, confermano l'efficacia della combinazione di un mezzo filtrante inorganico con uno organico. In particolare, tale studio dimostra come con l'accoppiamento di lava rock e compost (1:1) si possano ottenere prestazioni analoghe a biofiltri costituiti interamente da compost, superando tuttavia i problemi associati all'eccessivo sviluppo di biomassa e alla conseguente distribuzione non uniforme di aria nel mezzo filtrante, tipici dei biofiltri in materiale organico biologicamente attivo.

5. CONCLUSIONI

La sperimentazione qui descritta ha consentito di approfondire il comportamento e le prestazioni di diversi materiali filtranti per sistemi di biofiltrazione, finalizzati al trattamento dell'aria di processo in uscita da biocelle per il compostaggio della FORSU. Il processo di compostaggio in sé, relativamente alla fase di biossidazione accelerata, è stato condotto a scala pilota all'interno di una biocella sperimentale. La fase di biossidazione accelerata contribuisce infatti al maggior carico di COV e composti odorigeni ed è pertanto stata ricreata al fine di valutare le prestazioni di abbattimento ad opera dei tre biofiltri nelle condizioni di massimo stress a cui la biomassa microbica è sottoposta.

Dai risultati chimici e olfattometrici ottenuti, è possibile affermare che, nelle condizioni di sperimentazione, il materiale lava rock + torba appare essere, soprattutto nelle fasi iniziali, la soluzione più efficace tra quelle testate per l'abbattimento di odore e COV derivanti dal compostaggio di materiale organico all'interno di biocelle. Il biofiltro costituito da lava rock e torba ha consentito di ottenere efficienze medie di rimozione di odore, COV e H₂S rispettivamente pari a 96%, 95% e 77%. La combinazione di tali materiali si rivela quindi una scelta promettente per il settore della biofiltrazione; ulteriori sperimentazioni saranno comunque necessarie per studiarne l'efficacia per periodi di tempo più lunghi, così da valutarne l'effettiva vita media e l'applicabilità a scala reale. L'impianto pilota realizzato potrà inoltre essere utilizzato per individuare il rapporto di volume ideale tra lava rock e torba nonché per studiare mezzi filtranti non ancora presi in considerazione.

6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Barbusiński K., Kalembe K., Kasperczyk D. et al. (2017). Biological methods for odor treatment – a review. *Journal of Cleaner Production*, 152: 223-241.
- Barbusiński K., Parzenta-Gabor A. e Kasperczyk D. (2021) Removal of odors (mainly H₂S and NH₃) using biological treatment methods. *Clean Technologies*, 3 (1): 138-155.
- Bian B., Hu X., Zhang S. et al. (2019) Pilot-scale composting of typical multiple agricultural wastes: parameter optimization and mechanisms. *Bioresource Technology*, 287: 121482.
- Cerda A., Artola A., Font X. et al. (2018) Composting of food wastes: status and challenges. *Bioresource Technology*, 248 (A): 57-67.
- Cheng Y., He H., Yang C. et al. (2016) Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds. *Biotechnology Advances*, 34: 1091-1102.
- Chiumenti R. e Chiumenti A. (2002). *La Tecnologia del Compostaggio*. Loria: Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto.
- Chmielowiec-Korzeniowska A., Tymczyna L., Nowakowicz-Dębek B. et al. (2020) Effectiveness of removal of sulphur compounds from the air after 3 years of biofiltration with a mixture of compost soil, peat, coconut fibre and oak bark. *Open Chemistry*, 18: 1532-1541.
- Fanfan P.N., Mabon N., Carletti I et al. (2005) New model for performance prediction in fixed-bed reactors based on the approach of the unused bed zone. *Water Research*, 39 (16): 4004-4010.
- Frederickson J., Boardman C. P., Gladding T. L. et al. (2013) *Biofilter Performance and Operation as Related to Commercial Composting*. Bristol: UK Environment Agency.
- Hu Q., Wang C. e Huang K. (2015). Biofiltration performance and characteristics of high-temperature gaseous benzene, hexane and toluene. *Chemical Engineering Journal*, 279: 689-695.
- Hu X.-R., Han M.-F., Wang C. et al. (2020) A short review of bioaerosol emissions from gas bioreactors: health threats, influencing factors and control technologies. *Chemosphere*, 253: 126737.
- Kitamura R., Kozaki T., Ishii K. et al. (2021) Utilizing cattle manure compost increases ammonia monooxygenase A gene expression and ammonia-oxidizing activity of both bacteria and archaea in biofiltration media for ammonia deodorization. *Microbes and Environments*, 36 (2): ME20148.
- Kleinheinz G.T. e Bagley S.T. (1998) Biofiltration for the removal and “detoxification” of a complex mixture of volatile organic compounds. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 20: 101-108.
- La H., Hettiaratchi J.P.A., Achari G. et al. (2018). Biofiltration of methane using hybrid mixtures of biochar, lava rock and compost. *Environmental Pollution*, 241: 45-54.
- Langolf B.M. e Kleinheinz G.T. (2006) A lava rock-based biofilter for the treatment of alpha-pinene. *Bioresource Technology*, 97: 1951-1958.
- Lebrero R., Estrada J.M., Muñoz R. et al. (2014) Deterioration of organic packing materials commonly used in air biofiltration: Effect of VOC-packing interactions. *Journal of Environmental Management*, 137: 93-100.
- Lebrero R., Rodríguez E., Collantes M. et al. (2021) Comparative performance evaluation of commercial packing materials for malodorants abatement in biofiltration. *Applied sciences*, 11 (7): 2966.
- Li H., Lueking D.R., Mihelcic J.R. et al. (2005) Biogeochemical analysis of hydrogen sulfide removal by a lava-rock packed biofilter. *Water Environment Research*, 77 (2): 179-186.
- Martini L.M., Coller G., Schiavon M. et al. (2019) Non-thermal plasma in waste composting facilities: From a laboratory-scale experiment to a scaled-up economic model. *Journal of Cleaner Production*, 230: 230-240.
- Sanchez-Monedero M.A., Stentiford E.I. e Mondini C. (2003) Biofiltration at Composting Facilities: Effectiveness for Bioaerosol Control. *Environmental Science & Technology*, 37 (18): 4299-4303.
- Wéry N. (2014) Bioaerosols from composting facilities – a review. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 4: 42.
- Xie B., Liang. S.B., Tang Y. et al (2009) Petrochemical wastewater odor treatment by biofiltration. *Bioresource Technology*, 100: 2204-2209.
- Yalkowsky S.H., He Y. e Jain P. (2010). *Handbook of Aqueous Solubility Data*. Second Edition. CRC Press.
- Yang C., Chen H., Zeng G. et al. (2010). Biomass accumulation and control strategies in gas biofiltration. *Biotechnology Advances*, 28: 531-540.
- Yu Y., Hou J., Li M. et al. (2020) Selection and Optimization of Composting Packing Media for Biofiltration of Mixed Waste Odors. *Waste and Biomass Valorization*, 11: 4109-4117.

RIFERIMENTI NORMATIVI

- EN 13725:2003 Air quality. Determination of odour concentration by dynamic olfactometry.
- UNI EN 13725:2004. Qualità dell'aria. Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica.

RINGRAZIAMENTI

La presente attività di ricerca è stata supportata dalla borsa di studio DISTA-BR 2020-015 dell'Università degli Studi dell'Insubria. Gli autori ringraziano Cesare Carati di Air Clean s.r.l. per il supporto fornito in fase di progettazione e realizzazione dell'impianto pilota oggetto di studio.

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.net

STRATEGIE DI RILEVAMENTO CON METODOLOGIE INTEGRATE GEOLOGICHE E GEOFISICHE PER L'INDIVIDUAZIONE DI AREE DI DISCARICA

Daniela Tarallo¹, Antimo Angelino², Giuseppe Cavuoto¹, Massimo Contiero², Michele Iavarone², Massimiliano Lega³, Nicola Pelosi¹, Michele Punzo¹, Paolo Scotto di Vettimo⁴, Vincenzo Di Fiore^{1,*}

¹ ISPC-CNR – Istituto di Scienze del Patrimonio Culturale – Sede di Napoli.

² ISMAR-CNR – Istituto di Scienze Marine – Sede di Napoli.

³ Università degli studi di Napoli Parthenope – Dipartimento di Ingegneria.

⁴ SPIN-CNR – Istituto superconduttori, materiali innovativi e dispositivi – Sede di Napoli.

Sommario – Oggi nello studio di siti adibiti a discarica ed in particolar modo per quelli divenuti tali a seguito di azioni illecite, risulta di fondamentale importanza la comprensione preliminare dell'estensione e della morfologia dell'area interessata dall'accumulo di rifiuti così come delle interrelazioni tra gli stessi ed il territorio circostante e, in particolare, nel rilascio di percolato e biogas. I metodi di seguito proposti, pur seguendo due approcci distinti, hanno il fine comune di consentire la necessaria consapevolezza per pianificare e gestire al meglio ogni successiva azione di indagine e caratterizzazione puntuale che altrimenti si rivelerebbe sicuramente dispendiosa e non sempre efficace. Questo articolo riporta due casi studio condotti dai partecipanti del gruppo di lavoro con l'intento di mostrare il vasto campo di applicazione delle metodologie geofisiche nel rilevamento e nell'indagine delle principali caratteristiche di una discarica di rifiuti solidi. La presenza di discariche, in cui al corpo rifiuti spesso si associano biogas e percolato, determinano importanti variazioni di alcuni parametri fisico-chimici, individuabili mediante l'utilizzo di tecniche non invasive di tipo geofisico. La scelta di uno o l'altro metodo è fatta anche in base alla profondità ed estensione delle anomalie da investigare. Lo scopo del presente lavoro è l'analisi delle potenzialità e dei limiti dell'integrazione di differenti metodi geofisici (metodo magnetico, georadar, tomografia elettrica di resistività e polarizzazione indotta,) per la localizzazione di rifiuti interrati di diversa natura. La prima parte di questo lavoro ha avuto lo scopo di verificare l'efficienza di antenne GPR (Ground Penetration Radar) a diversa frequenza (100 MHz – 270 MHz) e indagini magnetometriche gradiometriche in terreni di natura piroclastica dove sono stati interrati oggetti di varia natura e a diverse profondità. L'attività ha permesso di conseguire importanti informazioni sulla scelta della frequenza di utilizzo delle antenne GPR e sulle tecniche magnetometriche in terreni piroclastici e della risposta che tale tecnica fornisce nell'identificazione di oggetti sepolti come fusti metallici e muretti in tufo. Nel secondo caso di studio la caratterizzazione e il monitoraggio dell'area di discarica

sono stati effettuati attraverso la combinazione e l'integrazione di diversi approcci metodologici (geofisici e non), come l'uso parallelo e combinato di dati raccolti da satellite, aereo e in situ, che sono stati convalidati attraverso indagini geofisiche (metodi geoelettrici) e che hanno rivelato l'efficacia di questa strategia.

Parole chiave: discarica, metodi geofisici, siti contaminati, resistività elettrica, anomalie magnetiche.

DETECTION STRATEGIES BY INTEGRATED GEOLOGICAL AND GEOPHYSICAL METHODS FOR THE IDENTIFICATION OF LANDFILL AREAS

Abstract – This article reports two geophysical case studies which aim was show the large geophysical methods application areas characteristics of a solid waste landfill. The presence of landfills, in which biogas and leachate are often associated with the waste body, determine important variations in some physico-chemical parameters, identifiable through the use of non-invasive geophysical techniques. In this paper we analyzed the potential and limits of different geophysical methods (electrical resistivity tomography, induced polarization, magnetic method and georadar). In the first case study, key novelty elements of this approach for the characterization and monitoring of the landfill area are the combination and integration of different methodological approaches (geophysical and otherwise), such as the parallel and combined use of collected data from satellite, airborne and in situ, which have been validated through geophysical investigations (geoelectric methods) and which have revealed the effectiveness of this strategy. The second part of this work aimed to verify the efficiency of GPR (Ground Penetration Radar) antennas at different frequencies (100 MHz – 270 MHz) and gradiometric magnetometric investigations in pyroclastic soils where objects of various kinds have been buried at different depths.

Keywords: landfill, geophysical methods, contaminated sites, electrical resistivity, magnetic anomalies.

* Via Cardinale Guglielmo Sanfelice 8, 80134 Napoli (NA), 081 5423856, e-mail: vincenzo.difiore@cnr.it

Ricevuto il 14-4-2021. Modifiche sostanziali richieste il 5-7-2021. Accettazione il 2-12-2021.

1. INTRODUZIONE

Oggigiorno è sempre più chiaro che i rifiuti di diversa natura a contatto con il terreno nel tempo subiscono trasformazioni tali da rilasciare sostanze chimiche nocive nel sottosuolo e quindi nelle falde, provocando gravi danni ambientali a volte irreversibili (D'Alisia et al., 2014; Triassi et al., 2015). La caratterizzazione e il monitoraggio di siti adibiti a discarica che siano esse esaurite, in esercizio, o abusive è prioritario per la tutela e salvaguardia del territorio. A tal fine è importante porre particolare attenzione a quei siti in cui il deposito di rifiuti è avvenuto in maniera non autorizzata e quindi non controllata. Nel corso degli anni, i diversi interventi della Suprema Corte, hanno definito gli aspetti costituenti una “discarica abusiva”.

In particolare, una discarica si configura come abusiva se riscontrati i seguenti elementi (Corte di Cassazione Terza Sezione Penale, sentenza n. 36021/2012):

- l'accumulo dei rifiuti è ripetuto e non occasionale ed avviene in una determinata area;
- la massa dei materiali accumulati è eterogenea;
- l'abbandono non è temporaneo ma definitivo;
- vi è degrado anche tendenziale dello stato dei luoghi.

Tutti questi elementi vanno ben valutati da enti governativi e forze dell'ordine, che monitorano e valutano i rischi o i danni associati allo smaltimento dei rifiuti. Al giorno d'oggi è possibile beneficiare di nuove strategie di indagine multidisciplinari relativamente economiche e speditive utili all'identificazione, alla caratterizzazione e al monitoraggio delle discariche, sia che si tratti di discariche esaurite o ancora in esercizio, che di discariche abusive. Per la caratterizzazione di una discarica vengono definiti tre diversi obiettivi, tra loro consequenziali: (1) la rilevazione e l'identificazione del vero “corpo” dei rifiuti, principale fonte di contaminazione; (2) la caratterizzazione geometrica della fonte di contaminazione, in termini di estensione laterale, la profondità di scavo e penetrazione dei contaminanti (eventuale percolato); (3) la caratterizzazione del tipo di rifiuto, con riconoscimento dei rifiuti con una forte componente metallica (es. fusti in metallo o PVC, scorie d'altoforno, etc.), fluidi ipersalini (es. sacche di percolato), materiali di scarto resistivi, ecc. In particolare, i metodi geofisici indiretti, forniscono una valida alternativa alle strategie di intervento “tradizionali” (pozzi esplorativi), grazie alla possibilità di ottenere modelli tridimensionali

del corpo di discarica attraverso l'analisi di anomalie dei parametri fisici come la conducibilità elettrica, la suscettibilità magnetica, la costante dielettrica stanti i limiti di risoluzione e profondità di investigazione che devono essere considerati (Dawrea et al., 2021; Di Giambattista et al., 2016).

In questo studio di si riportano i risultati di due casi di studio selezionati con l'obiettivo di mostrare il vasto campo di applicazione che nasce dall'integrazione di metodi geologici, geografici (telerilevamento) e geofisici nel settore dei rifiuti.

La prima applicazione riguarda la valutazione dell'efficacia delle tecniche GPR (Ground Penetration Radar) a diverse frequenze (100 MHz – 270 MHz) e magnetica gradiometrica in un test site situato nel comune di Succivo (NA) costituito da terreni piroclastici dove sono stati interrati oggetti di varia natura (fusti metallici e muretti in tufo) e a diverse profondità (1m – 2m – 3m).

Il secondo caso studio relativo ad una ex cava nel comune di Giffoni Valle Piana (Di Fiore et al. 2017), nella Provincia di Salerno, Regione Campania (Italia meridionale), concerne l'individuazione dell'eventuale presenza di una discarica e la sua caratterizzazione dal punto di vista dei materiali sepolti.

2. CASO STUDIO 1: SITO DI TEST

2.1. Descrizione del sito

L'area test, situata nel comune di Succivo (NA) (Figura 1a, a pagina seguente), è stata approntata al fine di verificare l'efficienza del metodo GPR (Ground Penetration Radar) a diverse frequenze (100 MHz – 270 MHz) e del metodo magnetico gradiometrico per l'individuazione di oggetti antropici di varia natura (fusti metallici, muretti in tufo e tubi in PVC) in terreni di natura piroclastica a piccole profondità (1m – 2m – 3m). In Figura 1b è illustrata la disposizione degli oggetti e delle strutture interrate.

2.2. Materiali e metodi

Nella zona di Succivo (NA) è stata progettata e realizzata un'area test costituita da un riempimento con terreni di natura piroclastica di uno scavo delle dimensioni di 7,8 m x 9,9 m. All'interno dello scavo sono stati sepolti, a profondità di 1 m, 2 m e 3 m, fusti metallici, muretti di tufo e un tubo in PVC.

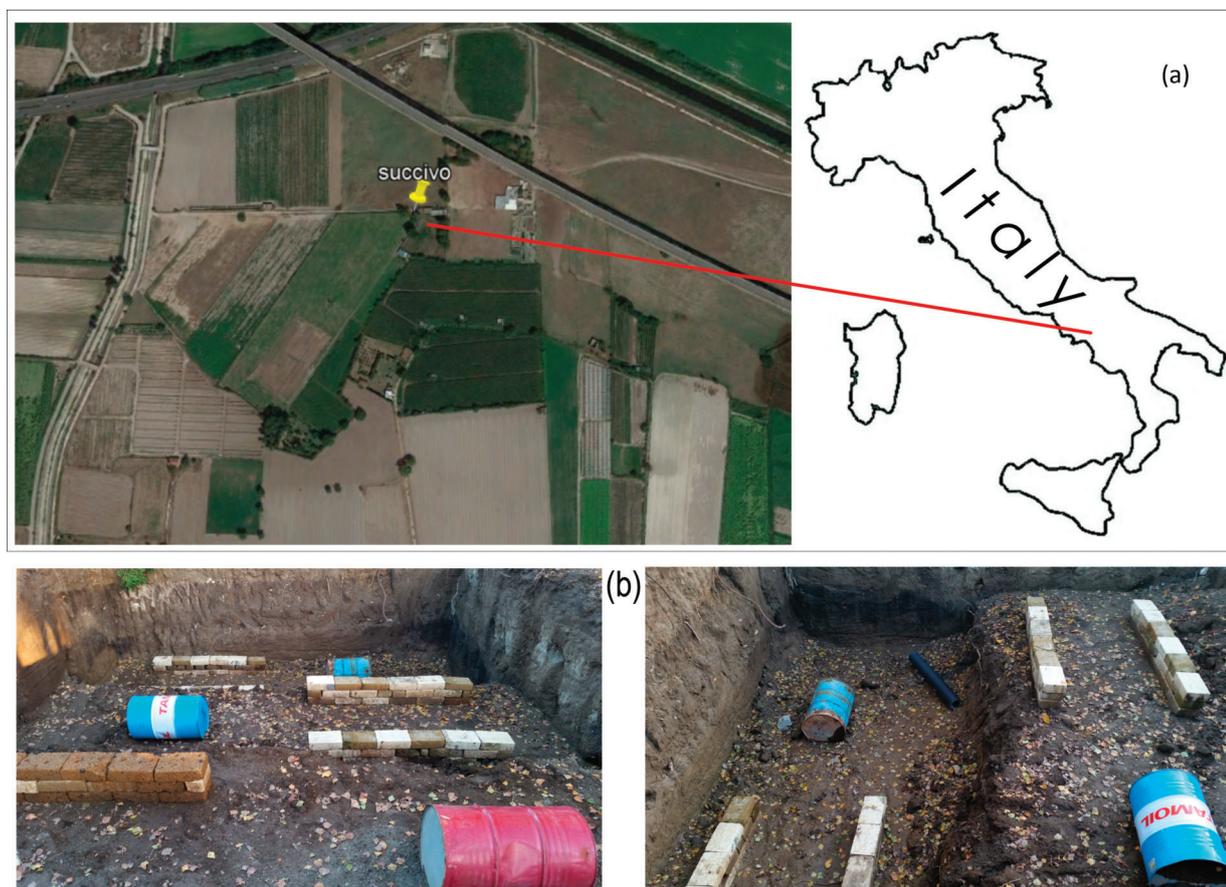


Figura 1 – a) Localizzazione dell'area test di Succivo (NA); b) immagini riferite al sito di sperimentazione ed in particolare dello scavo e degli oggetti posizionati per il test

Le posizioni degli oggetti sepolti sono illustrate in Figura 2a-b. In particolare, i fusti hanno una lunghezza di 0,90 m e un diametro di 0,60 m; i muretti hanno una lunghezza di 2,15 m; mentre la tubazione in PVC ha una lunghezza di 1,60 m e un diametro di 0,20 m.

La scelta di posizionare all'interno dello scavo oggetti di diverse dimensioni e materiali nasce allo scopo di comprendere il comportamento delle antenne radar a frequenza di 100 MHz e 270 MHz in terreni di natura piroclastica.

Il GPR è infatti utilizzato nel campo della tutela ambientale per rilevare sostanze liquide contaminanti o tossiche; in ambito urbano per la sua elevata risoluzione, velocità di acquisizione e non invasività, rilevando sottoservizi; in applicazioni forensi per individuare corpi, armi, stupefacenti nascosti ed eventuali ordigni bellici; in ambito archeologico per individuare spedite strutture al di sotto di una potenziale area di scavo (VV. AA., 2004)

Il metodo si basa sulla misura, ad intervalli spaziali e temporali generalmente ridotti, dei tempi

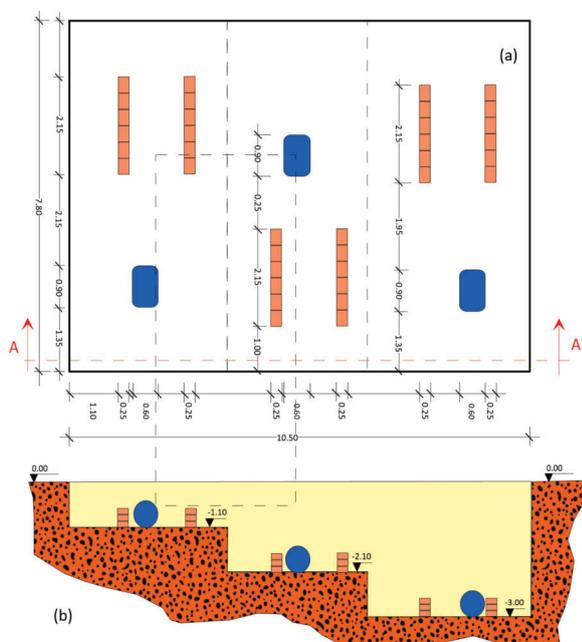


Figura 2 – Schema del posizionamento dei fusti metallici e dei muretti di tufo all'interno dello scavo; a) pianta; b) sezione A-A'



Figura 3 – a) Grid del rilievo GPR con antenna a 270 MHz; b) e a 100 MHz



Figura 4 – Grid del rilievo magnetico gradiometrico nell'area oggetto di studio

di viaggio di impulsi elettromagnetici (EM) ad alta frequenza (10 MHz – 3GHz). Indagando il sottosuolo lungo un allineamento rettilineo si ottiene un diagramma distanza-tempo (radargramma). Tramite una stima della velocità di propagazione dell'onda EM è possibile poi convertire l'asse dei tempi in profondità. Nella configurazione fixed offset (usata spesso nelle applicazioni a piccole profondità) le anomalie puntiformi sono rappresentate da iperboli di diffrazione,

mentre discontinuità piane e parallele alla superficie sono rappresentate nel radargramma nella loro forma effettiva. All'interno dell'area test sono state acquisite 6 profili GPR con antenna a 100 MHz (Figura 3a) con equidistanza delle linee di 0,5 m.

Con l'antenna a 270 MHz sono state acquisite 18 linee radar ortogonali fra loro. L'equidistanza è di 1 m per le linee longitudinali e 0,5 m per la direzione ortogonale (Figura 3b).

I dati acquisiti in questo modo hanno permesso di avere informazioni geofisiche lungo una griglia regolare costituita da maglie rettangolari ed ottenere così un'immagine del sottosuolo a profondità differenti a seconda dell'antenna utilizzata.

La seconda fase di studio ha previsto l'acquisizione dei dati magnetici gradiometrici. La tecnica di magnetometria differenziale è stata applicata durante gli ultimi anni per ricerca di materiale magnetico sepolto come fusti, serbatoi di stoccaggio sotterranei, condotte interrato (Schmidt P.W. and Clark D.A., 2000; Veryaskin, 2001). In particolare, è utilizzato nella caratterizzazione dei siti di discarica per individuare la presenza di materiale magnetico interrato (Barrow et al. 1990; Roberts et al., 1990; Marchetti et al., 2002).

Il rilievo magnetico è stato condotto utilizzando una configurazione gradiometrica. Questa metodologia, basata sull'uso di un pseudogradiante magnetico, fornisce la variazione spaziale totale e gradiometrica dell'intensità del campo geomagnetico. La tecnica del gradiente magnetico, rispetto al campo magnetico totale, è in grado di attenuare gli effetti della sorgente profonda e di eliminare ogni variazione magnetica naturale e temporale. Ulteriori vantaggi sono: la velocità di acquisizione (circa 10 misure al secondo); l'elevata discriminazione laterale del segnale; l'eliminazione automatica di qualsiasi rumore casuale o temporale. Il rilievo magnetico è stato condotto lungo 34 profili, con modalità operativa "simple survey", per una lunghezza totale di circa 2 km all'interno dell'area di studio (Figura 4).

Il rilievo magnetico ha previsto l'acquisizione di circa 30 profili ortogonali tra loro con un intervallo di circa 80-100 cm (Figura 4).

Il gradiente spaziale del campo magnetico si ottiene utilizzando due sensori magnetici in tandem. La configurazione comune prevede un sensore magnetico in verticale sopra l'altro, con una separazione compresa tra 0,5 e 1 m. La componente verticale del gradiente spaziale, o semplicemente il gradiente, si ottiene differenziando due misurazio-

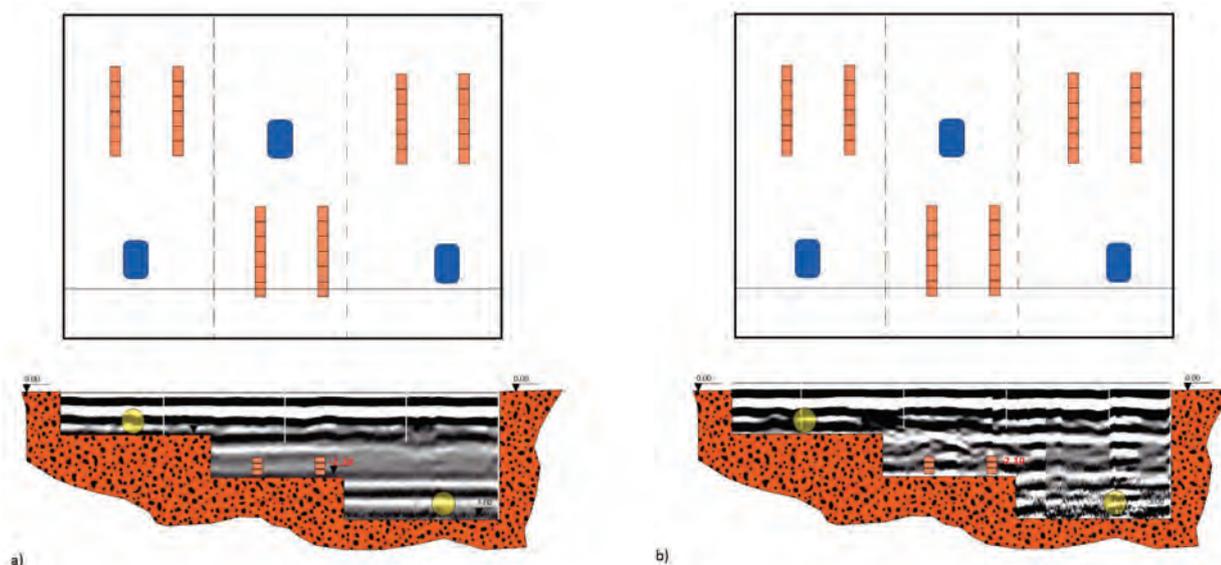


Figura 5 – Sovrapposizione del radargramma del profilo P02_270 acquisito con antenna a 270 MHz con la sezione del terreno congruente. A) Prima dello scavo; b) Dopo lo scavo

ni simultanee di B e dividendo per la distanza di separazione dei sensori. Chiaramente, questa è un'approssimazione del gradiente, dovuto alla separazione finita dei sensori. Nel nostro caso abbiamo utilizzato due sensori disposti uno sopra l'altro ad una distanza di un 1m.

Risulta molto importante che l'area indagata sia caratterizzata da un basso noise elettromagnetico. In caso contrario le misure potrebbero essere affette da errori non eliminabili in fase di elaborazione dei dati (Di Fiore et al., 2019).

2.3. Risultati e discussione

I radargrammi ottenuti sono stati elaborati seguendo i seguenti step:

- Interpolazione dei dati relativi a posizioni intermedie rispetto ai markers.
- Correzione della direzione e delle coordinate dei profili.
- Correzione statica (effettuata per eliminare il disturbo provocato dall'accoppiamento dell'antenna col terreno).
- Gain: amplificazione preventiva del segnale che può essere successivamente variato o eliminato.
- Filtraggio 1D (filtro passa banda).
- Filtraggio 2D (background removal che rimuove il noise rappresentato da una banda orizzontale).
- Stacking a 10, 25 e 50 (cioè ad esempio in un pacchetto di tracce ne sono state considerate 10 e poi sommate così da riportarne una sola semplificativa su quella data distanza).

- Determinazione della velocità media di propagazione (calcolata mediante la taratura delle dimensioni delle iperboli direttamente restituite dai radargrammi).

Di seguito sono presentati i risultati di due delle linee acquisite, una ottenuta con frequenza dell'antenna di 270 MHz e una con frequenza di 100 MHz. La posizione delle linee è illustrata nelle Figg. 5 e 6. Entrambi i radargrammi sono stati confrontati con delle linee acquisite con la medesima antenna ma precedentemente lo scavo e l'inserimento degli oggetti. Per il radargramma acquisito con antenna GPR da 270 MHz si osserva (Figura 5) la presenza di diffrazioni laddove sono posizionati i muretti. Il primo fusto posizionato ad 1 m di profondità non crea nessun tipo di segnale dato che la linea acquisita non passa al di sopra dell'oggetto, mentre si nota il fusto posizionato a 3 m, dato che al crescere della profondità la porzione di sottosuolo "illuminata" dalla sorgente aumenta, seppur diminuisce la risoluzione, è possibile discernere anche anomalie laterali.

Nel radargramma acquisito con antenna a 100MHz (Figura 6 a pagina seguente) non sono invece visibili i risultati presenti con l'acquisizione a 270 MHz. Questo perché una frequenza nominale più bassa fa sì che il segnale arrivi a maggiore profondità ma non abbia la stessa risoluzione laterale e verticale.

Oltre le sezioni verticali (radargrammi) è stato possibile anche ottenere delle sezioni orizzontali (Time-slices) avendo a disposizione dei profili acqui-

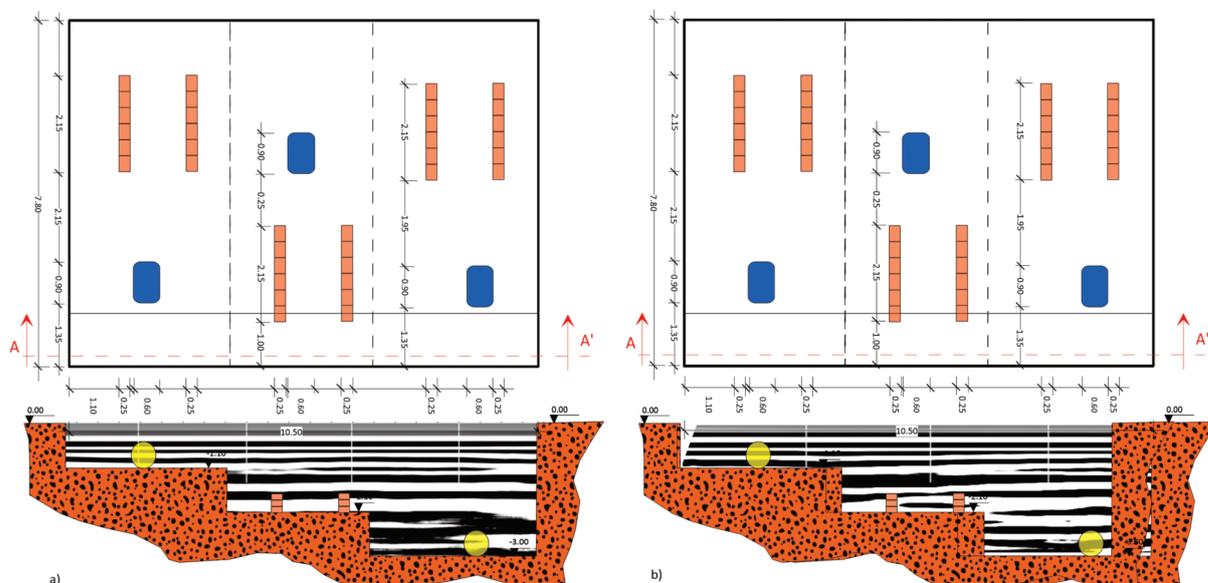


Figura 6 – Sovrapposizione del radargramma del profilo P02_100 acquisito con antenna a 100 MHz, con la sezione del terreno congruente. A) Prima dello scavo; b) Dopo lo scavo

siti secondo una maglia regolare. Le Time-slices (Figura 7 a pagina seguente) permettono di visualizzare le anomalie di ampiezza delle onde elettromagnetiche che hanno viaggiato nel terreno. Le Time-slices ottenute per ogni antenna radar utilizzata sono poste alle profondità di 0,7 m, 1,60 m e 2,50 m.

Per l'antenna a 270 MHz (Figura 7a) la slice superficiale (-0,7m) evidenzia anomalie significative, tali da poter essere correlate alla presenza di strutture quali muretti e fusti sepolti posti a profondità di 1 m. Anche per la slice a -1,60 m si evidenziano con facilità le anomalie riconducibili alle strutture e ai corpi interrati alla profondità di 2 m. Infine, la time-slice a -2,50 m evidenzia anomalie di ampiezza riconducibili alle strutture e corpi sepolti alla profondità di 3 m con evidente degrado della risoluzione.

Per l'antenna a 100 MHz le time-slices rilevano delle anomalie di ampiezza che sono difficilmente, per forma e dimensioni, associabili a struttura e/o corpi sepolti. Questo è dovuto alla risoluzione dell'antenna che è pari a $\frac{1}{4}$ della lunghezza d'onda.

Dal confronto dei risultati ottenuti con le due antenne è possibile osservare come in terreni di natura piroclastica e a profondità non superiori a 3 m, nell'esecuzione di un'indagine GPR, la scelta ottimale ricade nell'utilizzo di un'antenna con frequenza nominale di 270 MHz.

I dati magnetici sono stati elaborati in una prima fase eliminando tutti i valori incoerenti del campo magnetico come spike e dropout. Successivamente è stato eseguito un leveling e gridding per omo-

geneizzare i dati in termini spaziali per completare il processing standard con le operazioni di filtraggio (necessarie per attenuare il rumore associato alle operazioni di campo e alla presenza di corpi superficiali che generano un'alta frequenza), è stata condotta una interpolazione dei dati per ottenere la mappa magnetica.

La Figura 8 a-b (a pagina 300) riporta le mappe dell'intensità del campo magnetico (CM) totale e dell'anomalia locale ottenuta sottraendo dall'intensità del CM totale il CM regionale di riferimento IGRF (International Geomagnetic Reference Field).

È evidente che sia la mappa del CM totale che dell'anomalia presentano in corrispondenza dei fusti metallici valori del CM al di sopra di quelli di sottofondo.

Il rilievo però non si può limitare solo ad individuare le anomalie ma bisogna estrarre più informazioni possibili dai dati ed in particolare la profondità a cui è posto l'oggetto o la forma quando possibile.

Per tale motivo si adottano tecniche di elaborazione dei dati tali da ottenere interpretazioni semi-quantitative o quantitative che risultano estremamente importanti per la valutazione in fase di scavi ecc.

In particolare, un'analisi per gradienti (Ferreira et al., 2011) permette, come accennato precedentemente, di evitare tutte le correzioni ai dati magnetici presupponendo che i sensori al momento della misura contemporanea siano affetti dalle stesse variazioni del CM.

In questo lavoro è stato utilizzato un metodo di rilevamento dei bordi per il miglioramento delle ano-

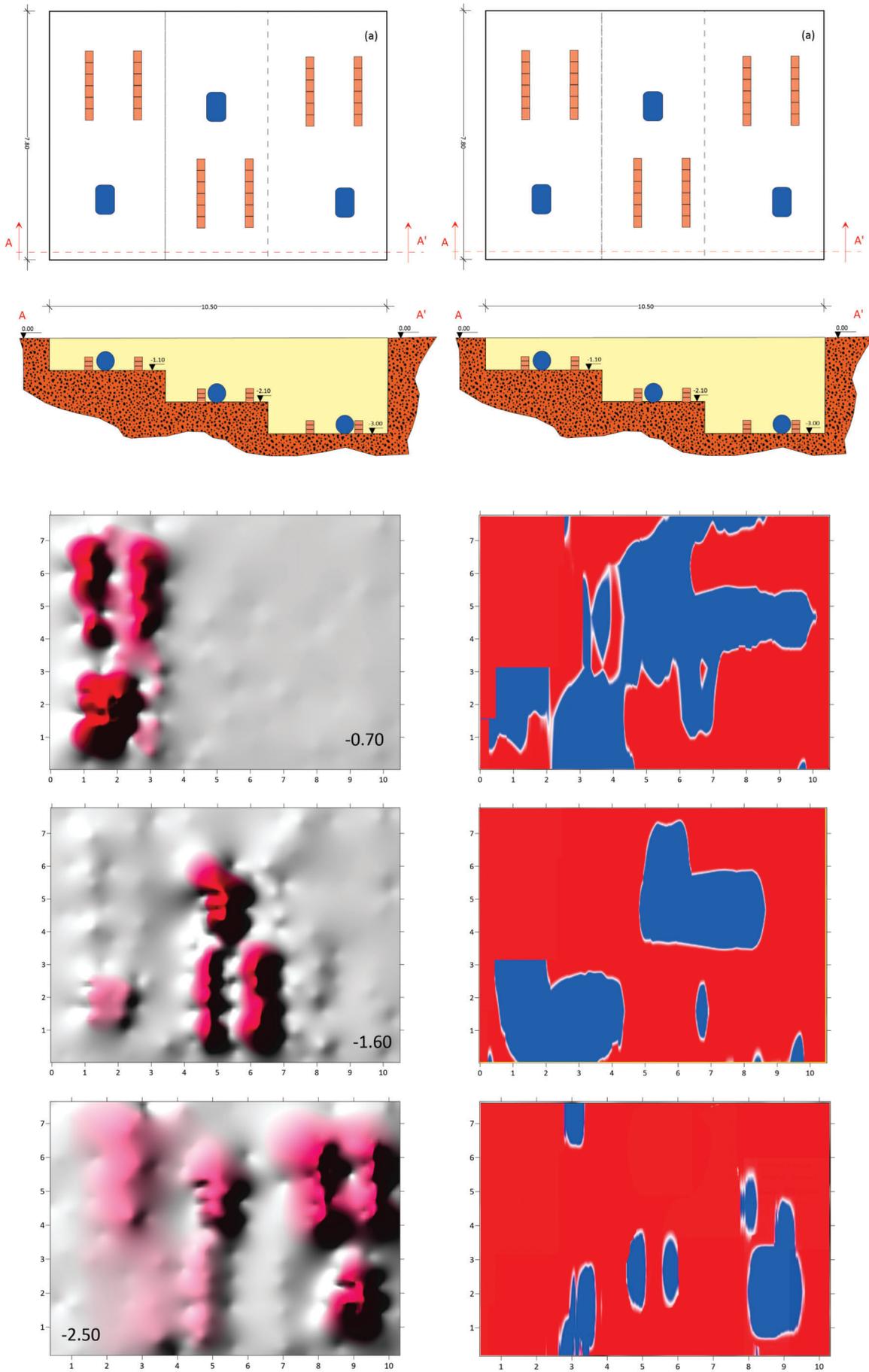


Figura 7 – Time slices ottenute alle profondità di 0,70 m, 1,60 m e 2,50 m (a) per l'antenna a 270 MHz (b) per l'antenna a 100 MHz

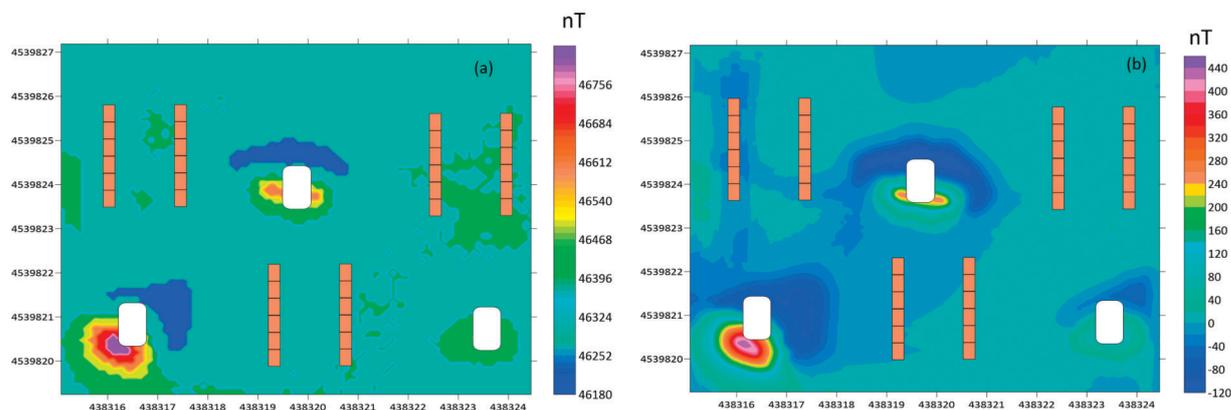


Figura 8 – Intensità del campo magnetico totale (a); Anomalia locale ottenuta dalla correzione del CM regionale (b)

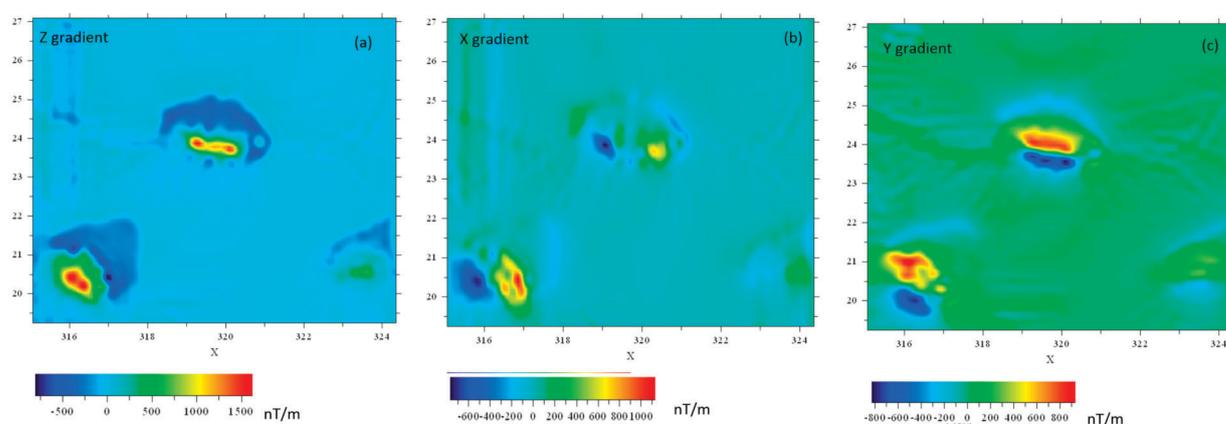


Figura 9 – Rappresentazione delle mappe dei gradienti d^2B/dz^2 (a), d^2B/dx^2 (b) e d^2B/dy^2 (c) riferite all'area di indagine

magnetiche, che si basa sull'angolo di inclinazione del gradiente orizzontale totale. Le apprezzabili caratteristiche di questo metodo sono la creazione di massimi di ampiezza sui bordi della sorgente e l'equalizzazione dei segnali da sorgenti superficiali e profonde. La Figura 9 mostra le mappe dei gradienti nelle direzioni X, Y e Z. I risultati mostrano che il metodo è meno sensibile alle variazioni in profondità delle sorgenti e che indica la posizione dei bordi dei corpi causali in modo più accurato, rispetto ai metodi precedenti, anche per anomalie dovute a più sorgenti interferenti. Questi risultati dimostrano che il metodo proposto è uno strumento utile per l'interpretazione semi-quantitativa dei dati magnetici.

Sono chiaramente evidenti le aree sottese dagli oggetti sepolti in un fondo completamente omogeneizzato. Tali mappe sono state ottenute operando con il calcolo differenziale sui dati del campo magnetico B. I bordi di tali anomalie associate agli oggetti di Figura 9 non forniscono dettagli

geometrici su tali oggetti ma neppure stime in termini di profondità. Quello che ci dicono ed in particolar modo il gradiente lungo Z, è che si notano tre anomalie dipolari con differente intensità. Lo stesso gradiente dB/dz mostra valori anche di 1500 nT/m per il fusto sepolto a 1 m di profondità mentre gli altri gradienti raggiungono valori di 1000 nT/m (d^2B/dx^2) e 600 nT/m (d^2B/dy^2). A questo punto dell'analisi, applicando ulteriori operatori differenziali sui dati, è possibile ottenere informazioni aggiuntive. In particolare, eseguiamo il gradiente orizzontale (Figura 10a, a pagina seguente) ed il gradiente totale ovvero il segnale analitico (Figura 10b).

In questo caso otteniamo una maggiore risoluzione del segnale in cui si definiscono qualitativamente i bordi degli oggetti nel sottosuolo.

A conclusione dell'elaborazione si passa ad eseguire il "Tilt depth method" (TDD – Salem et al., 2007). Con tale metodo sulle mappe ottenute è possibile stimare la profondità dell'oggetto che pro-

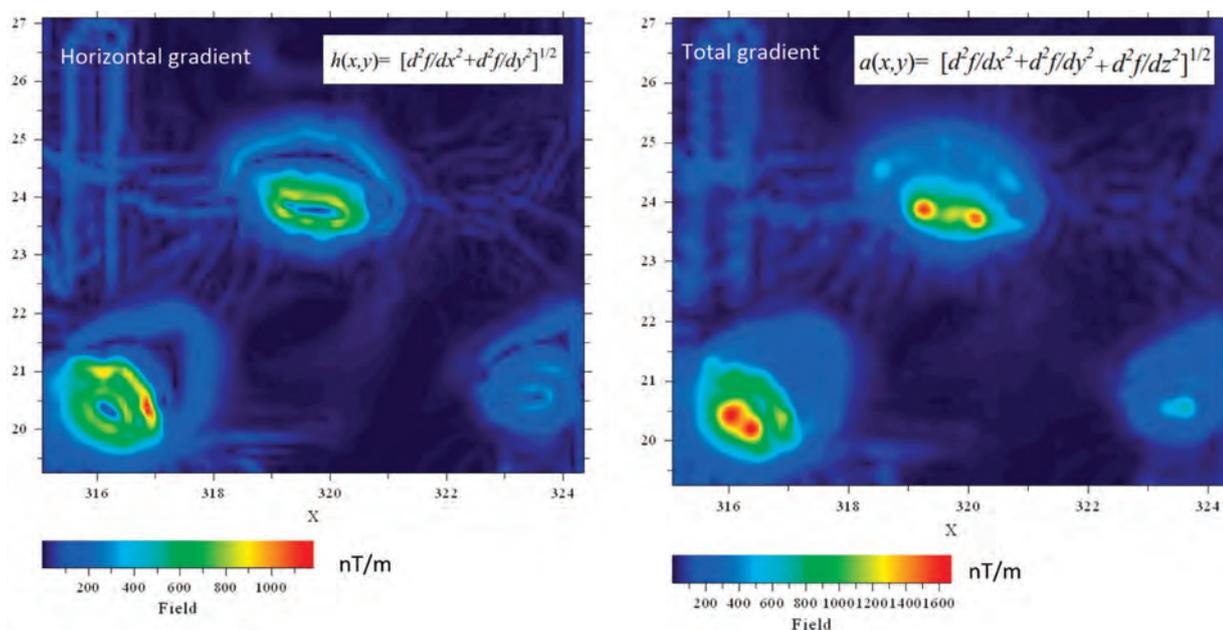


Figura 10 – Rappresentazione delle mappe dei gradienti. A) gradiente orizzontale; b) gradiente totale o segnale analitico

duce l'anomalia semplicemente andando a misurare sulla suddetta anomalia la distanza tra lo 0° ($h=0$) e $\pm 45^\circ$ ($h=z$). Tale segmento rappresenta la profondità dell'oggetto.

La Figura 11 riporta questo tipo di analisi per il nostro test. In particolare, sulla mappa sono state individuate le anomalie e su di esse sono stati tracciati i segmenti che congiungono le isoanomalie di

0° e -45° . I segmenti identificati con D1, D2 e D3 rappresentano rispettivamente le profondità del fusto a 0.5 m, 1.5 m e 2.5 m.

3. CASO STUDIO 2: DISCARICA ABUSIVA

3.1. Descrizione del sito

Il sito di studio (Figura 12, a pagina seguente) si trova nel comune di Giffoni Valle Piana, nella Provincia di Salerno, Regione Campania (Italia meridionale) e fa parte di una zona di cava dismessa. La superficie analizzata presenta una forma sub-triangolare, ha una lunghezza di base di circa 175 m e una larghezza di circa 70 m, l'area totale è approssimativamente di circa 6000 m². Negli ultimi anni la zona in prossimità dell'alveo del Rio Secco è diventata un'area di smaltimento di rifiuti a cielo aperto. Di conseguenza è stato necessario verificare l'esistenza di rifiuti interrati e l'eventuale presenza di inquinanti pericolosi. Questi materiali trasportati verso valle durante la stagione delle piogge possono essere un'importante fonte di inquinamento degli stessi corsi d'acqua e della falda acquifera, aumentando i rischi associati all'attività della discarica abusiva.

Dal punto di vista geologico l'area di studio (Figura 12) si trova nella pianura alluvionale della valle del Rio Secco, all'interno di un'ampia zona sub-pianeggiante, che rappresenta l'area sommitale di un antico terrazzo di origine alluvionale. Questa ter-

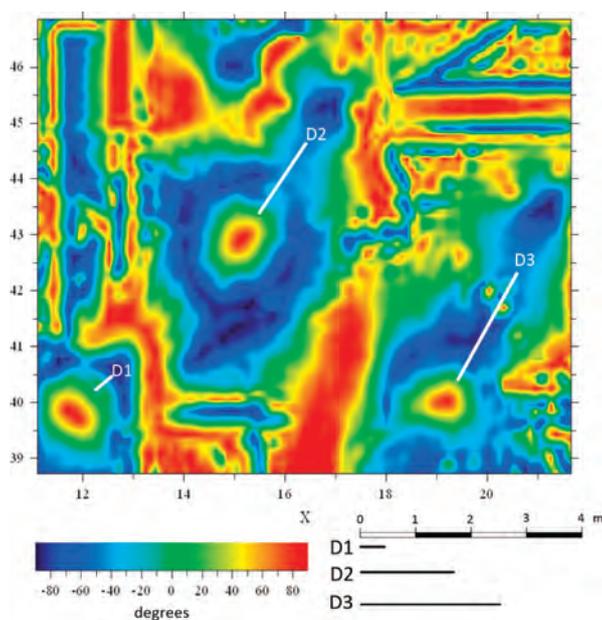


Figura 11 – Mappa ottenuta dal "Tilt-depth method". I segmenti in bianco (D1, D2, D3) rappresentano le congiunti tra il valore del TDD 0° e -45°



Figura 12 – Ortofoto dell’area di studio e suo inquadramento (da Di Fiore et al., 2017 modificata)

razza è delimitata da piccole scarpate che, verso il basso diventano via via più marcate. La discarica, posta ad un’altitudine di 460 m s.l.m. degrada a SE fino a 453 m s.l.m. Inoltre, l’area è delimitata da una scarpata di erosione, che originariamente delimitava la terrazza alluvionale (attualmente scomparsa a causa di una precedente opera idraulica di manutenzione). Gli affioramenti sono costituiti da rocce dolomitiche e calcari dolomitici. Questa formazione è totalmente coperta da depositi continentali (depositi conglomeratici in matrice piroclastica). Nella sua parte superiore, è ricoperta da un sottile deposito eluvio-colluviale di origine vulcanoclastica e da livelli sabbioso-argillosi pedogenizzati che, affiorano lungo le scarpate di erosione e nel letto del Rio Secco. Questi depositi sono ricoperti da depositi alluvionali terrazzati, con spessore di circa 20 m, composti da ghiaie e sabbie poligeniche fluviali alternate a sedimenti vulcanoclastici.

3.2. Materiali e metodi

Lo studio per la valutazione e la caratterizzazione della discarica ha previsto l’impiego di diverse strategie di esplorazione. Innanzitutto, è stata eseguita un’analisi multi-temporale per il riconoscimento della morfometria, delle caratteristiche geomorfologiche e per conoscere parametri quantitativi come i volumi della discarica eventualmente mobilitati. In particolare, sono state utilizzate quattro serie di foto aeree, scattate negli anni 1988, 1994, 1998 e 2006. Tutte le immagini sono state

georeferenziate utilizzando un GIS e successivamente tale strumento è stato utilizzato per evidenziare le modifiche dell’area investigata.

Sulle aree individuate come modificate nel corso degli anni, sono state calibrate le indagini geofisiche in situ. È stata utilizzata un’indagine geofisica congiunta del comportamento resistivo e capacitivo del sottosuolo: (1) il metodo della Tomografia elettrica di resistività (ERT) (2) Polarizzazione indotta nel dominio del tempo (PI). La ERT 2D è la tecnica geofisica non invasiva più applicata per il monitoraggio delle discariche, per determinare il rischio di contaminazione del suolo e delle falde acquifere e per fornire informazioni sui modelli di migrazione del percolato (Belghazal et al., 2013; Bichet et al., 2016; Dahlin et al., 2010; De Carlo et al., 2013; De Dono G. & Cardarelli E., 2017; Ustra A. & Elis V.R., 2018). Tale tecnica permette di ottenere attraverso l’immissione di corrente nel terreno e la misura del potenziale valori di resistività apparente del sottosuolo. Il valore di resistività che si misura, è una resistività apparente perché le linee di corrente che consentono di valutare tale parametro, hanno attraversato più formazioni rocciose. La distribuzione della resistività apparente è legata allo spessore, alla localizzazione, alla forma e alla resistività dei litotipi che la corrente ha attraversato. Pertanto, per ottenere un modello di resistività, e quindi per poter ricostruire l’andamento delle resistività reali nel sottosuolo, è necessario realizzare un’inversione dei dati. Il processo di inver-

sione, implementato attraverso l'algoritmo di Occam (La Brecque et al., 1996), utilizza il metodo dei minimi quadrati non lineare e consente di ottenere la distribuzione della resistività nel sottosuolo mediante un processo iterativo di inversione dei dati che si basa sulla minimizzazione dell'errore tra i dati acquisiti in campagna e i dati calcolati sulla base di modelli teorici.

Il metodo della PI nel dominio del tempo, combinato al metodo ERT, permette in un ambiente di discarica di discriminare la presenza di rifiuti da litotipi naturali (Gallas et al., 2011; Gazoty et al., 2012). Ad esempio, quando si osservano valori di resistività bassi in discarica solo l'ausilio del parametro di caricabilità può aiutare a risolvere alcune ambiguità tra il terreno naturale ed un eventuale percolato. Infatti, elevati valori di caricabilità sono indice sicuro della presenza di materiale antropico e/o percolato.

Il metodo della PI nel dominio del tempo si basa sul fatto che il potenziale elettrico non decade a zero istantaneamente quando viene interrotta la corrente di energizzazione, ma si scarica in certo tempo (generalmente qualche secondo). Il tempo di decadimento dipende da fattori idrogeologici e antropici. Il parametro misurato è la caricabilità integrale apparente e tramite un processo di inversione analogo a quello relativo alla resistività si ottiene un modello di caricabilità reale del sottosuolo. La caricabilità è per definizione sensibile sia alla conduzione elettrolitica (di volume) che a quella superficiale. È stata poi calcolata la caricabilità normalizzata (MN) per esaltare i fenomeni superficiali ed essere maggiormente rappresentativa del fenomeno di PI (Slater & Lesmes, 2002).

I dati di resistività elettrica e polarizzazione sono stati acquisiti lungo quattro profili P1-P4 (Figura 13).

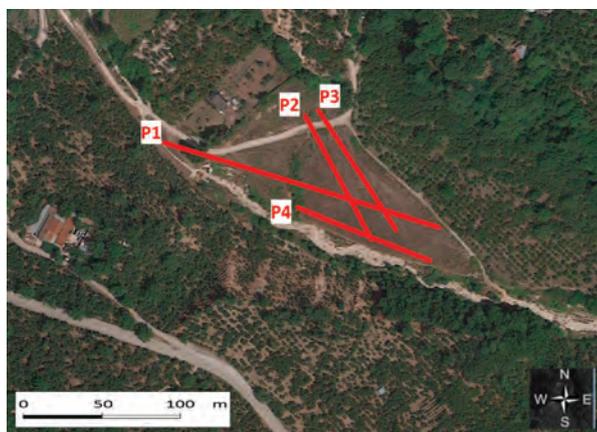


Figura 13 – Profili ERT e di Polarizzazione Indotta (P1-P4, linee in rosso da Di Fiore et al., 2017 modificata)

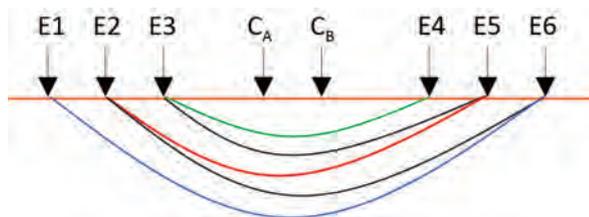


Figura 14 – Configurazione quadripolare Schlumberger reciproco, dove “CA” e “CB” sono gli elettrodi di corrente e E1, E2.....En, sono gli elettrodi di potenziale

Tabella 1 – IP timing riferito alla computazione Cole-Cole per la misura della Caricabilità. I tempi di campionamento sono espressi in ms.

TM 1/5	TM 6/10	TM 11/15	TM 16/20
10	20	40	60
20	30	40	60
20	30	50	70
20	30	50	80
20	40	50	90

In particolare, il profilo 1 e il profilo 4 seguono la linea di massima pendenza del sito, mentre il profilo 2 e il profilo 3 sono paralleli tra loro e seguono l'andatura meno acclive. La configurazione elettrodica utilizzata è stata del tipo Schlumberger reciproco. Il significato di “reciproco” è relativo alla posizione interna degli elettrodi di iniezione, rispetto alla classica matrice Schlumberger-Wenner. Questo permette di realizzare la seguente sequenza ottimizzata secondo la Figura 14.

È possibile impiegare in questo modo la configurazione quadripolare reciproca che consente l'ottimizzazione delle sequenze di misura, poiché a medesimi posizionamenti degli elettrodi di corrente corrispondono più posizionamenti degli elettrodi di potenziale (Figura 14). La Tabella 1 riporta invece i parametri di acquisizione della IP.

I profili sono stati acquisiti utilizzando un'interdistanza elettrodica di 2m. Il profilo 1 ha un orientamento WNW-ESE ed è stato acquisito utilizzando 96 elettrodi (lunghezza di 190 m), i profili 2 e 3 con orientamento NW-SE, e il profilo 4 orientato WNW-ESE, sono stati acquisiti utilizzando 48 elettrodi ed hanno una lunghezza di 94 m.

3.3. Risultati e discussione

I risultati ottenuti attraverso l'analisi multi-temporale delle ortofoto, presentano una serie di variazio-

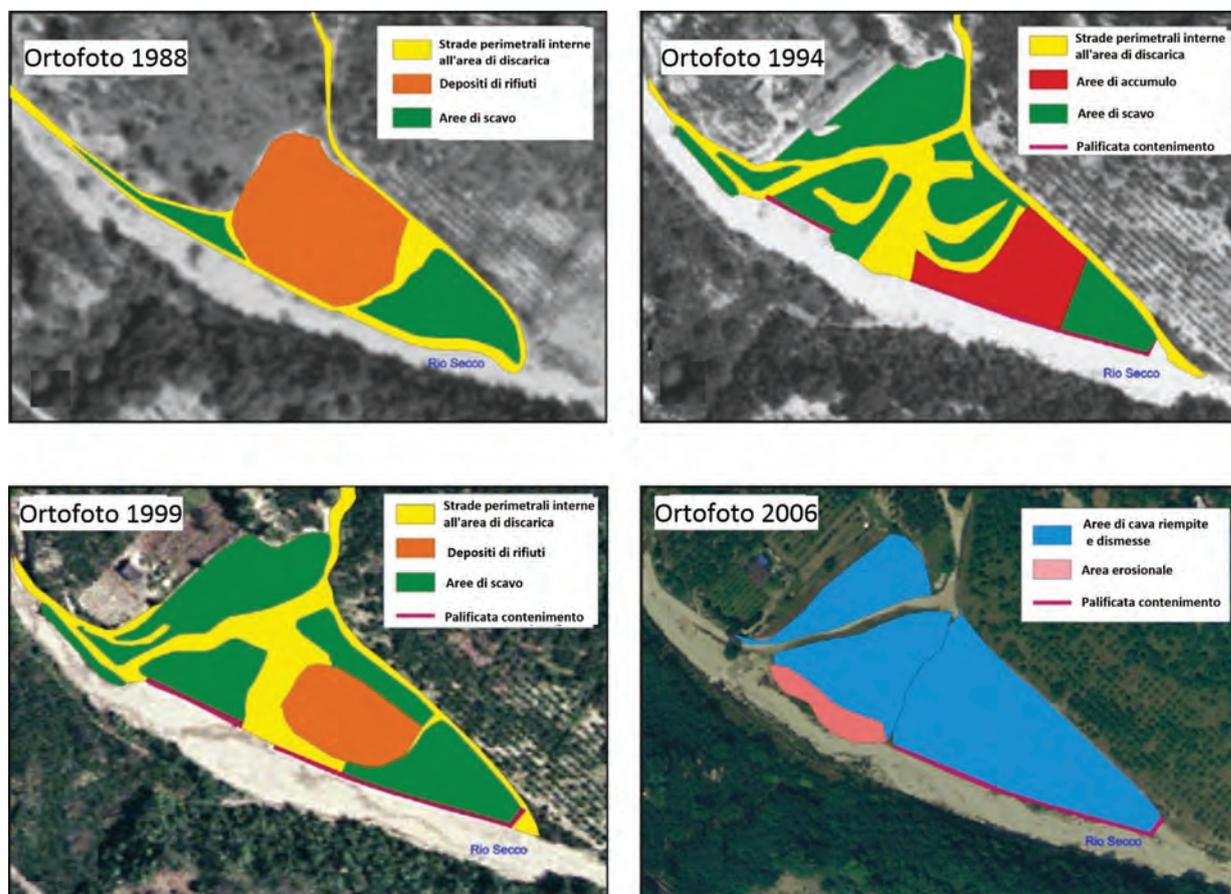


Figura 15 – Foto aeree su cui sono state mappate le variazioni morfologiche nel periodo dal 1988-2006 (da Di Fiore et al., 2017 modificata)

ni dell'area di cava. L'ortofoto del 1988 (Figura 15) mostra che la zona era costituita da un versante di montagna cavato accessibile dal letto del fiume Rio Secco attraverso una strada sterrata, sviluppatasi lungo il margine occidentale dell'alveo. Questa presenta una geometria a gradini, degradante verso valle (Piano regionale attività estrattive, Regione Campania 2006). L'immagine raffigura chiaramente un'area di accumulo di materiali e/o rifiuti (Figura 15). Sul lato destro della strada di accesso è presente un'area vegetata (Figura 15), forse rialzata nel rispetto dell'alveo, probabilmente interessata da movimentazione e stoccaggio di materiali. L'ortofoto del 1994 indica maggiori cambiamenti con la presenza di una vasca di forma quadrangolare (Figura 15) con fondo piatto e lati molto inclinati. Il colore scuro di quest'area indica probabilmente un possibile posizionamento di materiali di copertura, geotessili o altro. È anche possibile osservare una netta linea di demarcazione tra l'alveo e la zona della cava, ciò suggerisce la presenza di un'azione di contenimento mediante palificazione. L'ortofoto del 1998 (Figura 15) indica invece una scomparsa delle precedenti caratteristiche. Il bacino risulta pieno.

Infine, nell'immagine dell'ortofoto del 2006 (Figura 15) indica che tutte le zone, dove sono presenti scavi e movimentazioni sono completamente riempite.

I modelli di resistività, di caricabilità e di carica-normalizzata relativi ai profili P1 e P2 sono riportati rispettivamente in Figg. 16 e 17 (a pagina seguente).

Il profilo 1 di resistività (Figura 16a, a pagina seguente) presenta una zona centrale (distanza di 90-100 m) anomala con alti valori di resistività ($>5000 \Omega\text{m}$) ad una profondità di circa 15 m. A partire dalla distanza di 100 m e fino ai 150 m si osserva una zona caratterizzata da bassi valori di resistività e di forma concava (circa $100 \Omega\text{m}$). Il modello di carica-normalizzata (Figura 16b) mostra valori significativi ($> 10 \text{ mV/V}$) proprio in corrispondenza di questa zona. La Figura 16c riferita alla carica-normalizzata mostra anch'essa valori più elevati in quest'area, fino a $0,7 \text{ mS/m}$.

Il modello di resistività del profilo P2 (Figura 17a) mostra una vasta area conduttiva con valori di resistività bassi ($20\text{-}150 \Omega\text{m}$) ad una distanza compresa tra 20 m e 54 m. In corrispondenza di questa

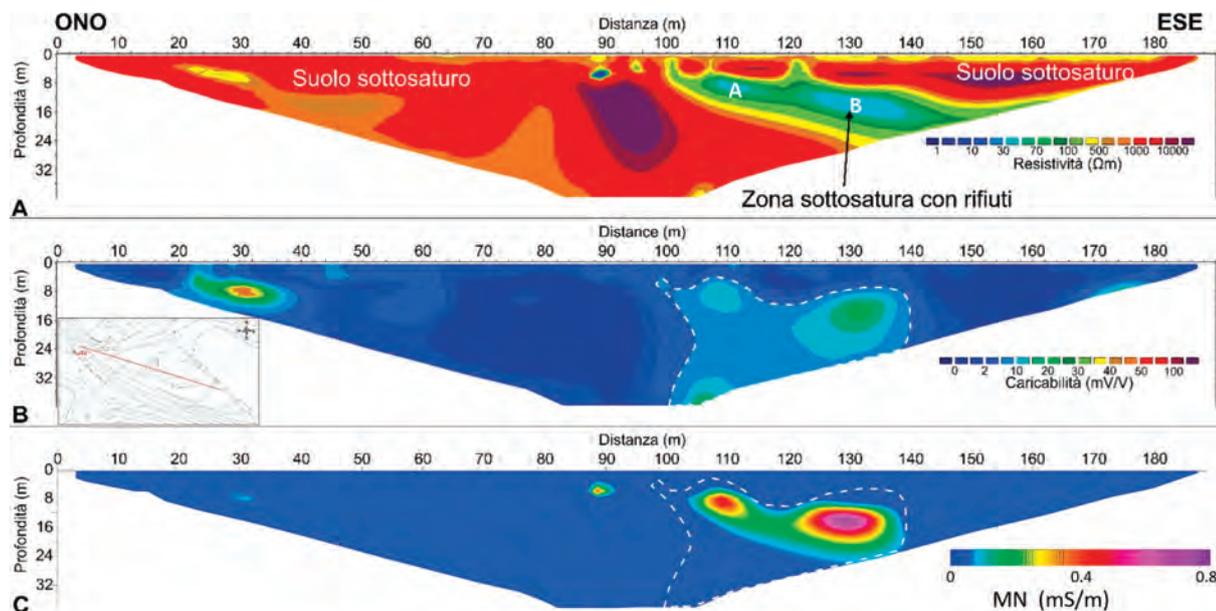


Figura 16 – (a) Profilo 'P1' ERT (b) di caricabilità (c) di caricabilità normalizzata ottenuti dal processo di inversione con indicazione delle zone esposte a rifiuti (da Di Fiore et al., 2017 modificata)

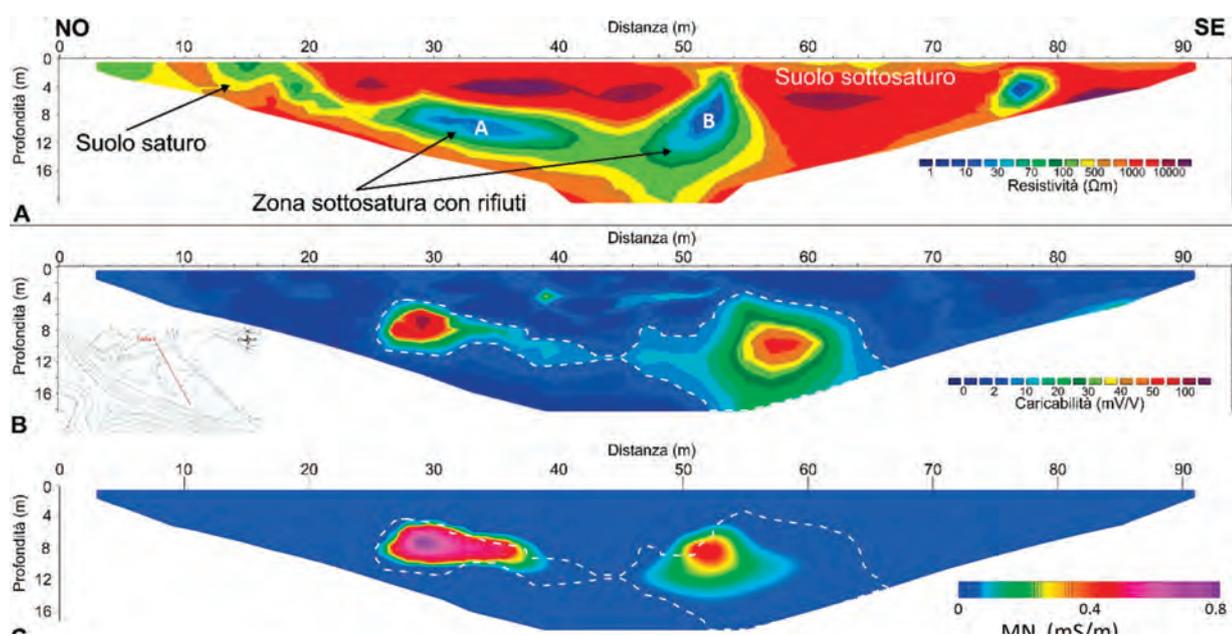


Figura 17 – (a) Profilo 'P2' ERT (b) di caricabilità (c) di caricabilità normalizzata ottenuti dal processo di inversione con indicazione delle zone esposte a rifiuti (da Di Fiore et al., 2017 modificata)

area i valori di caricabilità ottenuti con la PI presentano valori elevati (Figura 17b). Il modello di caricabilità normalizzata (Figura 17c) in quest'area mostra valori elevati fino a 5 mS/m.

Pertanto, è possibile definire le aree aventi alti valori di resistività (1000 Ωm) e bassi di caricabilità ($<20 \text{ mV/V}$) come libere da rifiuti. Le aree invece con resistività intermedia, alta caricabilità ($>70 \text{ mV/V}$) e alti valori di caricabilità normalizzata, sono state interpretate come zone di accumulo di rifiuti in assenza di percolato.

La caricabilità normalizzata infatti, MN, permette di distinguere la diversa natura della polarizzabilità del suolo; gli effetti delle variazioni litologiche mostrano un incremento della MN rispetto agli effetti dell'inquinante. Nel nostro caso, sia per il profilo P1 (Figura 16) che per il profilo P2 (Figura 17), nelle zone A e B dove si evidenzia un valore più alto di MN, si riscontra un valore di resistività più basso ed un valore di caricabilità più elevato. Questo indicherebbe una conducibilità dipendente dalla litologia o comunque dal tipo di rifiuto (edi-

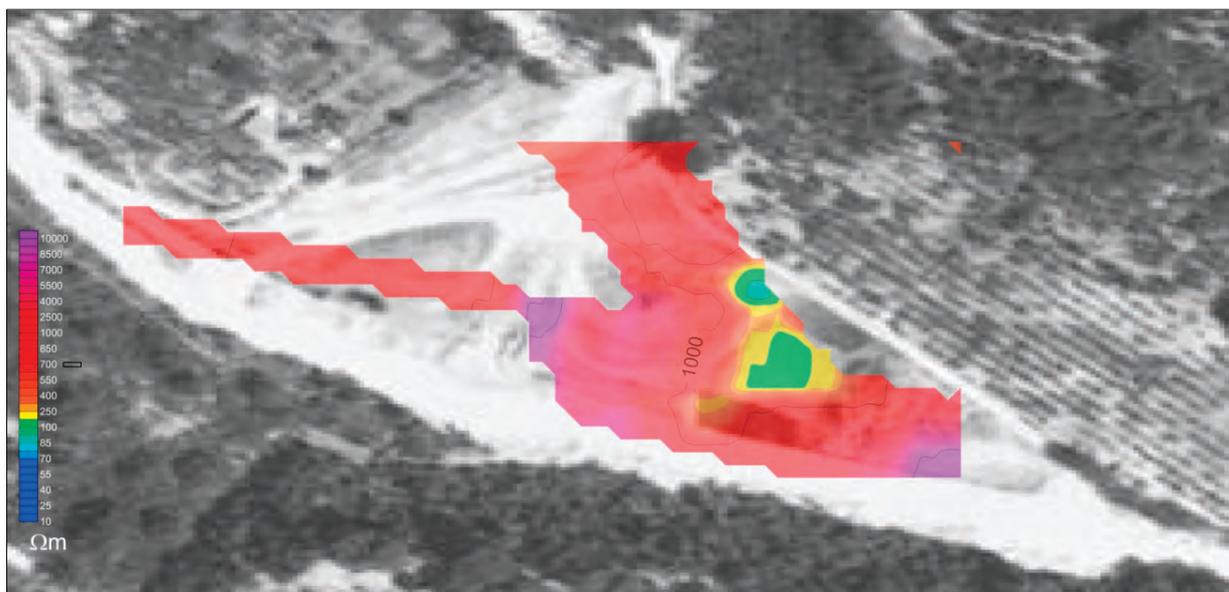


Figura 18 – Contour riferito alla ricostruzione 3D della resistività ottenuta dai profili P1-P4 alla profondità di 16 m dal p.c. In sottofondo si riporta la foto aerea del 1994 (da Di Fiore et al., 2017 modificata)

lizio, scarti di cave ecc.) e non dalle proprietà dell'elettrolita (percolate, contaminante ecc.).

Le zone di bassa resistività sono state individuate proprio in corrispondenza della principale area di scavo (di forma quadrangolare) come visibile dall'immagine aerea del 1994 con una copertura di materiale a grana grossa (alta resistività, bassa caricabilità) di almeno 4 m.

In tutte le sezioni analizzate sono visibili aree a bassa resistività ($<70 \Omega m$) confinate per lo più ad una profondità di circa 5-16 m sotto la superficie del suolo. La corrispondente caricabilità e carica normalizzata elevata colloca queste zone come zone di rifiuto senza percolato (assenza di fluidi salini).

In generale, queste aree a bassa resistività sono state ritrovate in aree quadrangolari corrispondenti all'area principale di scavo visibile nell'immagine aerea del 1994 (Figura 18).

La Figura 18 riporta una ricostruzione 3D dell'area suddetta in sovrapposizione alla foto aerea del 1994. Si noti la coincidenza in sovrapposizione tra l'area a bassa resistività con l'area di scavo utilizzata per lo sversamento dei rifiuti.

4. CONCLUSIONI

Attraverso due casi studio è stato possibile definire le potenzialità diagnostiche di alcuni metodi geofisici per l'individuazione di discariche abusive, in cui è presente materiale sepolto a diverse profondità.

Nella prima parte del lavoro è stata verificata la risposta del metodo GPR con antenne a diverse frequenze (270 MHz e 100MHz) e delle misure magnetometriche in modalità gradiometrica, in terreni piroclastici dove sono stati interrati oggetti a piccole profondità. L'attività ha permesso di conseguire importanti informazioni sulla scelta della migliore frequenza di utilizzo delle antenne GPR in terreni piroclastici e sulla risposta che tale tecnica fornisce nell'identificazione di oggetti sepolti come fusti metallici e muretti in tufo a piccole profondità. L'integrazione con l'indagine magnetometrica con modalità gradiometrica ha permesso di ottenere ulteriori informazioni anche attraverso un'elaborazione in termini di gradienti. In quest'ultimo caso, infatti, è stato possibile non solo identificare la presenza di tali oggetti nel sottosuolo ma stimarne anche la profondità. In definitiva, è possibile osservare come in terreni di natura piroclastica e a profondità non superiori ai 3 m le tecniche GPR con una frequenza nominale dell'antenna di 270 MHz e l'indagine magnetometrica risultano essere la scelta ottimale al fine di individuare strutture e/o corpi sepolti nella parte più superficiale di una discarica.

La valutazione della presenza di una discarica abusiva a maggiore profondità, attraverso l'utilizzo di tecniche geofisiche come ERT e PI nel tempo, è stata invece realizzata nella seconda parte di questo lavoro. Inizialmente è stata effettuata un'analisi multi-temporale dell'evoluzione morfologica

dell'area in cui è ipotizzata la presenza di una discarica utilizzando foto aeree e satellitari, in quanto non erano presenti dati geologici e geofisici riferiti all'area di studio. Successivamente, sono state eseguite prospezioni geofisiche di superficie mediante metodi geoelettrici

La combinazione delle misure di resistività, di caricabilità e di caricabilità normalizzata ha ridotto le incertezze di interpretazione sulle sezioni, discriminando al meglio le zone in cui sono presenti rifiuti. Tutti i dati raccolti sul campo hanno supportato la ricostruzione della storia specifica del sito, e hanno permesso di definire la geometria reale della cava e la geologia del sito.

In definitiva, il lavoro svolto ha evidenziato come la scelta dei metodi geofisici utilizzati per l'individuazione di una discarica deve essere compiuta sia in base alla profondità delle strutture da investigare che al tipo di materiale che vogliamo caratterizzare. I metodi geofisici restano ad oggi il modo più efficace, rapido, non distruttivo e meno costoso per l'individuazione di discariche e dei materiali che le costituiscono provvedendo ad una riduzione del rischio ad esse associato.

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Barrows L., Rocchio J.E. (1990) Magnetic surveying for buried metallic objects. *Ground Water Monit. Rev.* 10: 204-211.
- Belghazal H., Piga C., Loddo F., Stitou El Messari J., Ouazani Touhami A. (2013) Geophysical surveys for the characterization of landfills. *Int. J. Innov. Appl. Stud.* 4 (2): 254-263.
- Bichet V., Grisey E., Aleya A. (2016) Spatial characterization of leachate plume using electrical resistivity tomography in a landfill composed of old and new cells (Belfort, France). *Eng. Geol.* 211: 61-73.
- D'Alisa M.G., Armiero M., De Rosa S.P. (2014) Political ecology: rethink Campania's toxic-waste scandal. *Nature* 509 (7501): 427-427.
- Dahlin T., Rosqvist H., & Leroux V. (2010) Resistivity-IP for landfill applications. *first break*, 28(8): 101-105.
- Dawrea A., Zytner R. G., & Donald J. (2021) Enhanced GPR data interpretation to estimate in situ water saturation in a landfill. *Waste Management*, 120:175-182.
- De Carlo L., Perri M.T., Caputo M.C., Deianac R., Vurro M., Cassiani G. (2013) Characterization of a dismissed landfill via electrical resistivity tomography and mise-a-la-masse method. *J. Appl. Geophys.* 98:1-10.
- De Donno G., & Cardarelli E. (2017) Tomographic inversion of time-domain resistivity and chargeability data for the investigation of landfills using a priori information. *Waste management*, 59: 302-315.
- Di Fiore V., Cavuoto G., Punzo M., Tarallo D., Casazza M., Guarriello S. M., Lega M. (2017) Integrated hierarchical geo-environmental survey strategy applied to the detection and investigation of an illegal landfill: A case study in the Campania Region (Southern Italy). *Forensic Science international* 279: 96-105.
- Di Fiore V., Punzo M., Pelosi N., Scotto di Vettimo P., Budillon F., Zeni G., Lirer F. (2019) Electromagnetic field evaluation and EMI on board during a marine geophysical data acquisition (COSMEI). *Measurement*, 147 (106889).
- Di Giambattista L., De Donno G., & Orlando L. (2016) Utilizzo di tecniche non distruttive per la localizzazione di biogas in discarica. *Ingegneria dell'Ambiente*, 3(3).
- Ferreira F.J.F., de Souza J., de B. Alessandra e S. Bongioiolo S., and de Castro L.G. (2011) Enhancement of the total horizontal gradient of magnetic anomalies using the tilt angle. *Geophysics*, 78 (3).
- Gallas J.D.F., Taioli F., Malagutti Filho W. (2011) Induced polarization, resistivity, and self-potential: a case history of contamination evaluation due to landfill leakage. *Environ. Earth Sci.* 63: 251-261.
- Gazoty A., Fiandaca G., Pedersen J., Auken E., Christiansen A.V., Pedersen J.K. (2012) Application of time domain induced polarization to the mapping of lithotypes in a landfill site. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16: 1793-1804.
- La Brecque D.J., Miletto M., Daily W., Ramirez A., Owen E. (1996) The effects of noise on Occam's inversion of resistivity tomography data. *Geophysics*, 61, 538-548.
- Marchetti M., Cafarella L., Di Mauro D., Zirizzotti A. (2002) Ground magnetometric survey and integrated geophysical methods for solid buried waste detection: a case study. *Ann. Geophys.* 45 (3/4): 563-573.
- Roberts R.L., Hinze W.J., Leap D.I. (1990) Data enhancement procedures on magnetic data from landfill investigations. In: *Geotechnical and Environmental Geophysics*, Society of Exploration Geophysicists, S.H. Ward (Ed.), 261-266.
- Salem A., William S., Fairhead J., Smith R. (2007) Tilt-depth method: A simple depth estimation method using first-order magnetic derivative. *The Leading Edge*, 26(12): 1502-1505.
- Schmidt P.W., and Clark D.A., (2000) Advantages of measuring the magnetic gradient tensor. *Preview*, 85: 26-30.
- Slater L., Lesmes D.P., (2002) IP interpretation in environmental investigations, *Geophysics*, 67:77- 88, 2002.
- Triassi M., Alfano R., Ilario M., Nardone A., Caporale O., Montuori P. (2015) Environmental pollution from illegal waste disposal and health effects: a review on the triangle of death. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12: 1216-1236.
- Veryaskin A.V., (2001) Magnetic gradiometry: a new method for magnetic gradient measurements. *Sensors and Actuators A: Physical*, 91(1-2): 233-235.
- Ustra A., & Elis V.R. (2018) Resistivity and induced polarization application for urban waste disposal site studies. In *Applied Geophysics with Case Studies on Environmental, Exploration and Engineering Geophysics*. IntechOpen.
- VV.AA. (2004) *Ground Penetrating Radar 2nd Edition*. London, United Kingdom.

IMPLEMENTAZIONE DI NUOVE PARAMETRIZZAZIONI PER LA SIMULAZIONE DELL'AEROSOL ORGANICO CON CAMx: CASO DI STUDIO IN PIANURA PADANA NEL PERIODO ESTIVO

Barbara Basla¹, Valentina Agresti², Alessandra Balzarini², Paolo Giani^{2,3}, Guido Pirovano², Stefania Gilardoni⁴, Marco Paglione⁵, Cristina Colombi⁶, Claudio Belis⁷, Vanes Poluzzi⁸, Giovanni Lonati^{1,*}

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Milano.

² RSE S.p.A. Milano.

³ Università di Notre Dame, South Bend, Indiana (USA).

⁴ CNR, Istituto di Scienze Polari, Milano.

⁵ CNR, Istituto di Scienze dell'Atmosfera e del Clima, Bologna.

⁶ Arpa Lombardia, Settore Monitoraggi Ambientali, Milano.

⁷ European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italy.

⁸ Arpa Emilia-Romagna, Centro Tematico Regionale Qualità dell'Aria, Bologna.

Sommario – In questo lavoro si presentano i risultati di simulazioni condotte con il modello CAMx per la ricostruzione dell'aerosol organico in pianura padana utilizzando gli schemi chimici SOAP e VBS. Con quest'ultimo schema, sono anche state sviluppate simulazioni con l'introduzione di nuove parametrizzazioni per il calcolo delle emissioni dei composti organici a volatilità intermedia, e con la revisione delle emissioni di aerosol organico primario e delle relative distribuzioni di volatilità. Le simulazioni hanno riguardato il trimestre estivo da maggio a luglio 2013 ed hanno utilizzato per la validazione dei risultati la composizione dell'aerosol organico ottenuta dall'analisi PMF di dati di campagne di misura effettuate a San Pietro Capofiume (BO) e ad Ispra (VA). Con riferimento al complesso dell'aerosol organico, il confronto con i dati sperimentali ha evidenziato che il passaggio allo schema VBS e l'introduzione di revisioni e nuove parametrizzazioni delle emissioni non ha prodotto effetti evidenti nei risultati delle simulazioni estive, diversamente dal caso invernale discusso in precedenti studi, essenzialmente perché le modifiche introdotte riguardano le emissioni antropiche, in particolare quelle da combustione di biomassa, che in estate hanno una rilevanza molto minore rispetto al periodo invernale mentre, al contrario, le emissioni di origine biogenica aumentano. Inoltre, non si può escludere un'influenza della maggiore partizione dell'aerosol organico verso la fase gassosa nel periodo estivo.

Parole chiave: particolato atmosferico, aerosol organico, modellistica, Pianura padana.

IMPLEMENTATION OF NEW PARAMETRIZATIONS FOR ORGANIC AEROSOL MODELLING BY CAMx: CASE STUDY FOR THE SUMMER PERIOD IN THE PO VALLEY

Abstract – This work presents the results of simulations conducted with the CAMx model for the reconstruction of

organic aerosol in the Po Valley using the chemical schemes SOAP and VBS. With this latter scheme, simulations have also been developed introducing new parameterizations for the calculation of emissions of organic compounds with intermediate volatility, and revising the emissions of primary organic aerosol and the related volatility distributions. The simulations concerned the period from May to July 2013. Composition data of the organic aerosol obtained from the PMF analysis of data from measurement campaigns carried out in San Pietro Capofiume (BO) and Ispra (VA) were used to validate the results. With reference to the overall organic aerosol, the comparison with the experimental data showed that the transition to the VBS scheme and the introduction of revisions and new emission parameters did not produce evident effects on the results of the summer simulations, unlike the winter case, discussed in previous studies. This essentially because the changes introduced concern anthropogenic emissions, in particular those from biomass combustion, which in summer are much less important than in winter while, on the contrary, emissions of biogenic origin increase. Furthermore, an influence of the greater partitioning of the organic aerosol towards the gaseous phase in the summer period cannot be excluded.

Keywords: particulate matter, organic aerosol, modelling, Po valley.

Ricevuto il 17-11-2021; Correzioni richieste il 20-12-2021; Accettazione finale il 14-1-2022.

1. INTRODUZIONE

I modelli euleriani di chimica e trasporto degli inquinanti atmosferici (CTM) incontrano delle difficoltà nella corretta ricostruzione delle concentrazioni di aerosol organico (OA), che allo stato attuale sono sottostimate (Bergström et al., 2012). In particolare, data la complessità e la numerosità delle reazioni chimiche e fotochimiche che coinvolgono le migliaia di composti organici presenti

* Per contatti: P.zza L. da Vinci 32, 20133 Milano. Tel. 02.23996430; fax 02 23996499. giovanni.lonati@polimi.it

in atmosfera, gli schemi modellistici tradizionali, come lo schema SOAP (*Secondary Organic Aerosol Processor*) (Kouvidat and Sartelet, 2015), manifestano difficoltà soprattutto nella riproduzione dell'aerosol organico secondario (SOA, *secondary organic aerosol*) (Woody et al., 2016; Hodzic et al., 2010). Queste difficoltà sono state in parte superate con il recente sviluppo dello schema “volatility basis set” (VBS) (Donahue et al., 2012; Donahue et al., 2011), che tratta l'aerosol organico primario (POA, *primary organic aerosol*), direttamente emesso dalle sorgenti, come semi-volatile e reattivo. In questo schema il POA viene parzialmente trasferito in fase gassosa, dove può subire una successiva ossidazione tornando nuovamente in fase aerosol, ora secondario, a causa di una diminuzione della propria volatilità. Inoltre, lo schema VBS consente di ricostruire le trasformazioni che l'OA subisce in atmosfera attraverso lo stato di ossidazione (descritto come il valore medio del numero di ossidazione di ogni atomo di carbonio del composto organico) e la volatilità (espressa come concentrazione a saturazione); in questo modo i processi di ossidazione della frazione organica possono essere rappresentati con maggior precisione. Attraverso questi miglioramenti è possibile superare parte dei problemi modellistici dell'approccio tradizionale SOAP che, a differenza dello schema VBS, tratta il POA come non reattivo e il SOA come prodotto della sola reazione di partizione all'equilibrio con i precursori gassosi (generati dall'ossidazione in fase gassosa dei VOC a formare gas condensabili).

L'utilizzo dello schema VBS, insieme con l'introduzione di nuove parametrizzazioni, differenziate per tipologia di sorgente emissiva (Ciarelli et al., 2017, Zhao et al., 2015, Zhao et al., 2016) per il calcolo delle emissioni dei composti organici a volatilità intermedia (IVOC, *intermediate-volatile organic compounds*) che rivestono un ruolo fondamentale nei processi di formazione del SOA (Ots et al., 2016; Dunmore et al., 2015), e con la revisione delle emissioni di aerosol organico primario e delle relative distribuzioni di volatilità (Zhao et al., 2016; Denier van der Gon et al., 2015, Zhao et al., 2015), ha portato a significativi miglioramenti nella ricostruzione delle concentrazioni di OA, POA e SOA nella pianura padana, presentati nel lavoro di Giani et al., 2019. Tale lavoro, sviluppato con il modello di chimica e trasporto CAMx v.6.40 (ENVIRON, 2016) su due domini innestati comprendenti l'Italia, con una risoluzione di 15 km, e l'area della Pianura Padana, alla risoluzione

di 5 km, ha analizzato il bimestre invernale di febbraio e marzo 2013, utilizzando per la validazione dati di composizione dell'aerosol organico ottenuti dall'analisi PMF (*positive matrix factorization*) di dati sperimentali di campagne di misura effettuate con un *Aerosol Mass Spectrometer* (AMS) a San Pietro Capofiume (BO) e ad Ispra (VA).

Questo lavoro si sviluppa in maniera del tutto analoga, ma si riferisce al trimestre estivo 2013, in modo da analizzare le prestazioni del modello durante un periodo caratterizzato da attività fotochimica più rilevante e da valutare, in termini comparativi rispetto alla stagione invernale, la sua risposta all'introduzione di nuove parametrizzazioni per le emissioni di IVOC ed alla revisione delle emissioni di POA e delle relative distribuzioni di volatilità. Anche in questo caso per la validazione dei risultati è stato possibile avvalersi di dati derivanti dall'analisi PMF di misure sperimentali disponibili per l'intero periodo nel sito di Ispra (VA) e per il solo mese di maggio nel sito di San Pietro Capofiume (BO).

2. MATERIALI E METODI

La configurazione complessiva della catena di modellistica segue quella utilizzata nei lavori di Meroni et al., 2017 e di Giani et al., 2019 e comprende, oltre al modello CAMx, il modello meteorologico WRF (*Weather Research and Forecasting model*, Skamarock et al., 2008) ed i modelli MEGAN v2.03 (Guenther et al., 2006) e SEASALT (Gong, 2003) per le emissioni naturali di gas e aerosol. Le emissioni antropiche orarie sono state calcolate con il modello SMOKE v3.5 (*Sparse Matrix Operator for Kernel Emission*, UNC, 2013), elaborando i dati di inventario a tre diversi livelli di risoluzione spaziale (dati regionali, dati nazionali italiani, dati europei). Per le regioni del dominio esterne all'Italia è stato utilizzato l'inventario EMEP (*European Monitoring and Evaluation Programme*) con dati disponibili su una griglia regolare di 50x50 km²; all'interno dei confini italiani sono stati usati i dati dell'inventario nazionale italiano di ISPRA (Istituto per la protezione e la ricerca ambientale), che forniscono una disaggregazione per provincia; infine, per Lombardia, Piemonte e Veneto sono stati impiegati i dati di inventario regionali basati sulla metodologia INEMAR, che forniscono dati dettagliati sulle emissioni a livello comunale relativi all'anno 2010. A differenza dello studio precedente, relativo ad un periodo invernale, il presente lavoro è focalizzato sulla stagione estiva, in particolare sul trimestre maggio-luglio 2013.

Le simulazioni modellistiche sono state sviluppate, come caso base, sia con lo schema tradizionale SOAP (Strader et al., 1999) sia con lo schema VBS (Koo et al., 2014); per lo schema VBS sono state sviluppate due ulteriori simulazioni: la prima con la revisione delle stime delle emissioni di IVOC per le principali sorgenti emissive (traffico veicolare e combustione di biomassa) con nuove parametrizzazioni, la seconda apportando anche una revisione delle distribuzioni di volatilità dell'aerosol organico primario, così da ricalcolare le emissioni di materiale organico a bassa volatilità OM_{sv}, che include la frazione non volatile (POA) e quella semi-volatile (SVOC, *semi-volatile organic compounds*). Nel caso base queste emissioni vengono sottostimate poiché gli inventari ufficiali delle emissioni includono solo una parte delle emissioni complessive di OM_{sv} (Ciarelli et al., 2017; Fountoukis et al., 2014), generalmente relativa alla sola frazione non volatile. Le nuove parametrizzazioni utilizzate per le emissioni da combustione di biomassa sono quelle proposte da Ciarelli et al., 2017 ottenute sulla base di uno studio condotto sull'Europa; per le emissioni da veicoli con motore a benzina e motore diesel si sono usate le parametrizzazioni ottenute da studi condotti in America (Zhao et al., 2016; Zhao et al., 2015), mentre le emissioni di IVOC da altre sorgenti sono state calcolate come 1,5xPOA (Giani et al., 2019). In Tabella 1 sono riassunte le principali caratteristiche e le etichette identificative delle simulazioni sviluppate.

L'utilizzo delle nuove parametrizzazioni sugli IVOC porta a risultati molto diversi in termini di emissioni complessive di IVOC, che nell'intero dominio di simulazione considerato triplicano rispetto al caso base, sia nel periodo invernale sia in quello estivo come mostrato a titolo di esempio in Tabella 2 con riferimento ai mesi di febbraio e maggio. Il confronto tra i contributi delle diverse sorgenti emissive nella stagione estiva ed invernale

Tabella 1 – Principali caratteristiche delle simulazioni considerate

Etichetta	Schema	Caratteristiche simulazione
28_vbs_cb6	VBS	Caso base VBS
33_soap2_cb6	SOAP	Caso base SOAP
30_vbs_zc_base	VBS	Revisione emissioni di IVOC
30_vbs_zc_newvol	VBS	Revisione emissioni di IVOC e revisione volatilità aerosol primario

le evidenze che le emissioni da traffico veicolare e da altre sorgenti emissive rimangono sostanzialmente dello stesso ordine di grandezza, seppur con un lieve incremento nella stagione calda, mentre le emissioni da combustione di biomassa risentono fortemente della maggiore attività di tale sorgente nella stagione fredda, con un'emissione 4 volte superiore rispetto all'estate.

La revisione sulle distribuzioni di volatilità dell'aerosol organico primario comporta un evidente aumento delle emissioni di sostanza organica semivolatile OM_{sv} (Tabella 3). Nel caso base si assume che essa sia complessivamente pari al POA e si utilizzano le distribuzioni di volatilità di default del modello CAMx. Tuttavia, poiché diversi studi hanno dimostrato che questa ipotesi non è valida (Ciarelli et al., 2016, Tsimpidi et al., 2010), nell'ultima simulazione le emissioni di OM_{sv} sono state stimate con diverse distribuzioni di volatilità. Per i veicoli a benzina e diesel sono state usate le distribuzioni di volatilità proposte da Zhao et al., 2016, Zhao et al., 2015 stimando l'OM_{sv} a partire dalle emissioni di IVOC (già riviste con le nuove parametrizzazioni) come $OM_{sv} = IVOC/R$ con il valore del coefficiente R rispettivamente pari a 2,54 e 4,62.

Per la combustione da biomassa, non disponendo di distribuzioni di volatilità aggiornate, l'emis-

Tabella 2 – Ripartizione delle emissioni ($t\ mese^{-1}$) di IVOC nei mesi di febbraio e maggio 2013 per l'intero dominio per le diverse sorgenti emissive (GV: veicoli a benzina; DV: veicoli diesel; BB: combustione biomassa; OT: altre sorgenti) per il caso base e per il caso di revisione delle emissioni di IVOC con nuove parametrizzazioni (N.P.)

Periodo	Simulazione	GV	DV	BB	OT	TOTALE
Febbraio 2013	Caso base	119,9	556,3	9461,3	462,5	10600,1
	N.P. IVOC	276,1	3137,2	29960,8	462,5	33836,6
	Rapporto N.P. IVOC/Caso base	2,30	5,64	3,17	1,00	3,19
Maggio 2013	Caso Base	153,2	699,9	2241,9	515,9	3611,0
	N.P. IVOC	353,8	4011,0	7099,5	515,9	11980,1
	Rapporto N.P. IVOC/Caso base	2,31	5,73	3,17	1,00	3,32

Tabella 3 – Ripartizione delle emissioni ($t\ mese^{-1}$) di OM_{SV} nei mesi di febbraio e maggio 2013 per l'intero dominio per le diverse sorgenti emissive (GV: veicoli a benzina; DV: veicoli diesel; BB: combustione biomassa) per il caso base e per il caso con revisione della volatilità

Periodo	Sorgente	Caso base	Revisione volatilità	Rapporto Revisione/Caso base
Febbraio 2013	GV	80,0	108,8	1,36
	DV	370,9	679,3	1,83
	BB	6307,5	8452,1	1,34
Maggio 2013	GV	102,2	139,5	1,37
	DV	466,6	868,6	1,86
	BB	1494,6	2002,8	1,34

sione di OM_{SV} del caso base è stata moltiplicata per un coefficiente correttivo (1,34) che rappresenta il rapporto, indicato nell'inventario di Denier van der Gon et al., 2015, per il contesto italiano, tra le emissioni di carbonio organico (OC) stimate con e senza la quota "condensabile". Tale approccio permette di includere nella stima delle emissioni di OM_{SV} , una frazione di sostanza organica a maggiore volatilità effettivamente emessa, ma generalmente non inclusa negli inventari di emissioni.

Così come per il periodo invernale, anche nel caso estivo la revisione della volatilità porta a stimare maggiori emissioni di OM_{SV} , con incrementi compresi tra il 35% per veicoli a benzina e combustione da biomassa e l'85% circa per i veicoli diesel, a conferma del fatto che gli attuali inventari delle emissioni non prendono in considerazione le emissioni di IVOC e di SVOC che contribuiscono all'emissione complessiva di OM_{SV} . Anche questa ulteriore revisione mette in evidenza l'importante ruolo stagionale della combustione della biomassa, già evidenziato per le emissioni di IVOC.

3. RISULTATI

La valutazione dei risultati è stata sviluppata in termini comparativi tra le simulazioni dei due casi base e quelle con la revisione delle stime delle emissioni di IVOC e con l'ulteriore revisione delle distribuzioni di volatilità dell'aerosol organico primario. Tale confronto si avvale della rappresentazione grafica dell'andamento temporale dei valori orari di OA osservati e calcolati, del diagramma a dispersione di tali valori e di una serie di parametri statistici, indicatori tanto dell'accordo temporale dei valori (*Index of agreement*, IOA; *Correlation*)

quanto delle loro differenze quantitative (*Fractional Error*, FE; *Fractional Bias*, FB). La definizione matematica di tali parametri è riportata nel materiale supplementare. La validazione dei risultati della simulazione meteorologica è riportata in dettaglio in Basla, 2019, con riferimento sia alle stazioni meteorologiche presenti nel dominio di calcolo, sia ai siti di effettuazione delle misure di aerosol organico. Per questi ultimi, nel materiale supplementare sono riportate in confronto le rose dei venti osservate e misurate nel trimestre estivo 2013. La validazione dei risultati di CAMx in relazione alla riproduzione della frazione organica è stata effettuata in corrispondenza dei siti di Ispra (VA) e San Pietro Capofiume (BO). Per il primo sito è disponibile una copertura sperimentale sull'intero trimestre, mentre per il secondo sito i dati osservati coprono solo il mese di maggio. Per questa ragione, le valutazioni che seguono sono state effettuate solo sui rispettivi periodi coperti da misure.

I risultati della simulazione con gli schemi SOAP e VBS nelle rispettive configurazioni base sono molto simili, sebbene con lo schema VBS si stimino concentrazioni leggermente più basse di OA per il parziale trasferimento in fase vapore di POA, così peggiorando lievemente, soprattutto in termini di *Fractional bias*, le prestazioni del modello ad Ispra (Figura 1 a pagina seguente) e, al contrario, migliorandole a San Pietro Capofiume (Figura 2 a pagina seguente). Nel seguito, i dati derivati dalle osservazioni con l'analisi PMF si confrontano con i risultati del modello, utilizzando come termine di paragone i risultati della simulazione con lo schema VBS base.

3.1. Revisione emissioni di IVOC

In generale, l'introduzione nello schema VBS delle revisioni sulle parametrizzazioni degli IVOC non porta ad apprezzabili variazioni dei risultati per le concentrazioni di POA, perché le emissioni di IVOC hanno un impatto diretto sui SOA e non sui POA. Per il sito di Ispra (Figura 3, a pagina 313), le concentrazioni di POA, già simulate in modo soddisfacente nel caso base (IOA = 0,63), migliorano leggermente (da -1,8% a -0,7%) in termini di valore medio del *Fractional bias* (MFB) per effetto di piccole variazioni per le due frazioni che costituiscono il POA, ovvero BBOA (*Biomass Burning OA*) e HOA (*Hydrocarbon-like OA*). Per i BBOA, l'IOA si mantiene attorno a valori di circa 0,27 mentre l'MFB aumenta da 44,1% (caso base) a 44,9%; per gli HOA, l'IOA rimane attorno a 0,62

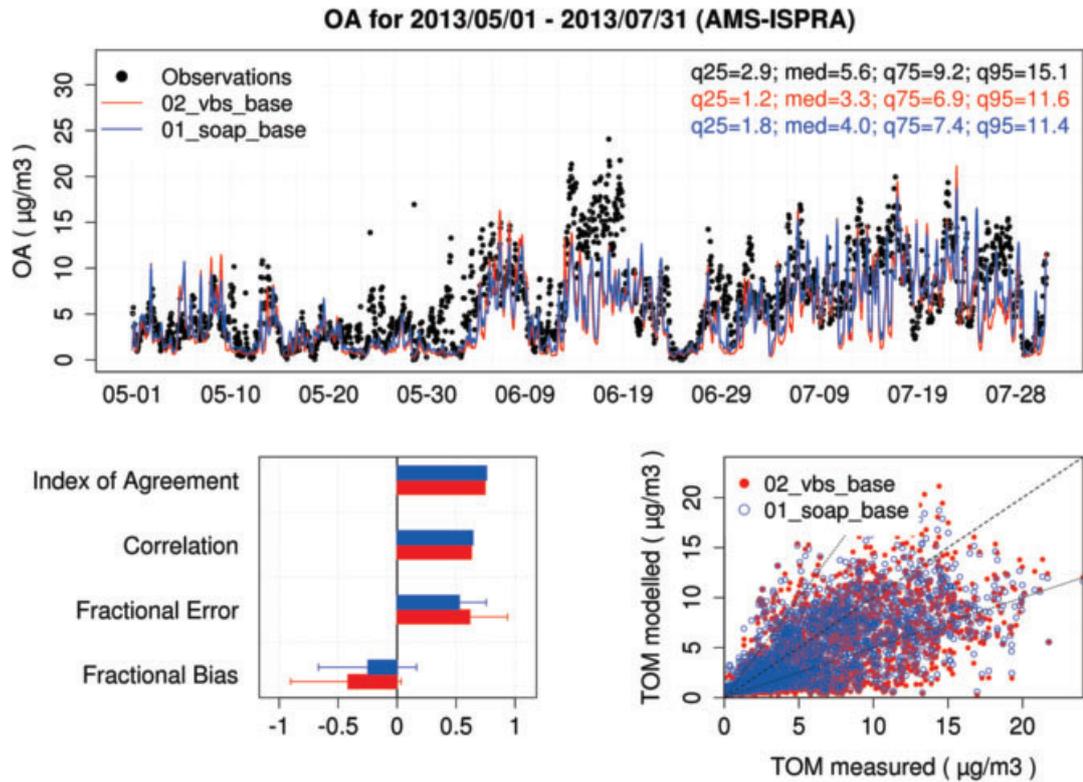


Figura 1 – Confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema SOAP (azzurro) e VBS (rosso) e le concentrazioni osservate di OA ad Ispra nel trimestre maggio-luglio 2013. (N.B.: 01_soap_base = 33_soap2_cb6; 02_vbs_base = 28_vbs_cb6)

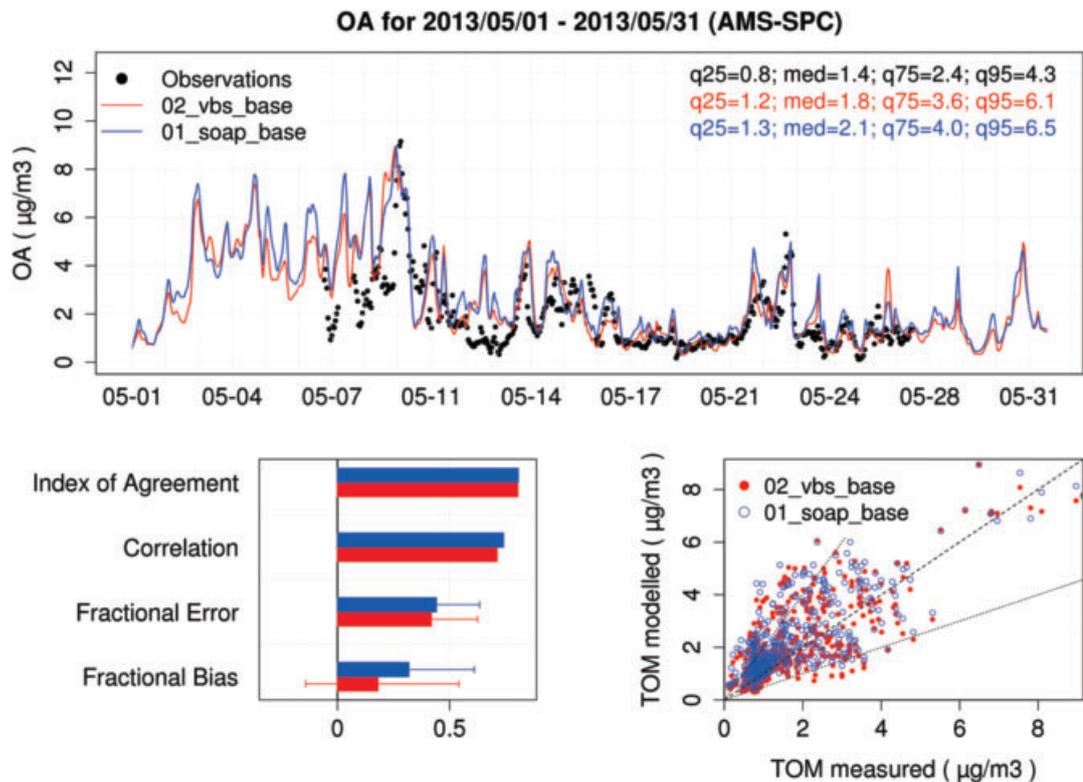


Figura 2 – Confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema SOAP (azzurro) e VBS (rosso) e le concentrazioni osservate di OA nel mese di maggio 2013 a San Pietro Capofiume. (N.B.: 01_soap_base = 33_soap2_cb6; 02_vbs_base = 28_vbs_cb6)

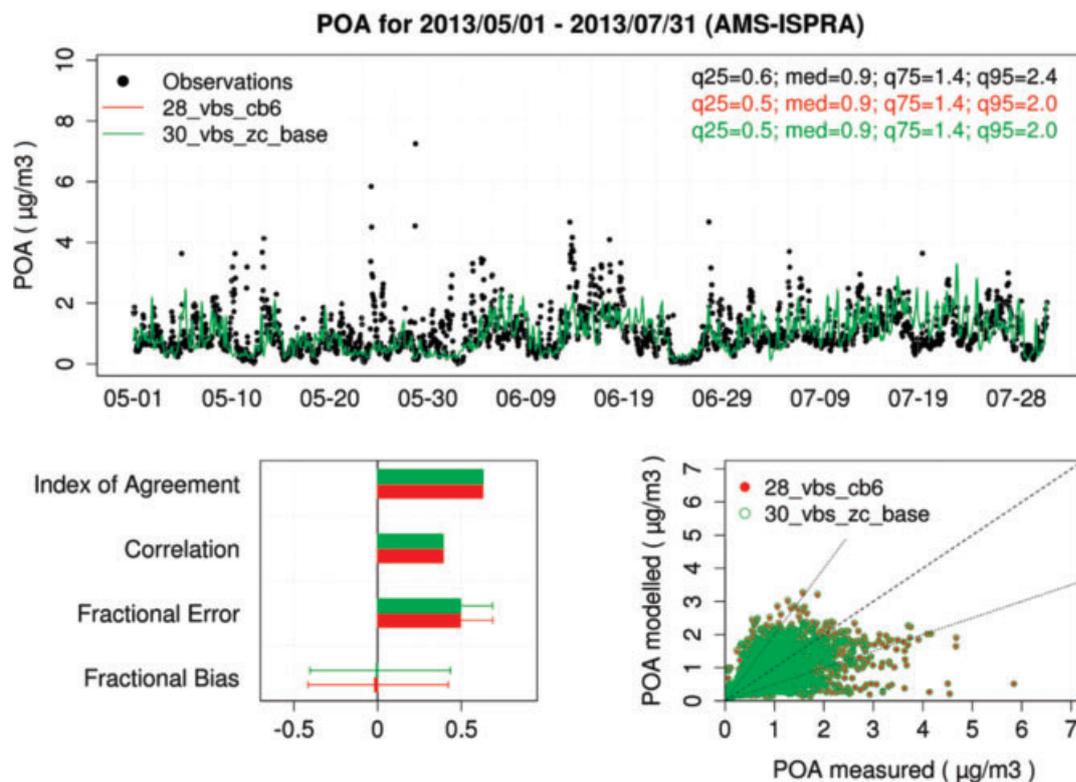


Figura 3 – POA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS base (28_vbs_cb6, rosso) e VBS con nuove parametrizzazioni sugli IVOC (30_vbs_zc_base, verde) e le concentrazioni osservate ad Ispra

e l'MFB diminuisce da -41,8% a -40,6% (Figura 4, a pagina successiva). I BBOA rimangono così sovrastimati e gli HOA sottostimati e le variazioni estremamente contenute non incidono sull'accordo tra le concentrazioni osservate e simulate complessive di POA. Per quanto riguarda i BBOA la Figura 4 evidenzia che nei mesi di giugno e luglio le concentrazioni ottenute dall'analisi PMF sono costantemente nulle mentre la ricostruzione modellistica stima sempre delle concentrazioni di livello analogo a quello del precedente mese di maggio, mediamente attorno a $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$. Nei mesi più caldi, l'analisi PMF, condotta separatamente per i mesi marzo-maggio e giugno-agosto (Bressi et al. 2016), non riesce ad individuare la presenza di BBOA nella massa dell'aerosol organico, probabilmente a causa di un loro contributo molto limitato per essere identificato.

Le prestazioni del modello migliorano leggermente, invece, per i SOA: già per il caso base si riscontra un buon accordo tra concentrazioni osservate e simulate (Figura 5 a pagina 315) e solamente nei giorni immediatamente successivi alla metà di giugno (15-18 giugno) il modello sottostima in modo abbastanza evidente i dati osservati. L'introduzione delle nuove parametrizzazioni determina l'aumento dell'IOA (da 0,72 del caso

base a 0,76) e la contestuale riduzione dell'MFB (da -60,0% a -46,1%), che rimane comunque negativo per la forte influenza delle sottostime durante l'evento del 15-18 giugno. Prestazioni analoghe si osservano anche per il complesso dell'OA, in quanto principalmente costituito (per oltre l'80%) dalla frazione secondaria, con aumento dell'IOA (da 0,75 a 0,77) e diminuzione dell'MFB (da -41,8% a -30,8%).

Risultati del tutto analoghi si ottengono anche nel sito di San Pietro Capofiume, dove la base di dati sperimentali è limitata al solo mese di maggio. Le concentrazioni di POA, così come quelle di BBOA e HOA, rimangono praticamente invariate rispetto al caso base (IOA = 0,46, MFB = 114%), mantenendo la tendenza alla sovrastima sia in termini complessivi sia, diversamente dai risultati di Ispra, per le due singole frazioni (Figura 6 a pagina 316 e Figura 7 a pagina 317). Anche in questo caso, con le nuove parametrizzazioni si osserva un leggero aumento delle concentrazioni di SOA (Figura 8, a pagina 318) che determina tuttavia un lieve peggioramento delle prestazioni del modello (IOA da 0,80 a 0,73, MFB da -0,6% a 11,0%). Infatti, l'evidente sovrastima dei valori osservati nella prima parte del mese, già presente nel caso base, aumenta ulteriormente con l'introduzione delle revisioni.

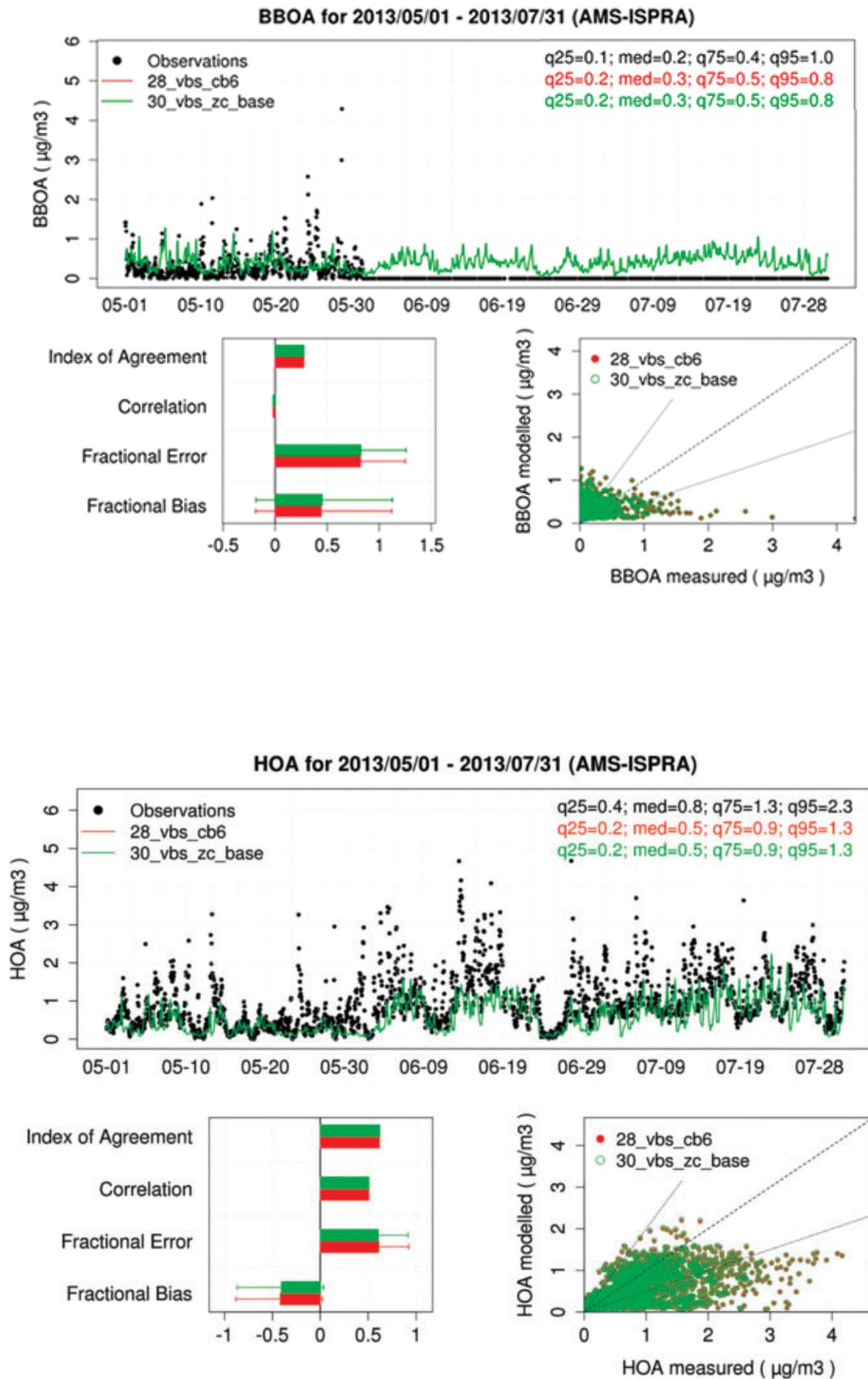


Figura 4 – BBOA e HOA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS base (28_vbs_cb6, rosso) e VBS con nuove parametrizzazioni sugli IVOC (30_vbs_zc_base, verde) e le concentrazioni osservate ad Ispra. Per BBOA i parametri statistici sono relativi al solo mese di maggio, in quanto le concentrazioni ottenute dall'analisi PMF sono risultate costantemente nulle

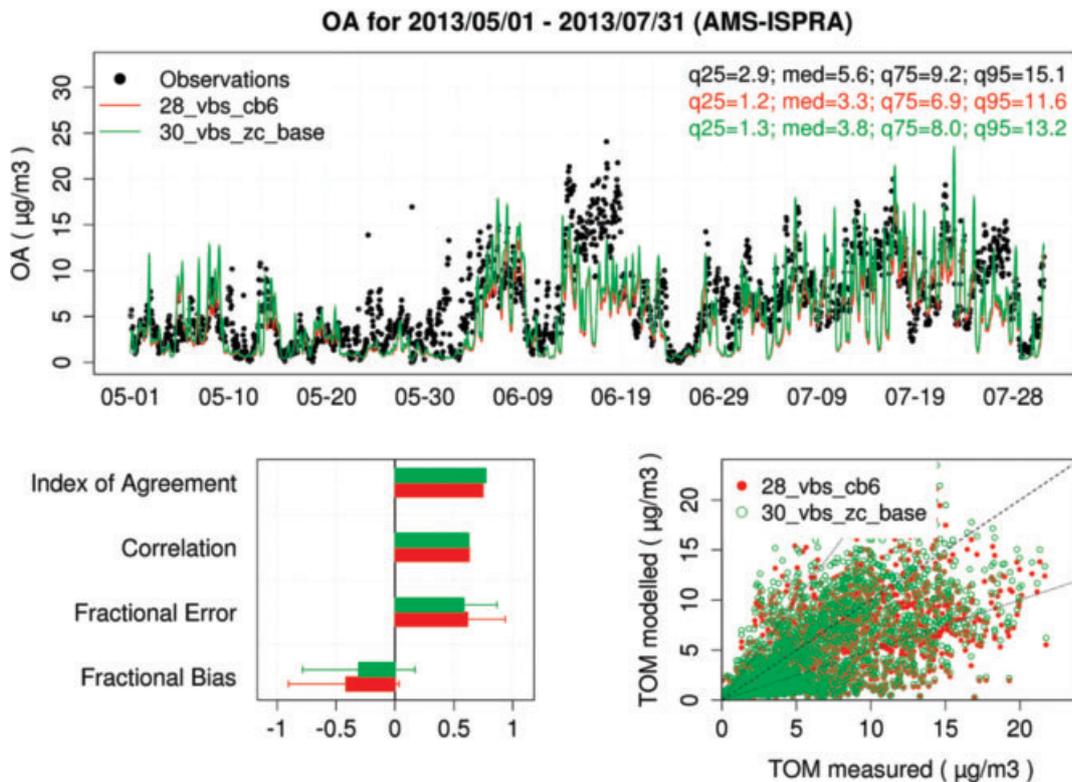
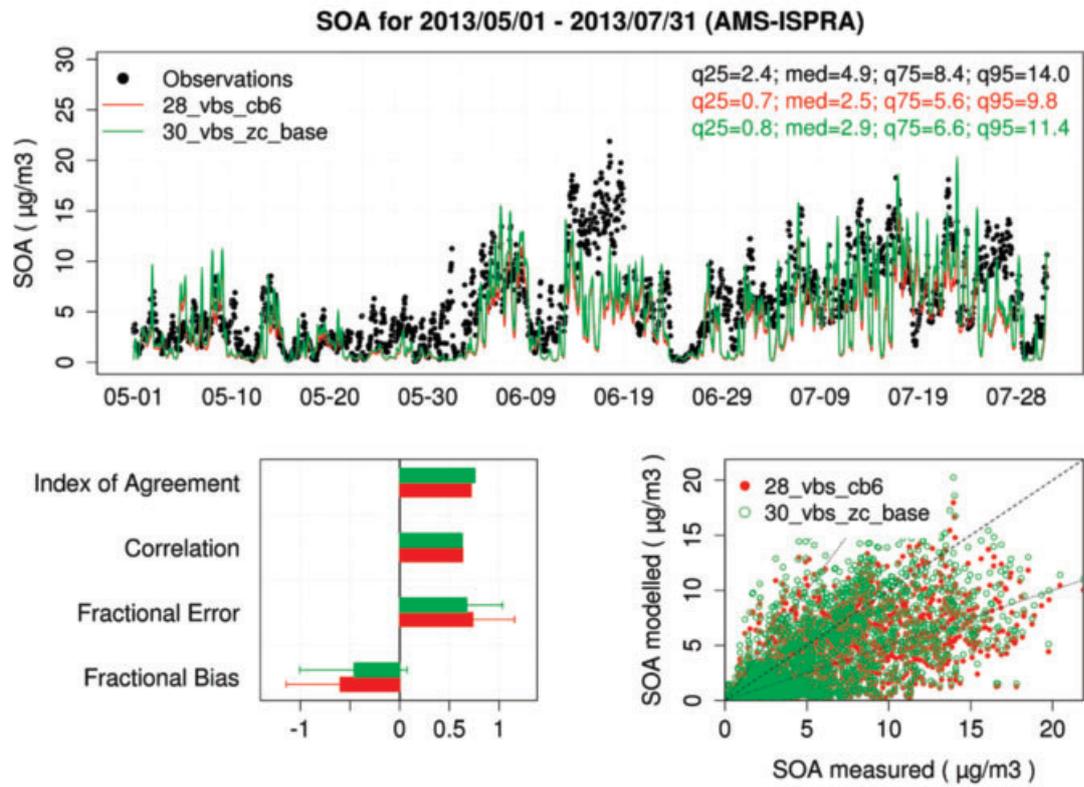


Figura 5 – SOA e OA: confronto tra le concentrazioni simulate lo schema VBS base (28_vbs_cb6, rosso) e VBS con nuove parametrizzazioni sugli IVOC (30_vbs_zc_base, verde) e le concentrazioni osservate ad Ispra

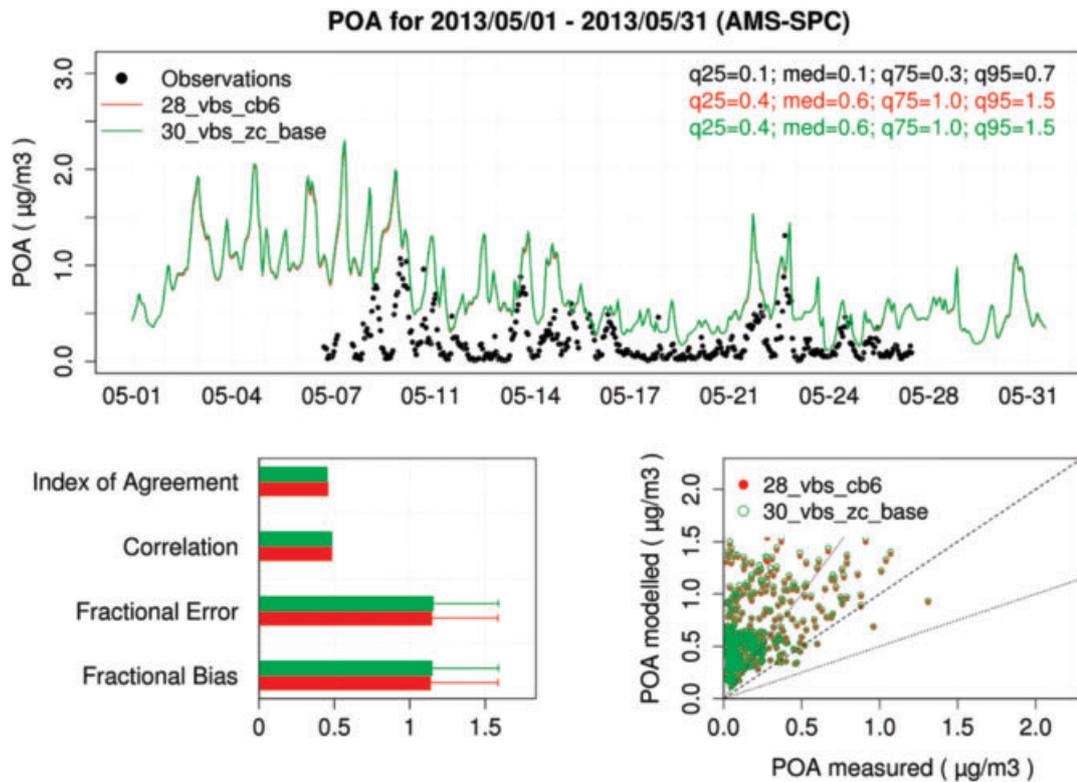


Figura 6 – POA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS base (28_vbs_cb6, rosso) e VBS con nuove parametrizzazioni sugli IVOC (30_vbs_zc_base, verde) e le concentrazioni osservate a San Pietro Capofiume nel mese di maggio

Così come nel caso di Ispra, la variazione delle stime di SOA condiziona, questa volta in termini lievemente peggiorativi, la prestazione del modello sul complesso dell'OA, con valori di IOA in calo da 0,80 a 0,73 e di MFB in aumento da 18,1% a 30,2%, ma comunque ricostruendo con buona precisione la ripartizione relativa fra POA e SOA, che depone largamente a favore della frazione secondaria. Inoltre, visti i livelli di concentrazione osservati relativamente bassi, in particolare per i POA, gli scostamenti assoluti dei risultati del modello sono comunque estremamente contenuti. Il caso base presenta per POA, SOA e conseguentemente OA una sovrastima più evidente nella prima parte del mese che aumenta con l'introduzione delle revisioni.

In sintesi, i risultati ottenuti indicano pertanto che nel caso estivo l'introduzione delle modifiche sulle parametrizzazioni delle emissioni di IVOC porta a variazioni complessivamente meno rilevanti rispetto a quelle riscontrate nel caso invernale e sostanzialmente relative ai soli SOA. Ciò per tre possibili ragioni:

- le modifiche delle emissioni di IVOC riguardano esclusivamente le fonti antropiche, (traffico veicolare e combustione biomassa) ma gli effet-

ti di quelle relative alla combustione della biomassa sono bilanciate dalla sensibile riduzione di attività di tale sorgente;

- nel periodo estivo i composti secondari di origine biogenica contribuiscono in modo molto più rilevante alla massa complessiva di SOA, mascherando l'effetto delle variazioni determinate dalle sole emissioni antropiche;
- la stagione calda tende a favorire la ripartizione della massa organica nella fase vapore più che in quella particolata, contribuendo a limitare ulteriormente l'effetto dell'incremento delle emissioni di IVOC sulla produzione di aerosol.

3.2. Revisione volatilità aerosol organico primario

Introducendo nella simulazione anche le revisioni sulla volatilità per lo schema VBS si hanno ulteriori variazioni, peraltro di entità limitata, nelle prestazioni del modello. Nel sito di Ispra il nuovo schema determina un leggero peggioramento delle prestazioni complessive del modello per i POA (Figura 9 a pagina 319), senza variazione di IOA (sempre 0,63) ma con l'aumento dell'MFB che diviene ora positivo (13,3%). Ciò è determinato dai BBOA, già tendenzialmente sovrastimati nelle simulazioni pre-

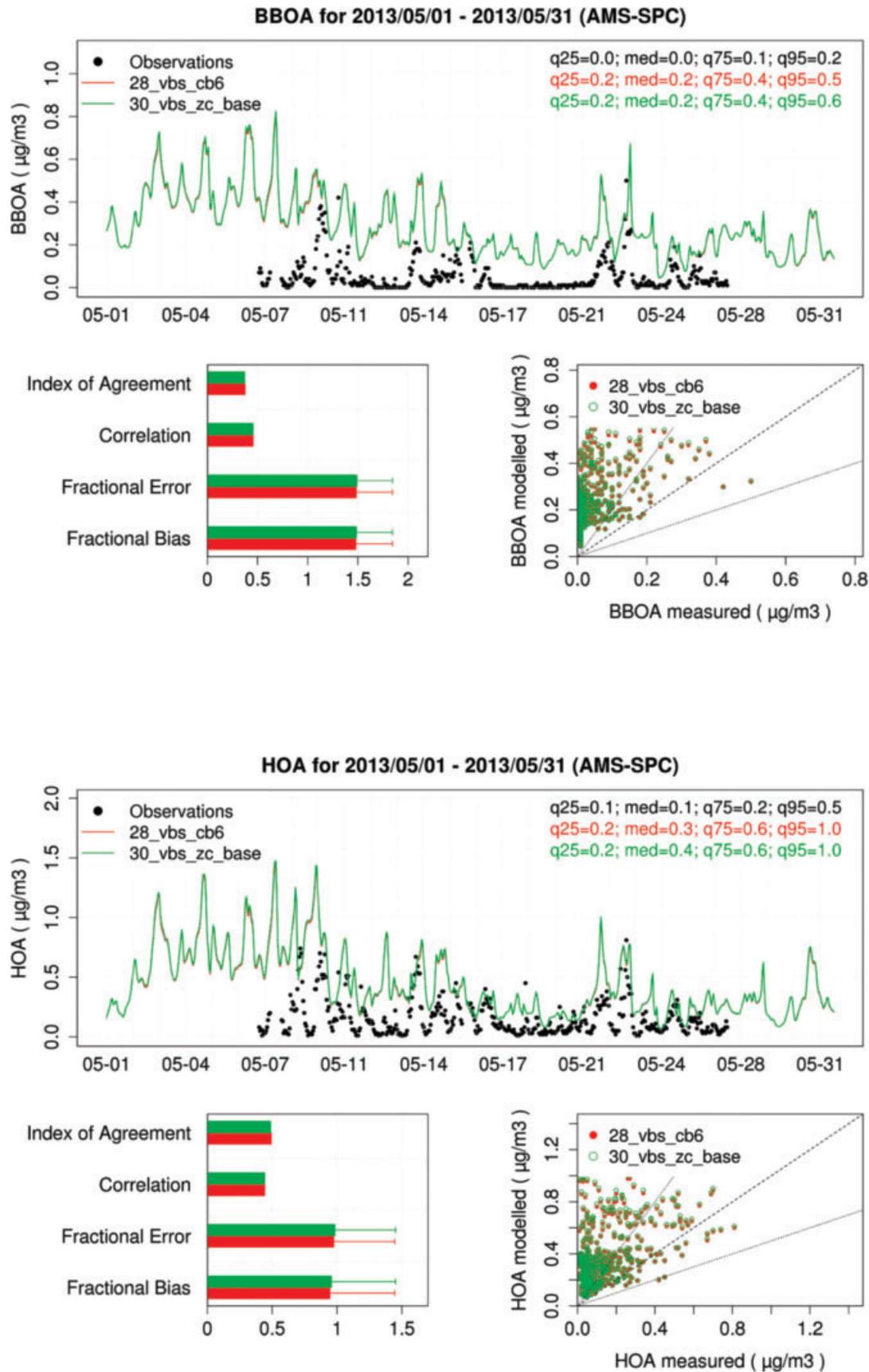


Figura 7 – BBOA e HOA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS base (28_vbs_cb6, rosso) e VBS con nuove parametrizzazioni sugli IVOC (30_vbs_zc_base, verde) e le concentrazioni osservate a San Pietro Capofiume nel mese di maggio

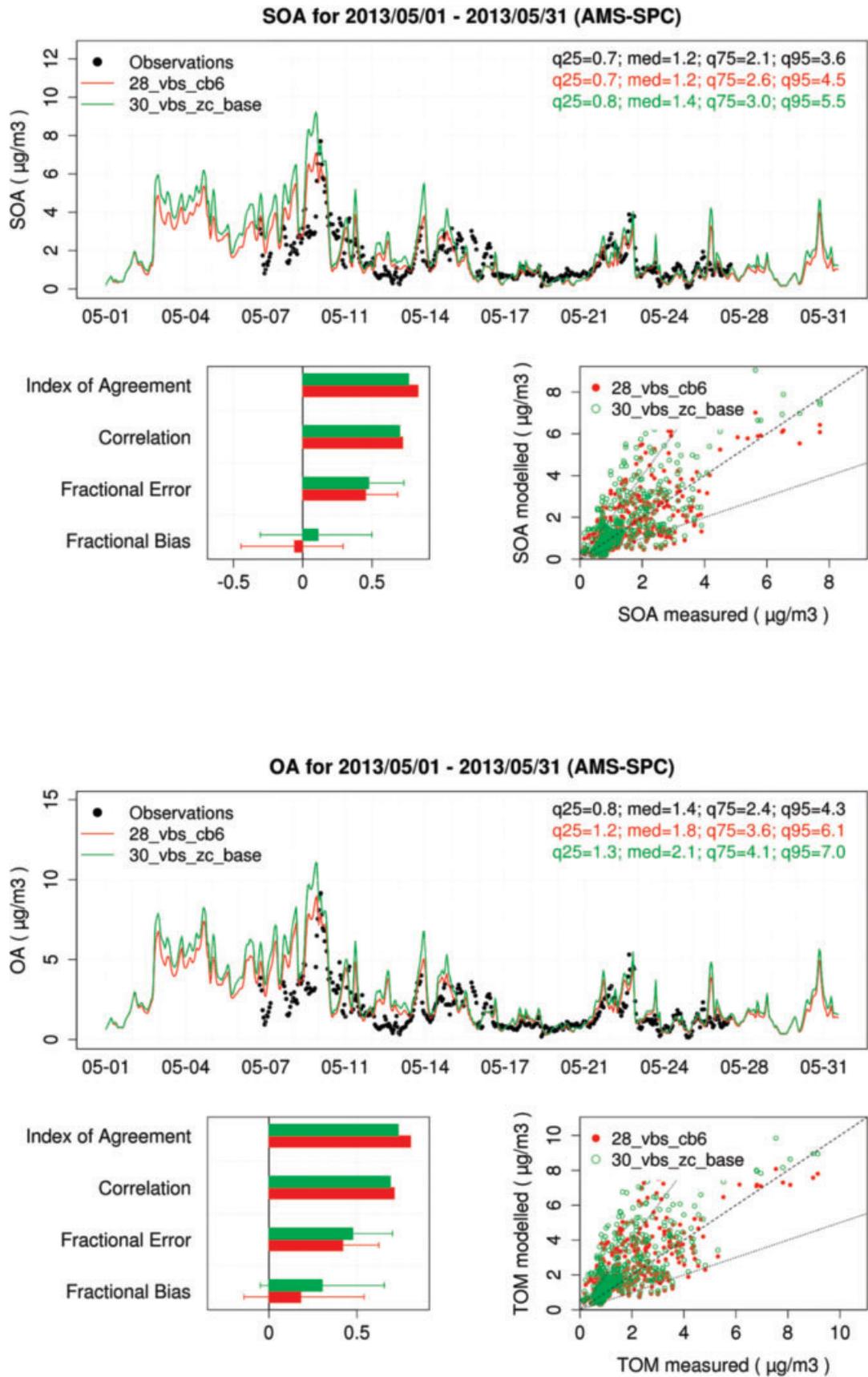


Figura 8 – SOA e OA: confronto tra le concentrazioni simulate lo schema VBS base (28_vbs_cb6, rosso) e VBS con nuove parametrizzazioni sugli IVOC (30_vbs_zc_base, verde) e le concentrazioni osservate a San Pietro Capofiume per il mese di maggio

cedenti: infatti, la loro sovrastima aumenta ulteriormente (MFB = 61,6%), anche se il modello riesce comunque bene a simularne le basse concentrazioni tipiche del periodo estivo (Figura 10 a pagina seguente); viceversa, la sottostima delle concentrazioni di HOA si riduce (MFB da -40,6% a -31,5%), determinando l'aumento del loro IOA (da 0,62 a 0,64). Per i SOA la prestazione del modello rimane in ottimo accordo con i valori osservati (IOA 0,76) e l'MFB diminuisce ancora un poco (da -46,1% a -43,0%), mantenendo comunque le difficoltà nella ricostruzione delle osservazioni nei giorni immediatamente successivi alla metà di giugno (Figura 11 a pagina 321). In termini complessivi di OA, nel quadro generale di una ottima prestazione (IOA = 0,78), prevale la miglior capacità di ricostruzione dei SOA, con una tendenza più contenuta alla sottostima dell'aerosol organico, evidenziata dalla diminuzione dell'MFB da -30,8% a -24,6% (Figura 11).

Anche per il sito di San Pietro Capofiume l'effetto della revisione della volatilità va nella direzione dell'aumento delle concentrazioni delle due componenti dei POA, dei SOA e dell'OA nel suo complesso. La sovrastima dei POA (MFB = 120,9%), che deriva tanto dalle sovrastime dei BBOA (MFB = 156,1%) quanto degli HOA (MFB = 98,4%) durante l'intero mese di maggio (Figura 12 a pagina 322 e Figura 13

a pagina 323), determina il peggioramento della prestazione del modello (IOA = 0,41). Al contrario, il piccolo aumento delle concentrazioni di SOA (MFB = 14,4%) incide in maniera limitata sull'andamento temporale dei valori, come indicato dal valore pressoché invariato di IOA (0,76). Il modello rimane comunque incapace di ricostruire correttamente i livelli di concentrazione osservati nella prima parte del mese (Figura 14 a pagina 324). In conseguenza degli aumenti di POA e SOA anche per l'OA (Figura 14) la tendenza alla sovrastima subisce un ulteriore piccolo incremento, dell'ordine del 3% in termini di MFB, che provoca un accordo meno elevato con i valori osservati (IOA da 0,73 a 0,71).

In generale, i risultati ottenuti mostrano che nella stagione estiva l'introduzione delle revisioni sulle classi di volatilità, così come quelle sulle parametrizzazioni degli IVOC, non comporta effetti particolarmente evidenti nei risultati delle simulazioni. Infatti, l'impatto delle variazioni apportate alle emissioni di IVOC e OM_{SV} da combustione di biomassa è attenuato dalla ridotta attività di questa sorgente nel periodo estivo. Per quanto di entità limitata, le revisioni sulle emissioni di IVOC agiscono maggiormente sulle concentrazioni di SOA e ne comportano un aumento, mentre le revisioni sulla

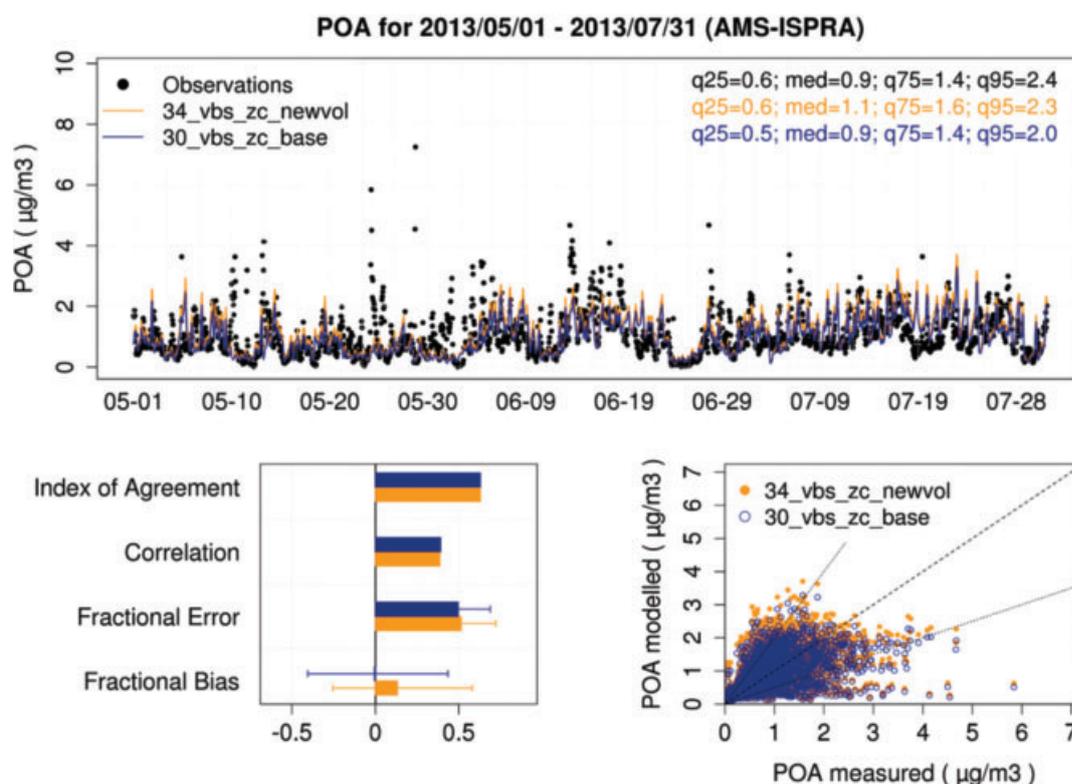


Figura 9 – POA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS con nuove parametrizzazioni degli IVOC (30_vbs_zc_base, viola) e VBS con revisioni sulla volatilità (34_vbs_zc_newvol, arancio) e le concentrazioni osservate ad Ispra

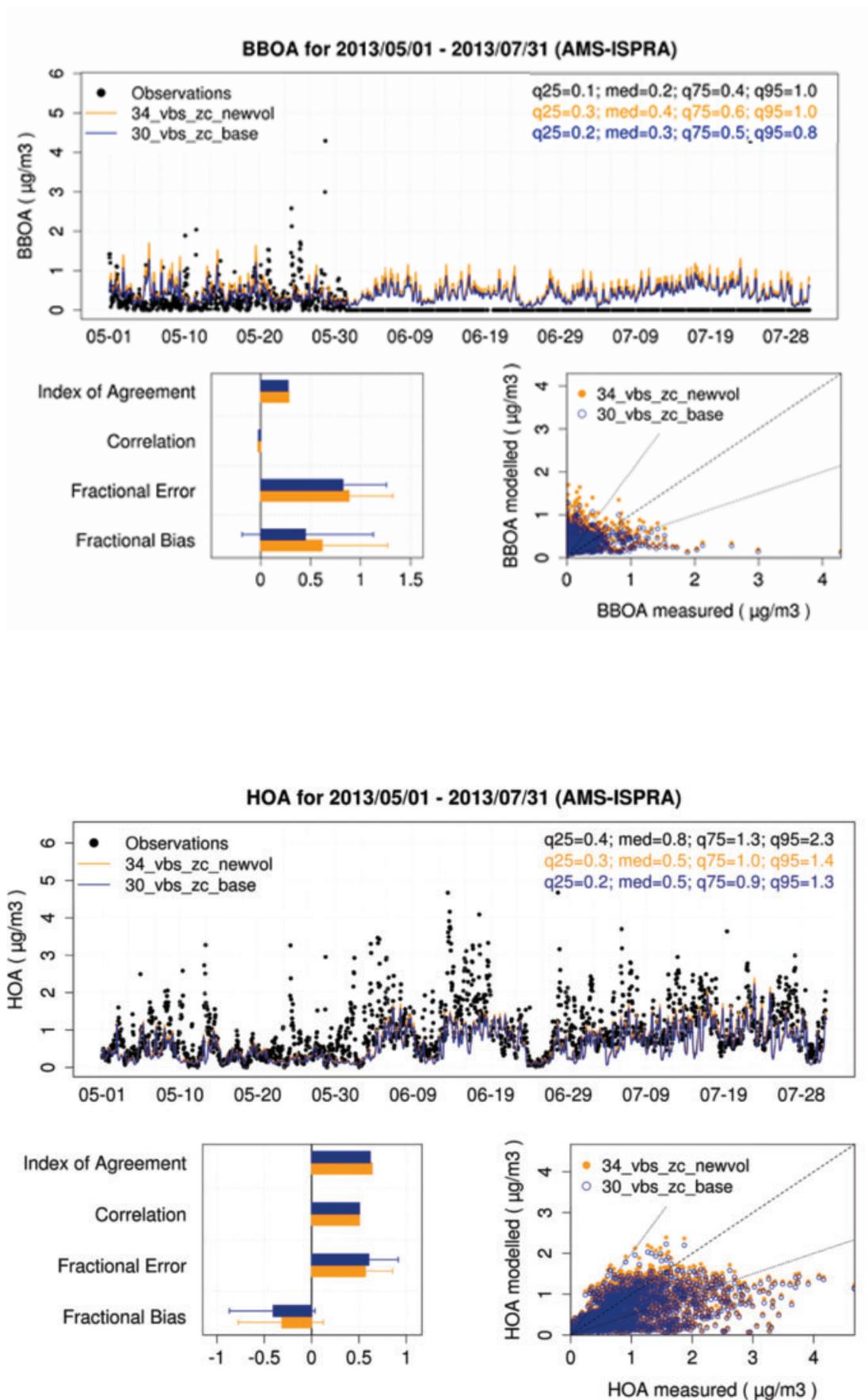


Figura 10 – BBOA e HOA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS con nuove parametrizzazioni degli IVOC (30_vbs_zc_base, viola) e VBS con revisioni sulla volatilità (34_vbs_zc_newvol, arancio) e le concentrazioni osservate ad Ispra. Per BBOA i parametri statistici sono relativi al solo mese di maggio, in assenza di misure a giugno e luglio

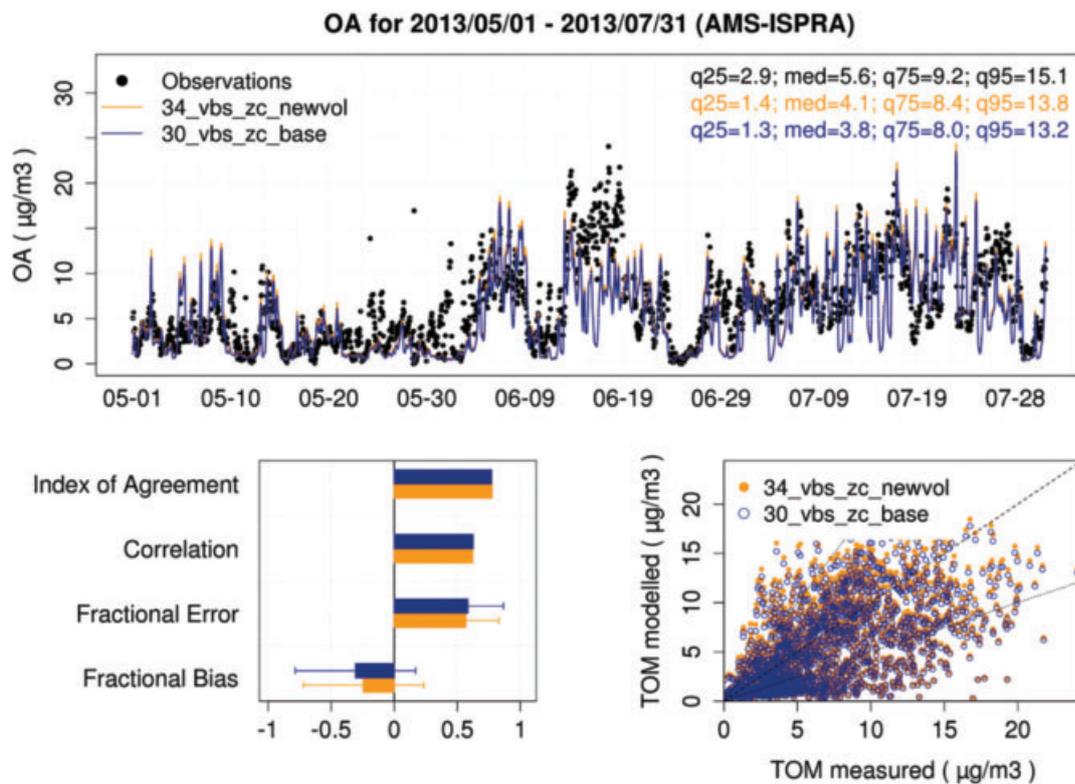
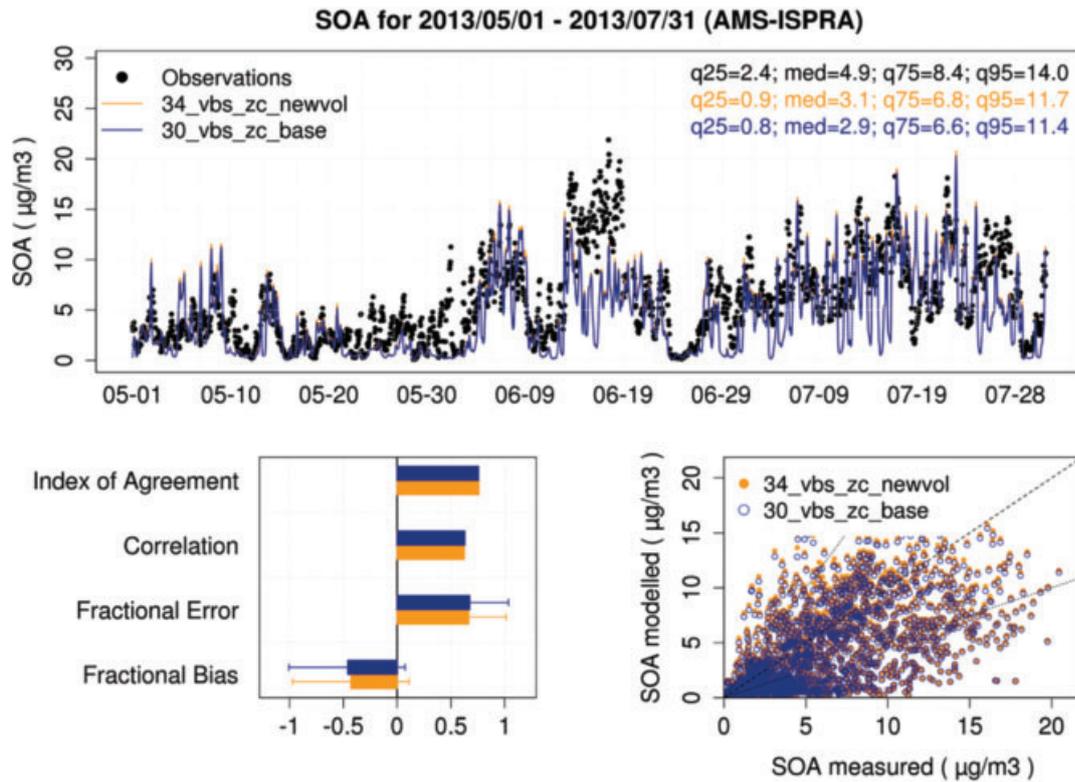


Figura 11 – SOA e OA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS con nuove parametrizzazioni degli IVOC (30_vbs_zc_base, viola) e VBS con revisioni sulla volatilità (34_vbs_zc_newvol, arancio) e le concentrazioni osservate ad Ispra

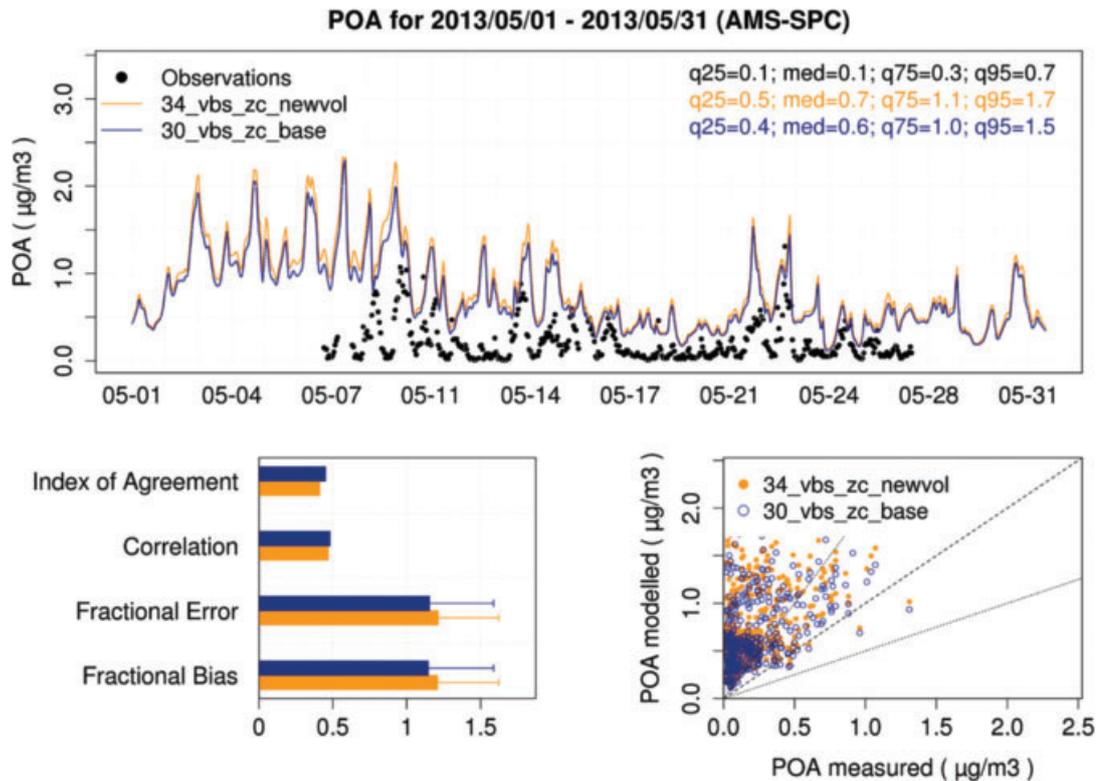


Figura 12 – POA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS con nuove parametrizzazioni degli IVOC (30_vbs_zc_base, viola) e VBS con revisioni sulla volatilità (34_vbs_zc_newvol, arancio) e le concentrazioni osservate a San Pietro Capofiume

volatilità portano soprattutto ad un aumento delle concentrazioni di POA. Ciò è chiaramente evidenziato in Figura 15 (a pagina 325) che mostra, in successione per l'intero bacino padano, la risposta del modello alle revisioni delle emissioni, in termini di variazione delle concentrazioni medie di POA e SOA nel trimestre estivo da maggio a luglio 2013. In particolare, le variazioni delle concentrazioni di POA sono localizzate nell'intorno delle principali aree di emissione mentre quelle di SOA, proprio per la natura secondaria di questa frazione dell'aerosol organico, sono invece distribuite in modo più uniforme nel bacino, pur mantenendo valori più elevati in corrispondenza delle aree più urbanizzate, dove sono maggiori le emissioni di precursori.

4. CONCLUSIONI

In questo lavoro sono stati presentati i risultati di analisi della sensitività del modello CAMx nella ricostruzione delle concentrazioni di aerosol organico in Pianura Padana con diversi schemi chimici. Le elaborazioni si riferiscono al trimestre estivo maggio-luglio 2013 ed includono i casi base con gli schemi SOAP e VBS, e a quelle con lo schema VBS con revisioni nelle stime delle emissioni dei composti organici a volatilità intermedia (IVOC) e

con anche nuove distribuzioni di volatilità per le emissioni organiche primarie. La validazione dei risultati è stata condotta con un insieme di dati di composizione dell'aerosol organico ottenuti dall'analisi PMF di dati sperimentali di campagne di misura effettuate a Ispra e a San Pietro Capofiume. In primo luogo, le analisi sviluppate hanno mostrato che, in generale, l'uso dello schema VBS rispetto allo schema SOAP porta a stime leggermente più contenute della concentrazione di aerosol organico per il parziale trasferimento in fase vapore dell'aerosol organico primario (POA), migliorando lievemente le prestazioni del modello. Le revisioni delle emissioni di IVOC e delle loro caratteristiche di volatilità delle emissioni primarie portano ad un aumento delle concentrazioni stimate sia del POA sia della componente secondaria (SOA) di aerosol organico per l'incremento complessivo della componente antropica delle emissioni. Infatti, le parametrizzazioni sugli IVOC e le revisioni della volatilità applicate in questo lavoro alle emissioni da traffico veicolare e da combustione di biomassa evidenziano che l'emissione di materia organica nell'intervallo semi-volatile è probabilmente sottostimata negli attuali inventari delle emissioni. Tuttavia, con riferimento al complesso dell'aerosol organico, l'introduzione di queste revisioni non ha prodotto effetti evi-

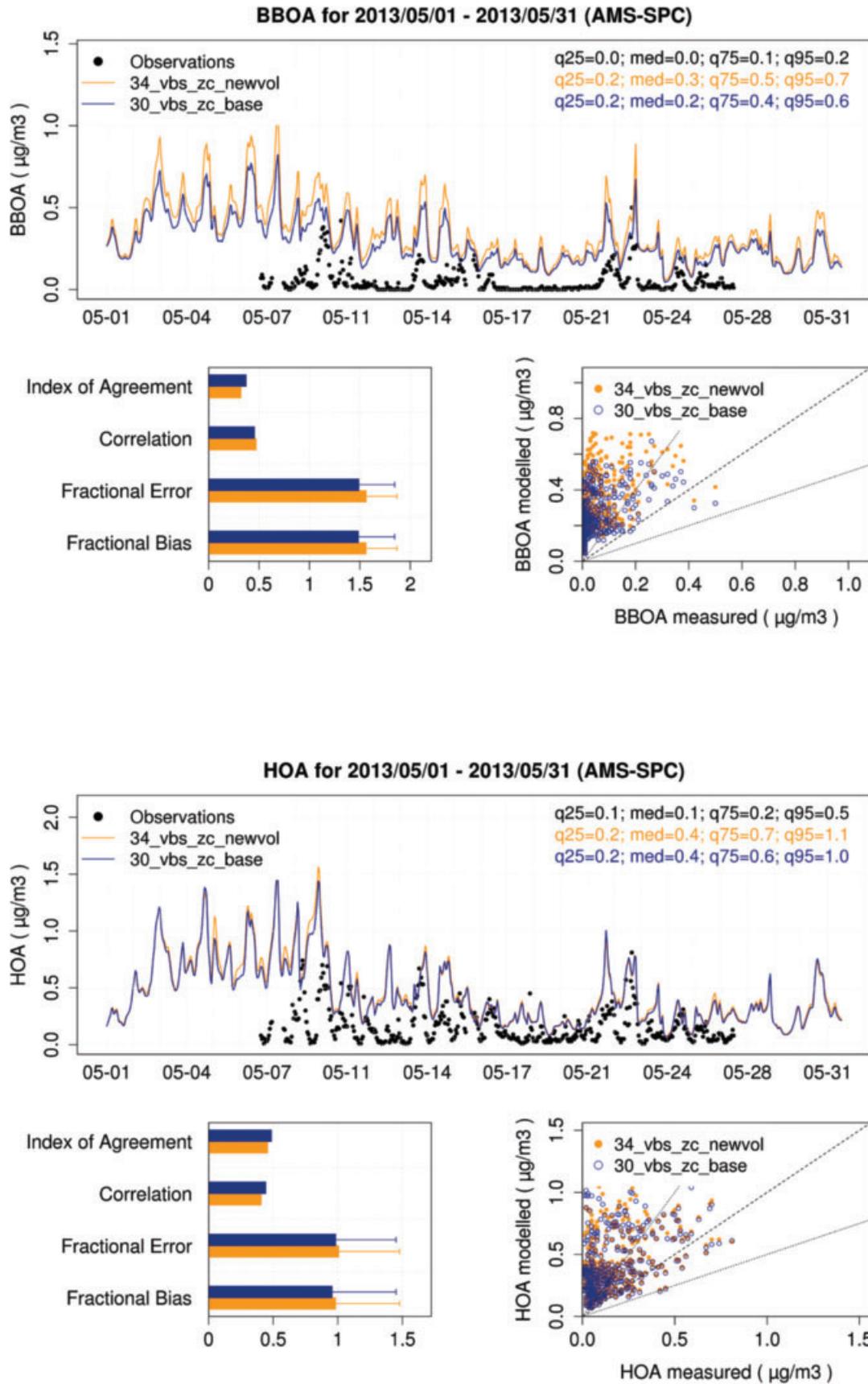


Figura 13 – BBOA e HOA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS con nuove parametrizzazioni degli IVOC (30_vbs_zc_base, viola) e VBS con revisioni sulla volatilità (34_vbs_zc_newvol, arancio) e le concentrazioni osservate a San Pietro Capofiume nel mese di maggio

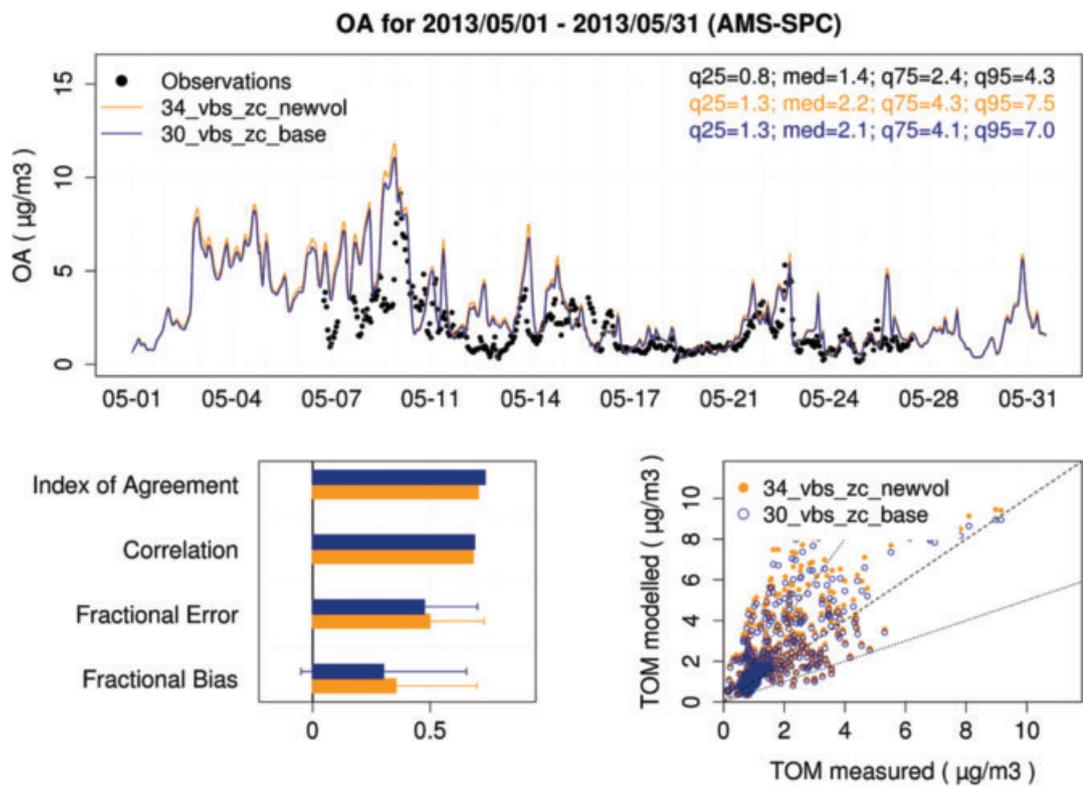
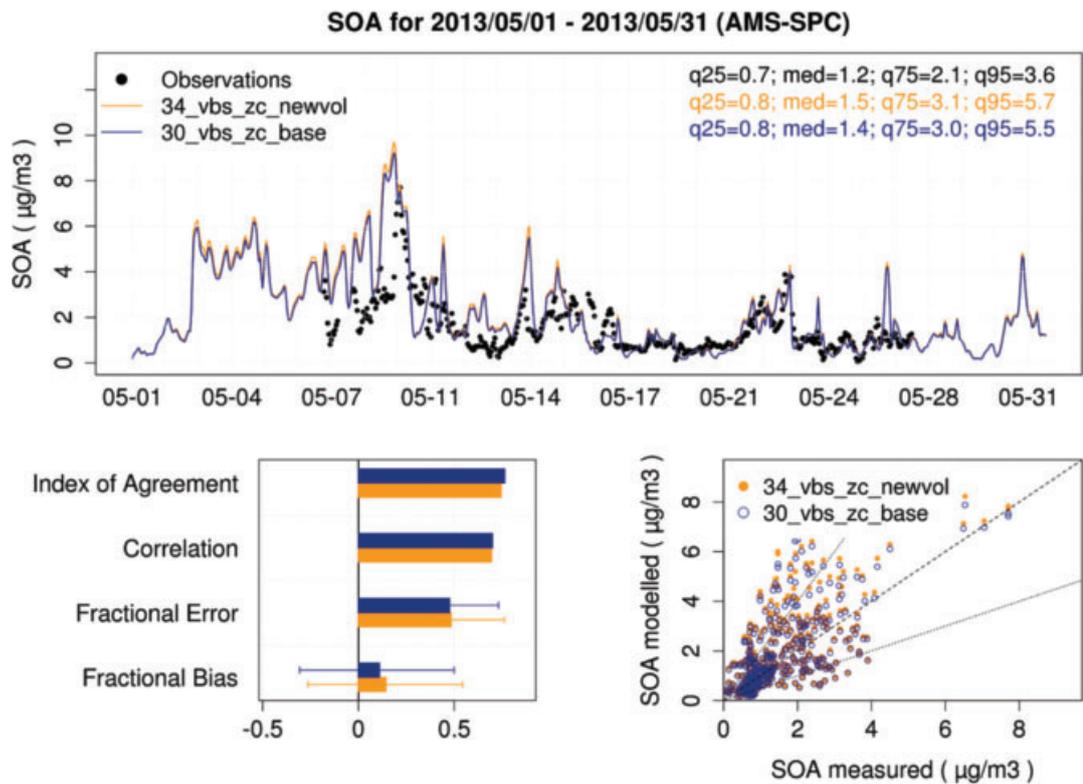


Figura 14 – SOA e OA: confronto tra le concentrazioni simulate con lo schema VBS con nuove parametrizzazioni degli IVOC (30_vbs_zc_base, viola) e VBS con revisioni sulla volatilità (34_vbs_zc_newvol, arancio) e le concentrazioni osservate a San Pietro Capofiume a maggio

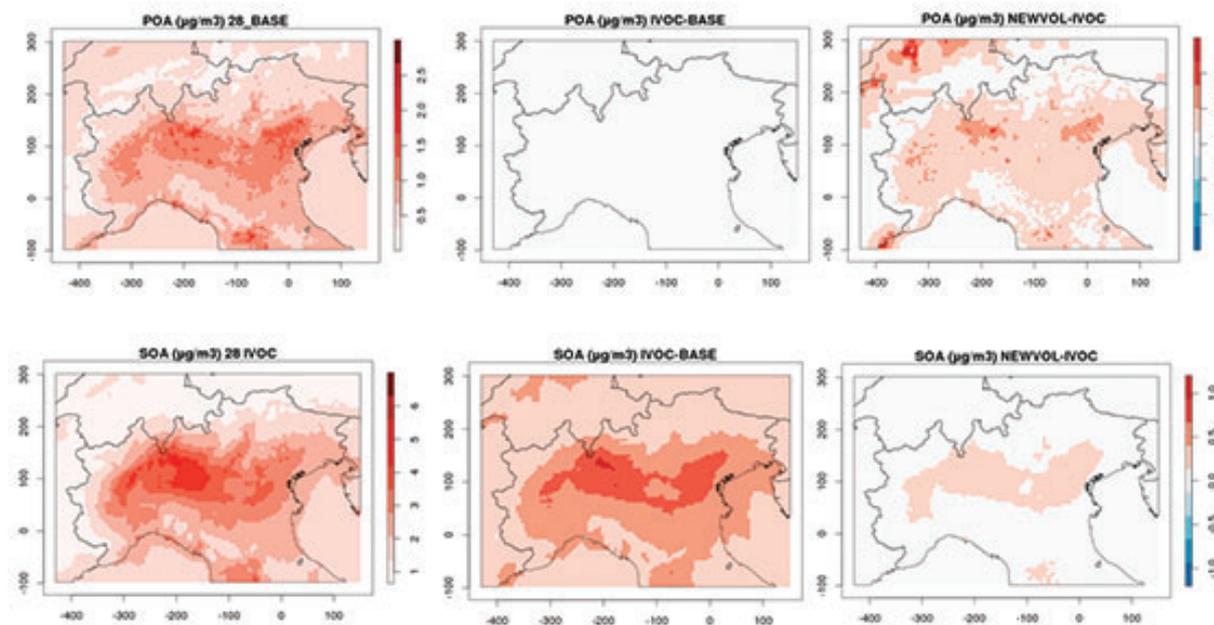


Figura 15 – Concentrazioni medie di POA e SOA nel trimestre maggio-luglio 2013: simulazione VBS base (figure a sinistra), contributo della revisione emissioni IVOC (figure al centro, differenze tra simulazione 30_vbs_zc_base e 28_vbs_base) e contributo delle revisioni di volatilità (figure a destra, differenze tra simulazione 34_vbs_newvol e simulazione 30_vbs_zc_base)

denti nei risultati delle simulazioni estive, diversamente dal caso invernale discusso in precedenti studi. Infatti, le modifiche introdotte riguardano le emissioni antropiche che in estate hanno una rilevanza minore rispetto al periodo invernale: il contributo delle emissioni da combustione di biomassa si riduce molto e, al contrario, le emissioni di origine biogenica aumentano. Inoltre, le revisioni agiscono sulla componente particolata che nella stagione calda diminuisce a seguito dell'aumento della temperatura atmosferica che implica una maggiore volatilità dei composti organici. Per quanto di entità limitata, le revisioni sulle emissioni di IVOC hanno comportato un aumento delle concentrazioni di SOA, mentre le revisioni sulla volatilità portano soprattutto ad un aumento delle concentrazioni di POA.

Le nuove parametrizzazioni sugli IVOC utilizzate in questo lavoro sembrano comunque fornire risultati soddisfacenti, ma sarebbero necessari ulteriori studi sperimentali (soprattutto in Europa) per valutare meglio le emissioni di composti organici a volatilità intermedia ed utilizzare così modalità di parametrizzazione meno generali e più adatte alle specifiche aree di studio. Inoltre, vista la sistematica sovrastima nel periodo estivo della componente dell'aerosol organico associata alle emissioni da combustione di biomassa (BBOA), sarebbe opportuno approfondire l'accuratezza dei dati di inventario per tale sorgente e il regime temporale di attività. Da ultimo, è evidente che una corretta simulazione me-

teorologica è fondamentale per riprodurre in modo accurato i diversi processi chimici e fisici di trasporto, dispersione e deposizione, e che quindi ha un'enorme influenza nella ricostruzione delle concentrazioni di aerosol organico osservate. Infatti, la maggior parte dei periodi caratterizzati da concentrazioni di aerosol organico totale sensibilmente diverse dai valori osservati sono probabilmente riconducibili ad una difficoltosa ed inesatta ricostruzione delle condizioni meteorologiche.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Basla B., 2019. Analisi di sensitività della modellazione dell'aerosol organico in Pianura Padana nel periodo estivo. Tesi di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio. Politecnico di Milano.
- Bergström R., Denier van der Gon H.A.C., Prévôt A.S.H., Yttri K.E., Simpson D., 2012. Modelling of organic aerosols over Europe (2002-2007) using a volatility basis set (VBS) framework: application of different assumptions regarding the formation of secondary organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 8499-8527.
- Bressi M., Cavalli F., Belis C. A., Putaud J.-P., Fröhlich R., Martins dos Santos S., Petralia E., Prévôt A. S. H., Berico M., Malaguti A., Canonaco F., 2016. Variations in the chemical composition of the submicron aerosol and in the sources of the organic fraction at a regional background site of the Po Valley (Italy). *Atmospheric Chemistry Physics*, 16, 12875-12896.
- Ciarelli G., El Haddad I., Bruns E., Aksoyoglu S., Möhler O., Baltensperger U., Prévôt A. S. H., 2017. Constraining a hybrid volatility basis set model for aging of wood-burning emissions using smog chamber experiments: a box model

- study based on the VBS scheme of the CAMx model (v5.40). *Geoscientific Model Development*, 10, 2303-2320.
- Denier van der Gon H.A.C., Bergström R., Fountoukis C., Johansson C., Pandis S.N., Simpson D., Visschedijk A.J.H., 2015. Particulate emissions from residential wood combustion in Europe – revised estimates and an evaluation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 6503-6519.
- Donahue N.M., Epstein S.A., Pandis S.N., Robinson A.L., 2011. A two-dimensional volatility basis set-part 1: organic-aerosol mixing thermodynamics. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 3303-3318.
- Donahue N.M., Kroll J.H., Pandis S.N., Robinson A.L., 2012. A two-dimensional volatility basis set-part 2: Diagnostics of organic-aerosol evolution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 615-634.
- Dunmore R.E., Hopkins J.R., Lidster R.T., Lee J.D., Evans M.J., Rickard A.R., Lewis A.C., Hamilton J.F., 2015. Diesel-related hydrocarbons can dominate gas phase reactive carbon in megacities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 9983-9996.
- Fountoukis C., Megaritis A.G., Skyllakou K., Charalampidis P.E., Denier van der Gon H.A.C., Crippa M., Prévôt A.S.H., Fachinger F., Wiedensohler A., Pilinis C., Pandis S.N., 2016. Simulating the formation of carbonaceous aerosol in a European Megacity (Paris) during the MEGAPOLI summer and winter campaigns. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 3727-3741.
- Giani P., Balzarini A., Pirovano G., Gilardoni S., Paglione M., Colombi C., Gianelle V., Belis C., Poluzzi V., Lonati G., 2019. Influence of semi- and intermediate-volatile organic compounds (S/IVOC) parameterizations, volatility distributions and aging schemes on organic aerosol modelling in winter conditions. *Atmospheric Environment*, 213, 11-24.
- Koo B.E., Knipping G., Yarwood. 2014. 1.5-Dimensional volatility basis set approach for modeling organic aerosol in CAMx and CMAQ. *Atmospheric Environment*, 95, 158-164.
- Kouvidat F., Sartelet K., 2015. The Secondary Organic Aerosol Processor (SOAP v1.0) model: a unified model with different ranges of complexity based on the molecular surrogate approach. *Geoscientific Model Development*, 8, 1111-1138.
- Hodzic A., Jimenez J. L., Madronich S., Aiken A. C., Bessagnet B., Curci G., Fast J., Lamarque J.-F., Onasch T.B., Roux G., Schauer J.J., Stone E.A., Ulbrich I.M., 2009. Modeling organic aerosols during MILAGRO: importance of biogenic secondary organic aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9, 6949-6981.
- Meroni A., Pirovano G., Gilardoni S., Lonati G., Colombi C., Gianelle V., Paglione M., Poluzzi V., Riva G.M., Toppetti A., 2017. Investigating the role of chemical and physical processes on organic aerosol modelling with CAMx in the Po Valley during a winter episode. *Atmospheric Environment* 171, 126-142.
- Ots R., Young D.E., Vieno M., Xu L., Dunmore R.E., Allan J.D., Coe H., Williams L.R., Herndon S.C., Ng N.L., Hamilton J.F., Bergström R., Di Marco C., Nemitz E., Mackenzie I.A., Kuenen J.J.P., Green D.C., Reis S., Heal M.R., 2016. Simulating secondary organic aerosol from missing diesel-related intermediate-volatility organic compound emissions during the Clean Air for London (ClearfLo) campaign. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 6453-6473.
- Strader R. F., Lurmann, Pandis S.N., 1999. Evaluation of secondary organic aerosol formation in winter. *Atmospheric Environment*, 33, 4849-4863.
- Tsimpidi A.P., Karydis V.A., Zavala M., Lei W., Molina L., Ulbrich I.M., Jimenez J.L., Pandis S.N., 2010. Evaluation of the volatility basis-set approach for the simulation of organic aerosol formation in the Mexico City metropolitan area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 525-546.
- UNC – University of North Carolina, Institute for the Environment, 2013. SMOKE v3.5 User's Manual. <https://www.emascenter.org/smoke/>, Chapel Hill, USA.
- Woody M.C., Baker K.R., Hayes P.L., Jimenez J.L., Koo B., Pye H.O.T., 2016. Understanding sources of organic aerosol during CalNex-2010 using the CMAQ-VBS. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 4081-4100.
- Zhang Q.J., Beekmann M., Drewnick F., Freutel F., Schneider J., Crippa M., Prevot A.S.H., Baltensperger U., Poulain L., Wiedensohler A., Sciare J., Gros V., Borbon A., Colomb A., Michoud V., Doussin J.-F., Denier van der Gon H.A.C., Haffelin M., Dupont J.-C., Siour G., Petetin H., Bessagnet B., Pandis S.N., Hodzic A., Sanchez O., Honoré C., Perrussel O., 2013. Formation of organic aerosol in the Paris region during the MEGAPOLI summer campaign: evaluation of the volatility-basis-set approach within the CHIMERE model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, 5767-5790.
- Zhao Y., Nguyen N.T., Presto A.A., Hennigan C.J., May A.A., Robinson A.L., 2015. Intermediate volatility organic compound emissions from on-road diesel vehicles: chemical composition, emission factors, and estimated secondary organic aerosol production. *Environmental Science & Technology* 49, 11516-11526.
- Zhao Y., Nguyen N.T., Presto A.A., Hennigan C.J., May A.A., Robinson A.L., 2016. Intermediate volatility organic compound emissions from on-road gasoline vehicles: chemical composition, emission factors, and estimated secondary organic aerosol production. *Environmental Science & Technology*, 50, 4554-4563.

PRINCIPALI ACRONIMI UTILIZZATI

- BBOA (*Biomass Burning Organic Aerosol*): aerosol organico da combustione di biomassa
- HOA (*Hydrocarbon-like Organic Aerosol*): aerosol organico *Hydrocarbon-like*
- IVOC (*Intermediate-Volatile Organic Compounds*): composti organici a volatilità intermedia
- OA (*Organic Aerosol*): aerosol organico
- POA (*Primary Organic Aerosol*): aerosol organico primario
- SOA (*Secondary Organic Aerosol*): aerosol organico secondario
- SOAP (*Secondary Organic Aerosol Processor*)
- SVOC (*Semi-Volatile Organic Compounds*): composti organici semi-volatili
- VOC (*Volatile Organic Compounds*): composti organici volatili
- VBS (*Volatility Basis Set*)

RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico in ottemperanza al DM, 16 aprile 2018.

I dati del sito di San Pietro Capofiume derivano dal progetto Supersito, approvato e finanziato dalla Regione Emilia-Romagna con DGR 428/2010 e successiva DGR 1971/2013.

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.net

ANALISI DELLE PORTATE SFIORATE PRESSO GLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE IN SISTEMI FOGNARI DI TIPO MISTO: CASO STUDIO E NORMATIVE REGIONALI DI RIFERIMENTO

Roberto Perin^{1*}, Loredana Braidotti², Valentina Cabbai², Paolo Dreossi², Elisa Prodorutti², Gabriele Sandri², Alessandro Patriarca², Daniele Goi¹

¹ Dipartimento Politecnico di Ingegneria e Architettura – Università degli Studi di Udine.

² Acquedotto Poiana S.p.a. – Cividale del Friuli (UD).

Sommario – Obiettivo del presente studio è quello di effettuare, in presenza di sistemi fognari di tipo unitario, un'analisi relativa ai volumi ed alle portate sfiorate (e quindi direttamente immesse nel corpo idrico ricettore) presso gli scaricatori di piena a servizio degli impianti di depurazione, sulla base del rapporto che regola la portata massima di origine meteorica da inviare ai trattamenti rispetto la portata media giornaliera in tempo secco. Nello specifico, sono stati esaminati i casi studio relativi ai sistemi fognari del comune di Remanzacco e di Lauzacco in Provincia di Udine. Le analisi sono state eseguite mediante l'impiego del codice di calcolo EPA – SWMM (Storm Water Management Model) che ha consentito di simulare in continuo per il decennio 2009 – 2018 gli idrogrammi delle portate di piena in ingresso agli impianti di depurazione delle reti fognarie oggetto di studio. Contestualmente sono state elaborate statistiche relative alle portate in ingresso e direttamente sfiorate nel corpo idrico ricettore, confrontandole con le prescrizioni riportate nelle Norme di Attuazione del Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) della Regione Autonoma Friuli – Venezia Giulia. A premessa e complemento delle simulazioni effettuate è stata effettuata una ricerca relativa alle normative in materia vigenti nelle regioni italiane, che regolamentano il dimensionamento degli impianti di depurazione delle acque reflue urbane, ovvero il rapporto tra le portate da inviare ai trattamenti e le portate da sfiorare direttamente nel corpo idrico ricettore.

Parole chiave: EPA – SWMM, fognature di tipo unitario, modellazione numerica reti fognarie, normative regionali scaricatori di piena, portate in ingresso agli impianti di depurazione.

ANALYSIS OF THE SPILL FLOW DISCHARGE IN WASTEWATER TREATMENT PLANT COMBINED SEWER SYSTEMS: A CASE STUDY AND REGIONAL REGULATIONS OF REFERENCE

Abstract – The aim of this study is to carry out, for unitary sewage systems, a quantitative analysis of volumes and flow rates directly introduced into the water body through wastewater treatment plant spillways. The study utilizes the ratio regulating the maximum runoff flow rate sent to treatment when

compared to the average daily flow in dry weather. Specifically, the case study examined the sewer systems of the municipality of Remanzacco and Lauzacco in the province of Udine. EPA – SWMM (Storm Water Management Model) software was used to simulate flood hydrographs for the flows entering the wastewater treatment plant between 2009 and 2018. Concurrently, statistics were calculated on the flows both entering the different treatments and those directly spilled into the receiving water body as per the requirements set out in the Regional Water Protection Plan (PRTA) of the Friuli – Venezia Giulia Region. As a complement to these simulations, research was undertaken into the regional regulations relating to urban wastewater treatment plants sizing, i.e. the ratio between the flow rates sent and the flow rates spilled directly into the receiving water body.

Keywords: EPA – SWMM, combined sewer systems, sewer numerical modeling, regional waste water discharge regulations, waste water treatment plant flows.

Ricevuto il 9-7-2021. Modifiche sostanziali richieste il 15-9-2021. Accettazione il 3-11-2021.

1. INTRODUZIONE

Il controllo quali – quantitativo dei deflussi in aree urbane rappresenta oggi un problema di assoluto rilievo, come recepito da alcune recenti normative comunitarie, nazionali e regionali atte a prevenire il deterioramento qualitativo e quantitativo delle acque al fine di assicurare un loro utilizzo sostenibile. In particolare, il 23 ottobre del 2000 il Parlamento e il Consiglio d'Europa hanno presentato la Direttiva 2000/60/CE (Direttiva Quadro sulle Acque) che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque e che si prefigge come obiettivo il raggiungimento del buono stato delle acque superficiali e sotterranee. La direttiva comunitaria è stata recepita in Italia attraverso il decreto legislativo del 3 aprile 2006 numero 152. Il decreto ha suddiviso il territorio nazionale in sette distretti idrografici, prevedendo per ognuno di essi un piano di gestione redatto dalle Autorità di distretto idrografico. Ogni distretto idrografico ha

* Per info: roberto.perin@uniud.it

l'obbligo di adottare un piano di gestione, ovvero lo strumento mediante il quale le regioni individuano e mettono in atto gli interventi che hanno come scopo quello di garantire la tutela delle risorse idriche e la sostenibilità del loro sfruttamento per il conseguimento degli obiettivi fissati dalla direttiva europea sopracitata. Il decreto impone alle regioni l'obbligo di redigere un piano di tutela per il proprio territorio, che costituisce uno specifico piano di settore.

Il Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) ha lo scopo sia di descrivere lo stato di qualità delle acque all'interno del territorio regionale, sia definire le misure e gli interventi atti al raggiungimento dei livelli di qualità delle acque previsti dalla comunità europea (Direttiva 2000/60/CE). I Piani Regionali di Tutela delle Acque (PRTA) prevedono infatti misure di salvaguardia della risorsa idrica con particolare attenzione alla disciplina degli scarichi e quindi implicitamente anche alla definizione del minimo rapporto consentito fra le portate meteoriche da convogliare all'impianto di depurazione e le portate medie giornaliere in tempo secco in presenza di reti fognarie di tipo unitario (misto).

Obiettivo del presente studio è quello di fornire sia una rassegna delle differenti normative regionali che disciplinano il dimensionamento degli impianti di depurazione delle acque reflue urbane sulla base del rapporto tra le portate da inviare ai trattamenti e le portate da sfiorare direttamente nel corpo idrico ricettore in presenza di fognature di tipo unitario (misto), sia riportare i risultati ottenuti da un caso studio che ha riguardato la simulazione in continuo (periodo: 2009 – 2018), per mezzo del codice di calcolo EPA – SWMM, dei volumi di acque reflue inviate ai pretrattamenti – trattamenti primari e delle portate sfiorate (e quindi direttamente immesse nel corpo idrico ricettore) presso i manufatti di sfioro a servizio degli impianti di depurazione del comune di Remanzacco (UD) e di Lauzacco, frazione del comune di Pavia di Udine (UD), sulla base delle indicazioni fornite dalle Norme di Attuazione del Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) della Regione Autonoma Friuli – Venezia Giulia.

1.1. Normative relative agli scaricatori di piena degli impianti di depurazione a servizio di reti fognarie di tipo unitario (misto)

A livello nazionale, una norma che disciplina la portata che deve essere effettivamente trattata dall'impianto di depurazione durante periodi caratte-

rizzati dalla presenza di precipitazioni, ovvero il valore oltre il quale è concesso lo sfioro nel corpo idrico ricettore presso l'impianto di depurazione, è quella riportata all'articolo 8.3.1. del D.P.C.M. 4 marzo 1996 (Disposizioni in materia di risorse idriche) il quale recita: «*Nel caso di fognature miste l'obbligo è esteso agli scarichi delle acque meteoriche fino al limite di diluizione stabilito in convenzione, espresso come multiplo della portata media di tempo asciutto, che consente il rispetto dei limiti normativi. Tale limite, in assenza di diverse e puntuali indicazioni, non può essere inferiore a tre volte la portata media di tempo asciutto*».

Dalla norma si evince come sia consentito sfiorare presso l'impianto di depurazione portate il cui valore risulta essere maggiore uguale a tre volte il valore della portata media in tempo asciutto.

I riferimenti normativi si estendono poi a livello regionale, in quanto anche le regioni hanno proposto leggi, regolamenti tecnici e piani relativi alla disciplina. Nel prosieguo saranno riportate in rassegna le norme previste dalle regioni italiane che regolano esplicitamente tale importante aspetto legato al controllo quali – quantitativo degli scaricatori di piena a servizio degli impianti di depurazione.

Abruzzo (Piano di Tutela delle Acque, art. 3.4.5 – Disposizioni inerenti reti fognarie e relativi scarichi): «*Le portate di supero da recapitare nei ricettori sono definite in base alle esigenze idrauliche ed ambientali del recettore, tenendo conto degli obiettivi di qualità dei corpi idrici definiti dal PTA. Fermo restando che nella progettazione di detti interventi i parametri di riferimento, per quanto possibile, dovranno essere validati da studi specifici, la normale prassi progettuale e le normative del settore prevedono generalmente che le portate nere diluite siano commisurate a 3-5 volte le portate nere medie; ne consegue che nell'impianto saranno convogliate portate di pioggia pari a 2-4 volte le portate nere medie*».

Basilicata (Piano Regionale di Tutela delle Acque, art. 33 – Sfioratori di piena delle reti fognarie miste): «*Per gli sfioratori di piena di reti fognarie miste, il rapporto minimo consentito tra la portata di punta in tempo di pioggia e la portata media in tempo di secco nelle ventiquattrore (Q_m) deve essere pari a sette. Tale rapporto può ridursi a cinque per l'ultimo sfioro in prossimità dell'impianto di depurazione. Alla sezione biologica dell'impianto di depurazione deve comunque pervenire la portata non inferiore a $3Q_m$* ».

Bolzano, Provincia Autonoma: la normativa provinciale non prevede alcuna indicazione specifica

riguardo gli scaricatori di piena a servizio delle reti fognarie di tipo unitario e le prescrizioni vengono stabilite direttamente con l'autorizzazione.

Calabria (Legge 3 ottobre 1997, n. 10, art. 24 – Scarichi delle pubbliche fognature a sistema misto nei corsi d'acqua naturali ed artificiali, nelle acque di transizione e nel mare): «*Lo scarico delle pubbliche fognature a sistema misto nei corsi d'acqua naturali ed artificiali, nelle acque di transizione e nel mare può essere autorizzato nel rispetto di quanto prescritto nei precedenti articoli 22 e 23 ed a condizione che gli scaricatori di piena siano dimensionati in modo tale da impedire, in caso di eventi meteorici, il versamento diretto, nei corpi ricettori, delle acque pluviali sino ad un volume pari a tre volte la portata media oraria di tempo secco. Tale volume d'acqua è sottoposto, prima dello scarico, al trattamento previsto per i liquami nei medesimi corpi ricettori, in assenza di eventi meteorici*».

Campania: (Commissariato straordinario per le acque e le bonifiche della Regione Campania, 2000): «*(... omissis...) dovrà essere afferita agli impianti di depurazione la totalità dei reflui civili e industriali gravitanti sulle reti degli agglomerati urbani superiori o uguali a 2000 abitanti, con la possibilità, per i sistemi unitari, di collettare in tempo di pioggia sino a cinque volte la portata nera di tempo secco*».

Emilia Romagna (Direttiva concernente gli indirizzi per la gestione delle acque di prima pioggia e di lavaggio da aree esterne, Protocollo n. SSR/05/10895, art. 6.1 – Forme di controllo): «*Tenuto conto che in tempo di pioggia l'impianto di trattamento delle acque reflue, in ingresso, di norma, può accettare portate, normalmente definite nere diluite, pari a 3 volte la portata media di tempo asciutto (Q_m); la portata eccedente detto valore deve essere scaricata direttamente nei corpi idrici ricettori attraverso appositi manufatti. I manufatti adibiti a tale scopo, denominati scolmatori o scaricatori di piena, sono realizzati lungo la rete quando sia possibile lo scarico in un idoneo ricettore (scaricatori di alleggerimento) o comunque all'ingresso dell'impianto di trattamento delle acque reflue urbane (scaricatore di testa impianto)*».

Friuli – Venezia Giulia (Norme di Attuazione del Piano Regionale di Tutela delle Acque, art. 21, comma 4 – Scaricatori di piena): «*Per gli impianti di depurazione a servizio di reti fognarie miste, il dimensionamento delle fasi di pretrattamento e trattamento primario, se presenti, è idoneo a consentire il trattamento di portate pari a 4 volte la*

portata media giornaliera in tempo di secco. Il dimensionamento delle eventuali fasi biologiche deve consentire il trattamento di portate pari almeno a 2,5 volte la portata media giornaliera in tempo di secco».

Lazio (Norme Tecniche di Attuazione del Piano Regionale di Tutela delle Acque, art. 32, comma 2, lettera a, b, c, d, e – Dimensionamento degli impianti di trattamento di acque reflue urbane): «*a) Nel caso di impianti di depurazione superiori ai 2000 A.E., che verranno realizzati o ampliati o modificati strutturalmente dopo l'entrata in vigore della presente disposizione, cui affluiscono reti di fognatura nera il dimensionamento delle fasi di trattamento è di norma effettuato tenendo conto delle portate medie e di punta afferenti all'impianto. b) Nel caso di impianti di depurazione superiori ai 2000 A.E., che vengono realizzati o ampliati o modificati strutturalmente dopo l'entrata in vigore della presente disposizione, cui affluiscono reti di fognatura unitaria mista deve essere previsto, a monte dell'impianto, un manufatto sfioratore di piena dimensionato in modo che lo sfioro abbia inizio ad una portata pari almeno cinque volte la portata media giornaliera in tempo secco. c) Nel caso di impianti di depurazione superiore ai 2000 A.E., che verranno realizzati o ampliati o modificati strutturalmente dopo l'entrata in vigore della presente disposizione, cui affluiscono reti di fognatura unitaria mista si dovrà garantire una grigliatura per la portata derivata dallo sfioratore in testa all'impianto, ossia pari a 5 volte la portata media giornaliera di tempo secco; un trattamento secondario e/o terziario per una portata pari almeno a 2 volte la portata media giornaliera di tempo secco; mentre la restante parte (pari al più a 3 volte la portata media giornaliera di tempo secco) si dovrà prevedere un trattamento primario e di disinfezione. d) Nel caso di impianti di depurazione superiori ai 2000 A.E., e non oggetto di ampliamento e/o modifica strutturale, cui affluiscono reti di fognatura unitaria mista si dovrà garantire un trattamento secondario e/o terziario per una portata pari almeno 2 volte la portata media giornaliera di tempo secco; mentre per la restante parte si dovrà prevedere un trattamento meccanico (grigliatura) da installarsi entro cinque anni dall'entrata in vigore della presente disposizione e un trattamento di disinfezione ove tecnicamente possibile. e) Nel caso di impianti di potenzialità inferiore a 2000 A.E. o a servizi di agglomerati a forte fluttuazione stagionale o di agglomerati serviti da rete in parte unitaria mista e in parte separata,*

si possono adottare diversi e motivati criteri di dimensionamento».

Liguria (Legge regionale 16 agosto 1995, n. 43, Norme in materia di valorizzazione delle risorse idriche e di tutela delle acque dall'inquinamento, art. 24, comma 1 – Scarichi delle pubbliche fognature a sistema misto nei corsi d'acqua naturali ed artificiali, nelle acque di transizione e nel mare): «Lo scarico delle pubbliche fognature a sistema misto nei corsi d'acqua naturali ed artificiali, nelle acque di transizione e nel mare può essere autorizzato nel rispetto di quanto prescritto negli articoli 22 e 23 ed a condizione che gli scaricatori di piena siano dimensionati in modo tale da impedire, in caso di eventi meteorici, il versamento diretto, nei corpi ricettori, delle acque pluviali sino ad un volume pari a tre volte la portata media oraria di tempo secco. Tale volume d'acqua è sottoposto, prima dello scarico, al trattamento previsto per i liquami nei medesimi corpi ricettori, in assenza di eventi meteorici».

Lombardia (Regolamento Regionale 29 marzo 2019, Allegato E, Sezione 1.1 – Criteri realizzativi per sfioratori e reti fognarie unitarie): «In caso di fognature unitarie la portata da avviare a depurazione è stabilita pari al massimo tra: a) Il valore corrispondente a un rapporto di 750 L/AE giorno, considerati uniformemente distribuiti nelle 24 ore, determinando in termini idraulici, ossia in base al rapporto tra il consumo giornaliero medio industriale accertato e la dotazione idrica giornaliera della popolazione residente, assunta pari a 200 L/abitante al giorno, gli AE degli scarichi di acque reflue industriali non caratterizzabili in base all'apporto di sostanze biodegradabili. Il valore 750 è elevato a 1000 L/AE giorno per gli sfioratori le cui acque eccedenti siano recapitate in laghi ovvero su suolo o negli strati superficiali del sottosuolo; b) Il valore ottenuto assumendo un rapporto di diluizione pari a 2 rispetto alla portata nera, calcolata come media giornaliera del giorno di massimo consumo per gli apporti civili e come media su 12 ore per quelli industriali, salvo presenza di significativi complessi che lavorino su più turni giornalieri; il rapporto di diluizione incrementato a 2,5 nel caso gli apporti industriali in termini di abitanti equivalenti, calcolati con il criterio di cui alla lettera a), superino il 50% del totale. La portata di soglia degli sfioratori di piena delle reti fognarie (...omissis...) deve comunque essere sempre maggiore o uguale a 20 L/sec, al fine di ridurre il rischio di occlusione».

Marche (Norme Tecniche di Attuazione del Piano di Tutela delle Acque, Sezione D, art. 43, comma 5

– Reti fognarie miste, acque di prima pioggia e sfioratori di piena delle reti fognarie miste): «Per gli scolmatori (sfioratori) di piena di reti fognarie miste di nuova realizzazione, per i quali le procedure per l'aggiudicazione dell'appaltato non siano iniziate alla data di entrata in vigore delle presenti NTA, il rapporto minimo consentito tra la portata di punta in tempo di pioggia e la portata media in tempo di secco nelle ventiquattro ore (Q_m) deve essere pari a quattro. Tale rapporto può ridursi a 2,5 per l'ultimo sfioro in prossimità dell'impianto di depurazione».

Molise (Norme Tecniche del Piano di Tutela delle Acque, art. 21, comma 2, 3, 4 – Disciplina degli scaricatori di piena a servizio delle reti fognarie miste): «2) Nella progettazione delle reti fognarie miste i parametri di riferimento, per quanto possibile, dovranno essere validati da studi specifici. In via generale le portate nere diluite devono essere commisurate a 3-5 volte le portate nere medie; ne consegue che nell'impianto di trattamento saranno convogliate portate di pioggia pari a 2÷4 volte le portate nere medie. 3) Al fine di evitare lo sfioro degli scolmatori delle reti unitarie in condizioni di tempo secco, il valore della portata di sfioro dovrà comunque essere maggiore almeno del 30% della portata massima. 4) Le portate di soglia devono essere definite avendo a riferimento i seguenti coefficienti: a. maggiore o uguale a 3 per gli scaricatori/scolmatori posizionati lungo la rete fognaria; b. compreso nell'intervallo 2-4 per gli scaricatori ubicati in testa agli impianti di trattamento».

Piemonte (Decreto Presidente Giunta Regionale del 16 dicembre 2008 n. 17/R, Allegato B, art. 4, comma b – Linee guida di riferimento sulle dotazioni degli impianti di depurazione delle acque reflue urbane e sulle modalità di trattamento): «Nel caso di impianti cui affluiscono esclusivamente reti di fognatura unitaria deve essere previsto a monte dell'ingresso un manufatto sfioratore di piena dimensionato in modo che lo sfioro abbia inizio ad una portata pari almeno cinque volte la portata media giornaliera in tempo secco e che garantisca, con strutture statiche o dinamiche, l'eliminazione dei solidi grossolani dal relativo scarico nei casi di fermo dell'impianto; fatte salve particolari modalità di gestione in linea generale tale portata dovrà essere avviata al trattamento primario mentre al trattamento secondario dovrà pervenire una quota non inferiore a due volte la portata media giornaliera di tempo secco; nel caso di impianto senza trattamento primario dovrà essere avviata

al trattamento secondario, previo pretrattamento, una quota pari a tre volte la portata media giornaliera in tempo secco».

Puglia (Disposizioni in materia di reti di fognatura, di impianti di depurazione delle acque reflue urbane e dei loro scarichi a servizio degli agglomerati urbani, Allegato B – Linee guida per la progettazione e gestione degli impianti di depurazione, Punto B 3.4, lettera b): «*In relazione alla tipologia delle reti fognarie dell'agglomerato influente, il dimensionamento degli impianti di depurazione dovrà essere effettuato con le seguenti modalità: b) Nel caso di impianti cui affluiscono reti di fognatura unitaria deve essere previsto, a monte dell'impianto, un manufatto sfioratore di piena dimensionato in modo che lo sfioro – scarico di emergenza abbia inizio ad una portata pari almeno cinque volte la portata media giornaliera in tempo secco e che garantisca, con strutture statiche o dinamiche, l'eliminazione dei solidi grossolani dal relativo scarico; fatte salve particolari modalità di gestione, in linea generale si dovrà garantire un trattamento primario per una portata pari a 5 volte la portata media giornaliera in tempo secco; mentre al trattamento secondario e/o terziario dovrà pervenire una quota non inferiore a 2,5 volte la portata media giornaliera di tempo secco».*

Sardegna (Direttiva regionale disciplina degli scarichi, Allegato 5, art. 6, art. 13 – Dimensionamento scaricatori di piena): «*Art. 6) Il manufatto deve essere dimensionato in modo da lasciare direttamente defluire all'impianto di trattamento delle acque reflue urbane la portata nera diluita (di seguito portata di riferimento) corrispondente al valore calcolato ipotizzando una dotazione pro capite di 1200 litri per abitante equivalente al giorno, considerati uniformemente distribuiti nelle 24 ore. Per gli scarichi di acque reflue industriali nel sistema di raccolta di acque reflue urbane, non caratterizzabili in base all'apporto di sostanze biodegradabili, gli abitanti equivalenti vengono determinati rapportando il consumo idrico giornaliero medio industriale accertato con una dotazione idrica pari a 200 l/ab x g. Al fine di evitare lo sfioro degli scaricatori di piena delle reti miste in condizioni di tempo secco, il valore della portata di sfioro dovrà comunque essere maggiore almeno del 30% della portata massima di tempo secco. L'aliquota eccedente il valore della portata di riferimento così calcolato deve essere sfiorata verso idoneo recapito finale senza che tale operazione possa arrecare danno alla funzionalità di strutture ed infrastrutture circostanti il manufatto. Art. 13) All'impianto di*

depurazione giungerà pertanto la portata derivante dalla somma di tutte le portate di riferimento dei singoli rami del sistema di collettamento. L'impianto dovrà garantire il trattamento dell'intera portata di riferimento in tutte le sezioni di trattamento sino alla sedimentazione primaria, se prevista; le successive sezioni di trattamento dovranno essere dimensionate per il trattamento di una portata pari ai 3/5 della portata di riferimento, le portate eccedenti i 3/5 potranno essere convogliate direttamente allo scarico previa disinfezione».

Sicilia (Legge regionale n. 27 del 15/05/1986, Disciplina degli scarichi delle pubbliche fognature e degli scarichi degli insediamenti civili che non recapitano nelle pubbliche fognature e modifiche alla legge regionale 18 giugno 1977, n. 39 e successive modificazioni ed integrazioni, art. 13 – Scaricatori di piena di pubbliche fognature miste): «*Nel caso in cui le pubbliche fognature convogliano congiuntamente acque nere ed acque bianche, gli scaricatori di piena dovranno essere realizzati in modo da smaltire la portata eccedente il valore calcolato da tre a cinque volte la portata del giorno di massimo consumo. Valori inferiori possono essere autorizzati, in casi particolari, dall'Assessorato regionale del territorio e dell'ambiente in sede di approvazione del programma di attuazione della rete fognaria di cui all'art. 3».*

Toscana (Legge regionale 31 maggio 2006, n. 20, Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento, art. 16, comma 1, 2, 3, 4 – Caratteristiche degli scaricatori di piena): «*1) Gli scaricatori di piena, in considerazione delle caratteristiche del corpo ricettore e degli usi a cui è destinato, sono dimensionati in relazione alla funzionalità idraulica complessiva della rete fognaria e del depuratore, al fine di adeguare il sistema con accorgimenti necessari al raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale o per specifica destinazione di cui al piano di tutela delle acque. 2) Gli scaricatori di piena di nuova realizzazione di classe A2 e B1 garantiscono di norma valori di diluizione di almeno tre volte la portata media nera in tempo secco calcolato nelle ventiquattro ore e comunque valori di diluizione utili al raggiungimento e mantenimento degli obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione previsti dai piani di tutela per i corpi idrici recettori prossimali o distali. 3) Gli scaricatori di piena di classe B2 di nuova realizzazione garantiscono valori di diluizione di almeno cinque volte la portata media nera in tempo secco calcolato nelle ventiquattro ore, e comunque valori di diluizione utili al raggiungimento e mante-*

nimento degli obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione previsti dai piani di tutela per i corpi idrici recettori prossimali o distali tenuto conto anche del livello delle sostanze pericolose di cui alle tabelle 1A e 1B dell'allegato 1 alla parte III del decreto legislativo, veicolate dalla rete fognaria in condizioni di tempo secco. 4) Al fine di proteggere la funzionalità degli impianti di depurazione a servizio di fognature miste i gestori adottano gli accorgimenti impiantistici o gestionali tali da garantire la corretta gestione degli afflussi di acque meteoriche, secondo quanto previsto dalla normativa vigente».

Trento, Provincia Autonoma (Deliberazione Giunta Provinciale 12 giugno 1987, n. 5460, art. 4 – Scaricatori di piena): «Nel caso di pubbliche fognature nelle quali scorrono acque di rifiuto insieme ad acque meteoriche è ammesso lo sversamento delle portate di supero direttamente in corpi d'acqua superficiali tramite apposito manufatto scolmatore. In tal caso le nuove strutture di sfioro, di convogliamento e depurazione dovranno essere idraulicamente dimensionate per portate pari ad almeno tre volte la portata media di acque nere prevista in sede di progettazione sulle ventiquattro ore».

Umbria (Direttiva Tecnica in materia di scarichi acque reflue – approvazione e pubblicazione, art. 18, comma 2, 3, 4 – Scaricatori di piena a servizio delle reti fognarie miste): «2) Nella progettazione delle reti fognarie miste i parametri di riferimento, per quanto possibile, dovranno essere validati da studi specifici. In via generale le portate nere diluite devono essere commisurate a 3-5 volte le portate nere medie; ne consegue che all'impianto di trattamento saranno convogliate portate di pioggia pari a 2-4 volte le portate nere medie. 3) Al fine di evitare lo sfioro degli scolmatori delle reti unitarie in condizioni di tempo secco, il valore della portata di sfioro dovrà comunque essere maggiore almeno del 30% della portata massima. 4) Le portate di soglia devono essere definite avendo a riferimento i seguenti coefficienti: a) maggiore o uguale a 3 per gli scaricatori/scolmatori posizionati lungo la rete fognaria; b) compreso nell'intervallo 2-4 per gli scaricatori ubicati in testa agli impianti di trattamento».

Valle d'Aosta: ad oggi non risultano essere state emanate specifiche norme in materia.

Veneto (Norme Tecniche di Attuazione del Piano di Tutela delle Acque, art. 33, comma 1, 2 – Sfiatori di piena delle reti fognarie miste): «1) Per gli sfiatori di piena di reti fognarie miste, il rapporto minimo consentito tra la portata di punta in tempo di

pioggia e la portata media in tempo di secco nelle ventiquattrore (Q_m) deve essere pari a cinque. Tale rapporto può ridursi a tre per l'ultimo sfioro in prossimità dell'impianto di depurazione. 2) Alla sezione biologica dell'impianto di depurazione deve comunque pervenire la portata non inferiore a $2Q_m$ ».

Dall'analisi delle differenti normative regionali si evince come la quasi totalità delle regioni italiane fornisca esplicitamente il valore numerico del rapporto di diluizione, ovvero il rapporto tra portata massima ammissibile in ingresso ai processi depurativi e la portata media in tempo secco (Q_m); tale valore varia da un minimo di due ad un massimo di cinque, anche se è necessario sottolineare come all'interno di questo intervallo la maggioranza delle normative specifichi la ripartizione tra portate da inviare alla sezione biologica oppure ai pretrattamenti – trattamenti di tipo primario.

In definitiva molte e varie sono le soluzioni proposte, ma in pochi casi si è fatto riferimento a studi quali – quantitativi dei casi specifici, che sarebbero importanti per quantificare la quantità e qualità dell'acqua sfiorata rapportandole all'impegno economico delle strutture a servizio. In particolare, mancano esempi di valutazione e previsione dei comportamenti dinamici dell'effluente sfiorato, utili a confrontare l'impegno economico e la tutela dall'inquinamento sui corpi idrici ricettori.

In questo lavoro prendendo spunto da casi di reti fognarie di piccola dimensione nella Provincia di Udine, si sono effettuate simulazioni quantitative a servizio di scelte progettuali imposte dalla normativa vigente, per proporre un metodo di valutazione più aderente alle realtà territoriali. L'ulteriore scopo è stato quello di incoraggiare l'uso di modelli che permettono anche una implementazione sui parametri qualitativi, per ottenere una più robusta visione nelle decisioni amministrative finali relative agli investimenti strutturali in ambito territoriale.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Il codice di calcolo EPA – SWMM

La modellazione numerica delle reti fognarie oggetto di studio è stata effettuata con l'ausilio del codice di calcolo EPA – SWMM (versione 5.1.013), di dominio pubblico e distribuito dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente Statunitense (EPA – Environmental Protection Agency). Il codice di calcolo SWMM I (Storm Water Management Model) nella sua prima versione è stato concepito nel periodo 1969 – 1971 (Metcalf

& Eddy Inc., Water Resources Engineers, University of Florida) e nel corso dei decenni ha subito un continuo e progressivo sviluppo da parte di diversi enti ed istituzioni, tant'è vero che ad oggi risulta essere a livello mondiale probabilmente il più noto ed utilizzato strumento di modellazione numerica per la verifica ed ausilio alla progettazione di sistemi di drenaggio in ambito urbano (Huber e Roesner, 2013).

Il codice di calcolo EPA – SWMM appartiene alla categoria dei modelli numerici di tipo idrologico – idraulico in grado di simulare sia i processi di trasformazione afflussi – deflussi (ovvero la trasformazione delle piogge in deflussi superficiali) a scala di bacino urbano sia la relativa propagazione delle portate all'interno di un sistema di drenaggio urbano che preveda anche la commistione di canali artificiali e/o naturali di qualsivoglia sezione e geometria.

EPA – SWMM risulta essere composto da tre principali moduli di calcolo (accoppiati tra loro ma che possono essere utilizzati indipendentemente l'uno dall'altro):

- Modulo idrologico (ex Runoff), simula il complesso meccanismo della trasformazione afflussi – deflussi che comprende la distribuzione spazio – temporale delle precipitazioni (schematizzando ogni area che compone il generico bacino/sottobacino come un serbatoio non lineare, vale a dire accoppiando l'equazione di continuità con l'equazione di Manning), i processi di infiltrazione al suolo (metodo di Horton, metodo di Green – Ampt, metodo CN – SCS), di evapotraspirazione, di ritenzione nelle depressioni superficiali del terreno, di ruscellamento superficiale e relativo ingresso dei deflussi nelle canalizzazioni della rete (ed opzionalmente anche i processi di accumulo – scioglimento neve e di interazione falda freatica – rete di drenaggio).
- Modulo idrodinamico (ex Extran), simula sia la propagazione dei deflussi di piena all'interno dei collettori a sezione chiusa e/o aperta (attraverso le equazioni in forma completa di Saint Venant) sia il funzionamento di dispositivi idraulici come ad esempio impianti di pompaggio, vasche volano/laminazione, organi di regolazione delle portate, scaricatori di piena del tipo trasversale e/o frontale, luci sotto battente.
- Modulo qualitativo, simula i processi di accumulo (buildup) durante i periodi di tempo asciutto e dilavamento operato dalle precipitazioni (washoff) delle sostanze inquinanti che si depositano al suolo.

L'accoppiamento di tali moduli di calcolo consente di simulare l'evoluzione dinamica di qualsivoglia evento meteorico riproducendo ad esempio l'andamento temporale dei livelli idrometrici, delle velocità, delle portate, delle concentrazioni di sostanze inquinanti nelle diverse sezioni del sistema di drenaggio urbano che si intende modellare. Il codice di calcolo EPA – SWMM necessita di un unico file ASCII di input (estensione *.inp) che contiene la descrizione completa del sistema da analizzare (bacini scolanti, nodi idraulici, collettori, dispositivi di invaso e/o di controllo e regolazione delle portate) e delle forzanti in ingresso (sotto forma di ietogrammi di precipitazione), nonché tutta una serie di opzioni propriamente modellistiche e relative alla durata della simulazione, al time step di calcolo necessari per soddisfare criteri di stabilità numerica, alla tipologia di salvataggio dati.

2.1.1. La modellazione numerica delle reti fognarie di Remanzacco e Lauzacco

Remanzacco è un comune di 6116 abitanti (censiti al 31/03/2019) della provincia di Udine, sito ad un'altitudine media di 112 m s.l.m.m. in un contesto territoriale di tipo prevalentemente pianeggiante. Lauzacco è una frazione di 1122 abitanti (censiti al 31/12/2010) del comune di Pavia di Udine, sita ad un'altitudine media di 59 m s.l.m.m. ed inserita in un contesto territoriale di tipo pianeggiante caratterizzato dalla presenza di numerose zone destinate ad uso agricolo.

La Figura 1 illustra la schematizzazione e la modellazione effettuata per mezzo di EPA – SWMM della rete fognaria di Remanzacco.



Figura 1 – Modellazione per mezzo del codice di calcolo EPA – SWMM della rete fognaria del comune di Remanzacco (UD) e localizzazione del relativo impianto di depurazione (WWTP)

Tabella 1 – Dati relativi al numero di elementi principali che costituiscono i modelli numerici delle reti fognarie oggetto di studio realizzati per mezzo del codice di calcolo EPA – SWMM

Elemento	Remanzacco	Lauzacco
Nodo	753	280
Condotta	767	288
Scaricatore di piena	8	3
Sottobacino	869	220

Propedeutico alla realizzazione dei modelli numerici è risultato essere il rilievo piano – altimetrico delle reti fognarie di Remanzacco e Lauzacco, comprensivo delle monografie delle condotte, dei nodi idraulici e dei manufatti di sfioro. In Tabella 1 si riportano i dati relativi al numero di elementi che costituiscono i modelli numerici delle reti fognarie di Remanzacco e Lauzacco.

2.2. Campagna di misure delle portate in ingresso agli impianti di depurazione

Contestualmente alla realizzazione dei modelli numerici delle reti fognarie è stata eseguita anche una campagna di misura delle portate (periodo: dicembre 2019 – aprile 2020) presso le sezioni di chiusura dei relativi bacini urbani, ovvero in coincidenza dei manufatti di sfioro a servizio dei depuratori di Remanzacco e Lauzacco, con l’obiettivo di ottenere dati sperimentali funzionali sia alla calibrazione e validazione dei modelli numerici realizzati, sia alla stima dei valori delle portate nere in

tempo asciutto (le cosiddette Q_m). Tali misure risultano fondamentali per le valutazioni relative alle portate di progetto in ingresso agli impianti di depurazione, in base al rapporto di diluizione imposto dalle differenti normative regionali. In particolare, la campagna di misura delle portate effettuate ha consentito di stimare il valore medio giornaliero in tempo secco di portata in ingresso all’impianto di depurazione di Lauzacco ($Q_m = 2,5$ l/s) e di Remanzacco ($Q_m = 6$ l/s). Considerando che l’obiettivo era quello di effettuare simulazioni sul lungo periodo (2009 – 2018), caratterizzato dall’alternanza di periodi piovosi a lunghi periodi di tempo secco, la campagna di misure di portata effettuata ha consentito di estrapolare dei coefficienti (i cosiddetti time pattern orari), i quali permettono al codice di calcolo EPA – SWMM di simulare l’andamento orario medio delle portate in tempo secco in ingresso agli impianti di depurazione. Tali coefficienti (Figura 2), moltiplicati per il valore medio giornaliero della portata in tempo secco (Q_m), consentono di ottenere il valore della portata media oraria in ingresso agli impianti di depurazione in assenza di precipitazioni.

Per la misura delle portate sono stati utilizzati gli strumenti KAPTOR_{MULTI} accoppiati a moduli OCM KAPTOR (Figura 3). In particolare, KAPTOR_{MULTI} è un datalogger multifunzione (dotato di batterie per l’alimentazione, tastierino alfanumerico per la programmazione dello strumento, modem GSM/GPRS per la trasmissione dei dati acquisiti) la cui funzione è quella di elaborare, registrare ed inviare ad un portale web i dati rilevati dal modulo OCM KAPTOR il quale risulta essere co-

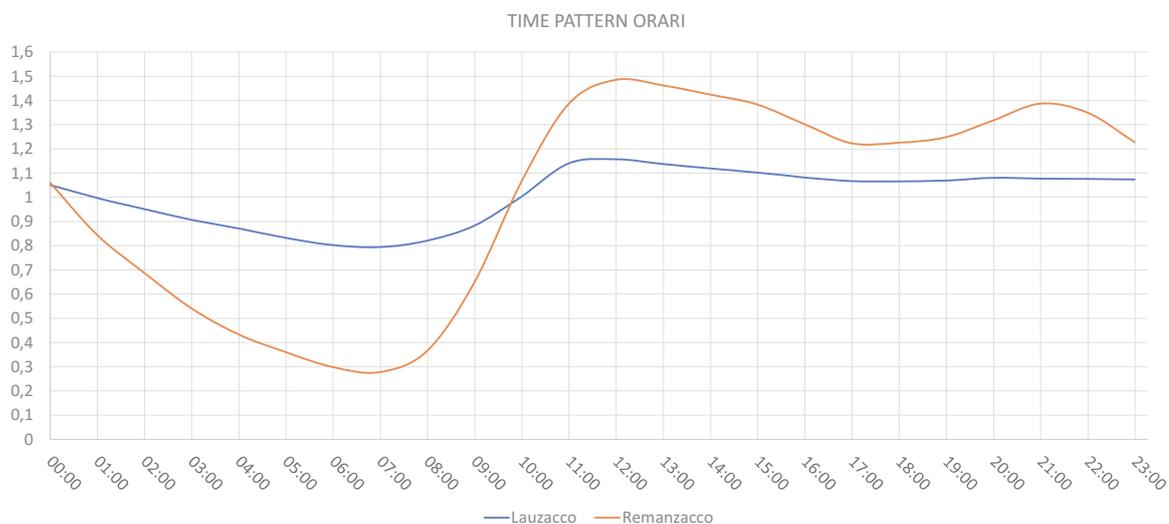


Figura 2 – Confronto time pattern orari relativi all’andamento delle portate medie orarie in ingresso ai depuratori di Remanzacco e Lauzacco (tempo secco)



Figura 3 – KAPTOR *MULTI* e modulo OCM KAPTOR dotato di sensore a scarpetta

stituito essenzialmente da un sensore a scarpetta (da posizionare sul fondo della tubazione) in grado di misurare la velocità della corrente transitante in condotta fognaria ed il relativo tirante idraulico. La conoscenza congiunta del valore di velocità e tirante idraulico associato consente quindi di determinare la portata. Il principio di misura della velocità del fluido è basato sulla riflessione degli ultrasuoni (emessi dalla scarpetta) da parte di particelle in sospensione. Assolutamente necessario che nell'acqua siano presenti delle particelle che riflettano gli ultrasuoni verso il sensore. Per la misura del tirante idrico all'interno delle condotte, la scarpetta è dotata di un sensore di pressione piezoresistivo che opera secondo il principio di pressione relativa per cui la pressione della colonna d'acqua sopra il sensore è direttamente proporzionale al livello di riempimento della condotta fognaria.

2.3. Calibrazione e validazione dei modelli numerici realizzati

Per potersi adattare a qualsivoglia scenario i modelli di tipo idrologico – idraulico (così come in linea di principio qualsivoglia modello numerico di simulazione) sono dotati di numerosi parametri atti alla modellazione di un determinato processo fisico (come ad esempio l'infiltrazione, ruscellamento superficiale, propagazione delle portate di piena all'interno dei collettori) la cui stima dei valori ricopre un ruolo fondamentale al fine di ottenere una modellazione che descriva realmente il comportamento del sistema che si intende analizzare. Il processo attraverso il quale si stima il valore da associare a ciascun parametro al fine di migliorare l'ac-

curatezza dei risultati ottenuti dal modello, minimizzando lo scarto fra valori simulati e valori realmente misurati, si chiama calibrazione (taratura). In alcuni casi i valori più appropriati per i parametri del modello possono essere determinati tramite indagini in situ (nel caso di parametri fisicamente basati e direttamente misurabili) oppure per mezzo della consultazione di tabelle presenti in letteratura tecnico – scientifica, anche se in molte altre situazioni tali parametri sono solo rappresentazioni concettuali di caratteristiche astratte del bacino e pertanto devono essere determinati attraverso un processo di tipo trial and error (ossia modificando di volta in volta il valore dei parametri fino ad ottenere una sostanziale coincidenza tra dati simulati e misurati sperimentalmente). Nel caso specifico, utilizzando una procedura del tipo trial and error è stato possibile effettuare la calibrazione dei modelli di simulazione numerica; aggiustando dunque i valori relativi ai parametri di scabrezza delle condotte e delle superfici scolanti dei sottobacini, della larghezza caratteristica dei sottobacini e del volume dei cosiddetti piccoli invasi, è stato possibile calibrare i modelli fino ad ottenere una sostanziale corrispondenza tra i valori delle portate misurati in sito e quelli forniti dalle simulazioni. Al fine di verificare l'effettivo grado di attendibilità ed accuratezza fornito dal modello numerico, risulta necessario effettuare il procedimento di validazione. Tale procedura consiste essenzialmente nell'utilizzare il modello numerico calibrato e simulare un evento differente da quello utilizzato in fase di calibrazione in modo tale da verificare se il modello risulti essere in grado di riprodurre adeguatamente il reale funzionamento del sistema oggetto di analisi. L'obiettivo della valida-

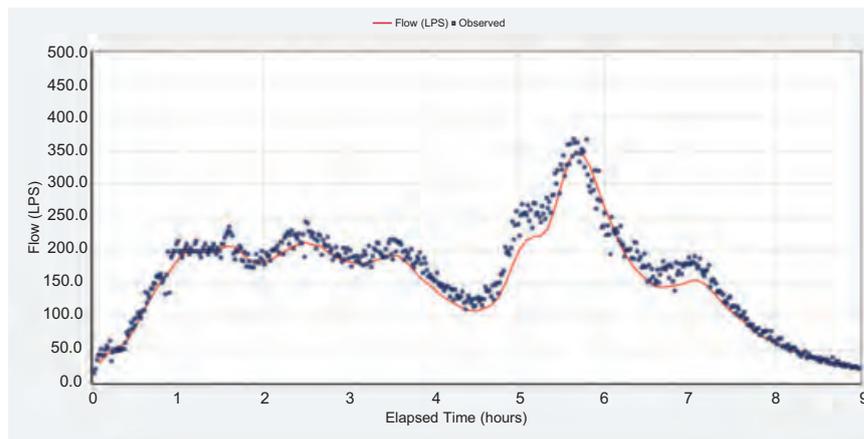


Figura 4 – Confronto relativo alle portate simulate (linea rossa) e misurate sperimentalmente (punti blu) durante la fase di validazione del modello numerico della rete fognaria di Lauzacco (periodo: 12 dicembre 2019)

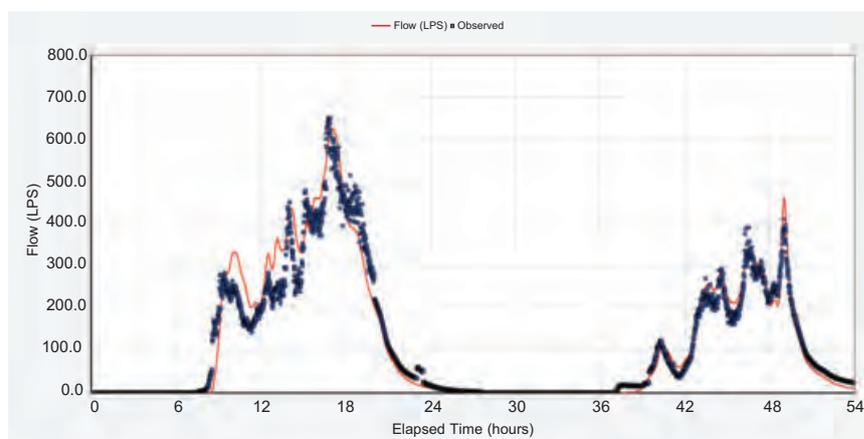


Figura 5 – Confronto relativo alle portate simulate (linea rossa) e misurate sperimentalmente (punti blu) durante la fase di validazione del modello numerico della rete fognaria di Lauzacco (periodo: 1 – 3 marzo 2020)

zione è pertanto quello di trovare delle eventuali distorsioni nella stima dei valori assegnati ai parametri in quanto non è infrequente che il modello approssimi bene il set di dati in calibrazione ma non quello in validazione (il cosiddetto fenomeno della divergenza del modello); se questo avviene la calibrazione deve essere rivista partendo dall'analisi degli elementi che possono avere compromesso il risultato. A dimostrazione dell'affidabilità dei modelli numerici realizzati si riporta a titolo di esempi le immagini del confronto tra portate simulate e misurate, ottenute in fase di validazione presso la sezione di chiusura del bacino di Lauzacco, relative sia al giorno 13 dicembre 2019 (Figura 4) sia al periodo 1 – 3 marzo 2020 (Figura 5).

2.4. Scenari oggetto di simulazione

Per ognuna delle reti fognarie oggetto di analisi è stata effettuata una simulazione di tipo idrologico – idraulico in continuo sul lungo periodo (dal

01/01/2009 al 31/12/2018) al fine di ottenere l'andamento delle portate (Q_{sim}), ovvero gli idrogrammi delle portate in ingresso ai rispettivi impianti di depurazione (Figura 6, a pagina seguente).

Per il bacino urbano di Lauzacco sono stati utilizzati i dati pluviometrici della stazione meteorologica di Pavia di Udine (situata a 2,82 km a nord – est del depuratore di Lauzacco) per il periodo dal 01/01/2009 al 31/12/2018 (frequenza acquisizione dato pluviometrico ogni 30 minuti), mentre per il bacino di Remanzacco sono stati utilizzati i dati pluviometrici della stazione meteorologica di Cerneglons (situata a 1,75 km a sud dal depuratore di Remanzacco) per il periodo dal 01/01/2009 al 31/12/2018 (frequenza acquisizione dato pluviometrico ogni 30 minuti). In Figura 7 (a pagina seguente) si riportano i valori di precipitazione cumulata annua (mm) registrati presso le stazioni meteo di Pavia di Udine e di Cerneglons nel decennio 2009 – 2018.

Considerando il periodo di simulazione particolarmente esteso, il tempo computazionale è risultato

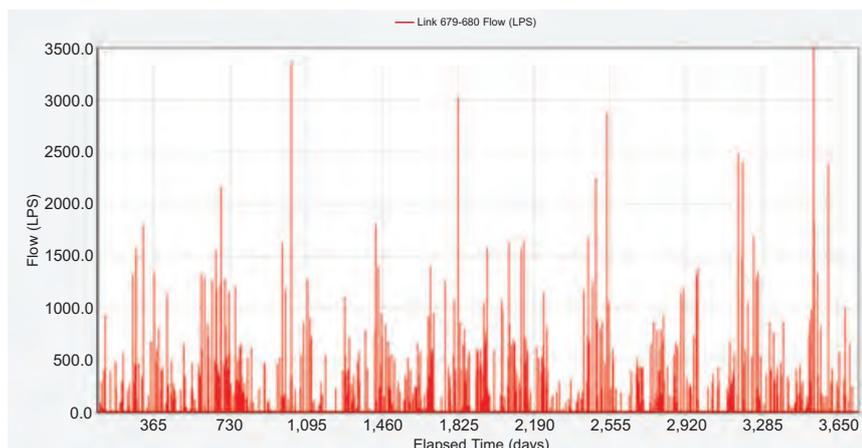


Figura 6 – Idrogramma delle portate simulate (Q_{sim}) per mezzo del codice di calcolo EPA – SWMM presso la sezione di chiusura della rete fognaria a servizio della frazione di Lauzacco per il periodo dal 01/01/2009 al 31/12/2018 (in ascissa sono riportati i giorni progressivi di simulazione ed in ordinata i valori di portata simulati)

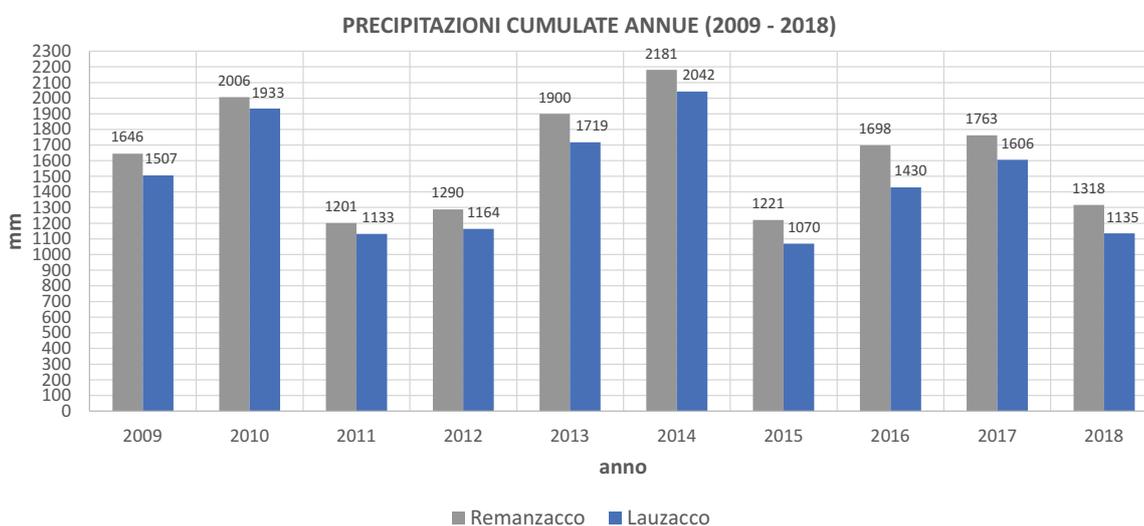


Figura 7 – Valori di precipitazione cumulata annua (mm) relativi al bacino di Remanzacco (pluviometro di riferimento: stazione meteo di Cerneglons) e di Lauzacco (pluviometro di riferimento: stazione meteo di Pavia di Udine) per il decennio 2009 – 2018

essere elevato (20 ore per il modello numerico relativo alla rete fognaria di Lauzacco e 50 ore per quello di Remanzacco, utilizzando l’opzione di calcolo di tipo parallelo ed un processore Quad – Core a 1,8 Ghz).

3. RISULTATI OTTENUTI DALLE SIMULAZIONI NUMERICHE

Per mezzo del codice di calcolo EPA – SWMM è stato possibile simulare in continuo per il decennio 2009 – 2018 gli idrogrammi delle portate in ingresso agli impianti di depurazione delle reti fognarie di Lauzacco e Remanzacco ed ottenere la base di dati necessaria per elaborare statistiche re-

lative sia alla persistenza in termini temporali di valori di portata compresi in un determinato intervallo, sia ai volumi direttamente immessi nel corpo idrico ricettore in funzione delle soglie di sfioro che regolano l’ingresso ai differenti comparti depurativi sulla base delle prescrizioni riportate nelle Norme di Attuazione del Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) della Regione Autonoma Friuli – Venezia Giulia. In particolare, sulla scorta di quanto prescritto nell’Art. 21, comma 4 (cfr. Paragrafo 1.1) è stata effettuata un’analisi sulla significatività, in termini di ore di funzionamento e di volumi trattati, di un pretrattamento – trattamento primario delle acque reflue in ingresso agli impianti di depurazione per valori di portata com-

Tabella 2 – Valori espressi in ore/anno ed in percentuale relativi al funzionamento dei pretrattamenti – trattamenti primari, ovvero numero di ore/anno (e relativa percentuale sul numero di ore totali annue) in cui il valore di portata Q_{sim} alla sezione di chiusura dei sistemi fognari modellati sono comprese tra $2,5Q_m$ e $4Q_m$ (valori ottenuti dal rapporto tra le ore in cui le portate Q_{sim} alla sezione di chiusura del sistema fognario modellato sono comprese tra $2,5Q_m$ e $4Q_m$ e le ore complessive presenti in un anno, ovvero il tempo di simulazione di ciascuna delle annualità considerate)

Anno	Lauzacco		Remanzacco	
2009	123 ore	1,4%	193 ore	2,2%
2010	160 ore	1,8%	232 ore	2,6%
2011	87 ore	1,0%	125 ore	1,4%
2012	102 ore	1,2%	167 ore	1,9%
2013	162 ore	1,9%	234 ore	2,6%
2014	177 ore	2,0%	246 ore	2,8%
2015	103 ore	1,2%	154 ore	1,7%
2016	142 ore	1,6%	216 ore	2,5%
2017	124 ore	1,4%	170 ore	1,9%
2018	156 ore	1,8%	220 ore	2,5%
Media	133 ore	1,5%	196 ore	2,2%

presi tra 2,5 e 4 volte la portata media in tempo secco (Q_m). Rapportando per ogni anno la somma degli intervalli temporali durante i quali le portate simulate (Q_{sim}) sono comprese nell'intervallo di portate di interesse ($2,5Q_m < Q_{sim} < 4Q_m$) al tempo di riferimento considerato (l'anno), è stato possibile determinare su base annua la percentuale di ore di funzionamento dei pretrattamenti – trattamenti primari esclusivamente per l'intervallo di portata $2,5Q_m < Q_{sim} < 4Q_m$, ovvero non considerando i casi in cui le portate risultano essere maggiori $4Q_m$ (poiché da questo valore in poi si iniziano a sfiorare direttamente nel copro idrico ricettore acque reflue non trattate). Nel prosieguo si riporta un esempio numerico relativo alla simulazione delle portate in ingresso all'impianto di depurazione di Lauzacco (Q_{sim}) per l'anno 2010 (periodo: 01/01/2010 – 31/12/2010) in modo tale da esplicitare quanto sopra esposto.

- Numero di ore presenti in un anno (tempo di simulazione complessivo in riferimento al periodo considerato): 8760 ore.
- Numero di ore di funzionamento dell'eventuale pretrattamento – trattamento primario (ovvero ore in cui le portate Q_{sim} alla sezione di chiusura del sistema fognario modellato sono comprese tra il valore $2,5Q_m$ e $4Q_m$): 160 ore.

Tabella 3 – Valori percentuali in termini di volume dei reflui inviati al pretrattamento – trattamento primario, ottenuti dal rapporto tra i volumi annui relativi alle portate Q_{sim} comprese tra il valore $2,5Q_m$ e $4Q_m$ ed i volumi totali annui generati dai due bacini urbani oggetto di studio

Anno	Lauzacco	Remanzacco
2009	0,9%	1,2%
2010	1,0%	1,2%
2011	0,8%	1,0%
2012	1,0%	1,3%
2013	1,1%	1,3%
2014	1,1%	1,2%
2015	1,0%	1,2%
2016	1,1%	1,3%
2017	0,9%	1,0%
2018	1,6%	1,7%
Media	1,1%	1,2%

- Rapporto ore funzionamento rispetto le ore presenti in un anno: $160/8760 = 0,018 = 1,8\%$.

Questo procedimento è stato applicato per entrambi i sistemi fognari oggetto di studio per il periodo 2009 – 2018 ed i risultati sono riassunti in Tabella 2.

In analogia con la metodologia precedentemente esposta, è stato calcolato il rapporto tra il volume annuo di refluo sottoposto esclusivamente ai pretrattamenti – trattamenti (ovvero il volume generato dai valori di portata Q_{sim} compresi tra $2,5Q_m$ e $4Q_m$) ed il volume annuo totale transitante presso la sezione di chiusura delle reti fognarie in esame, in modo tale da valutare la significatività anche in termini di volume dei pretrattamenti – trattamenti primari. Analogamente a quanto effettuato in precedenza, si riporta un esempio numerico relativo al sistema fognario di Lauzacco per l'anno 2010 (periodo: 01/01/2010 – 31/12/2010).

- Volume totale transitante in un anno alla sezione di chiusura del sistema fognario a servizio della frazione di Lauzacco: 457803 m^3 .
- Volume trattato dall'eventuale pretrattamento – trattamento primario (ovvero volumi compresi tra il valore $2,5Q_m$ e $4Q_m$): 4566 m^3 .
- Rapporto volume trattato e volume totale: $4566/457803 = 0,0099 \approx 1,0\%$.

Questo procedimento è stato applicato per entrambi i sistemi fognari oggetto di studio per il periodo 2009 – 2018 ed i risultati sono riassunti in Tabella 3.

Le analisi precedentemente esposte hanno rapportato in termini di tempo e di volume l'intervallo di

Tabella 4 – Valori in termini di m³/anno dei deflussi simulati sfiorati presso lo scaricatore di piena a servizio del depuratore della rete fognaria della frazione di Lauzacco nel caso in cui le portate di sfioro risultino essere rispettivamente maggiori di 2Q_m, 2,5Q_m, 3Q_m e 4Q_m e relativo aumento dei volumi sfiorati (ΔV_{x-x})

Anno	Q _{sfioro} > 2Q _m	Q _{sfioro} > 2,5Q _m	Q _{sfioro} > 3Q _m	Q _{sfioro} > 4Q _m	ΔV _{2,3}	ΔV _{2,5-4}
2009	298739 m ³	297228 m ³	295977 m ³	293725 m ³	2761 m ³ (+0,9%)	3503 m ³ (+1,2%)
2010	388070 m ³	386201 m ³	384579 m ³	381634 m ³	3491 m ³ (+0,9%)	4567 m ³ (+1,2%)
2011	223750 m ³	222805 m ³	221897 m ³	220341 m ³	1853 m ³ (+0,8%)	2464 m ³ (+1,1%)
2012	223488 m ³	222272 m ³	221227 m ³	219373 m ³	2261 m ³ (+1,0%)	2899 m ³ (+1,3%)
2013	334978 m ³	332963 m ³	331353 m ³	328327 m ³	3625 m ³ (+1,1%)	4636 m ³ (+1,4%)
2014	409884 m ³	407942 m ³	406085 m ³	402899 m ³	3799 m ³ (+0,9%)	5043 m ³ (+1,3%)
2015	203947 m ³	202706 m ³	201571 m ³	199811 m ³	2375 m ³ (+1,2%)	2895 m ³ (+1,4%)
2016	279269 m ³	277676 m ³	276164 m ³	273665 m ³	3105 m ³ (+1,1%)	4011 m ³ (+1,5%)
2017	327912 m ³	326545 m ³	325298 m ³	323015 m ³	2614 m ³ (+0,8%)	3529 m ³ (+1,1%)
2018	201334 m ³	199623 m ³	197924 m ³	195222 m ³	3410 m ³ (+1,7%)	4401 m ³ (+2,3%)
Media					+1,1%	+1,4%

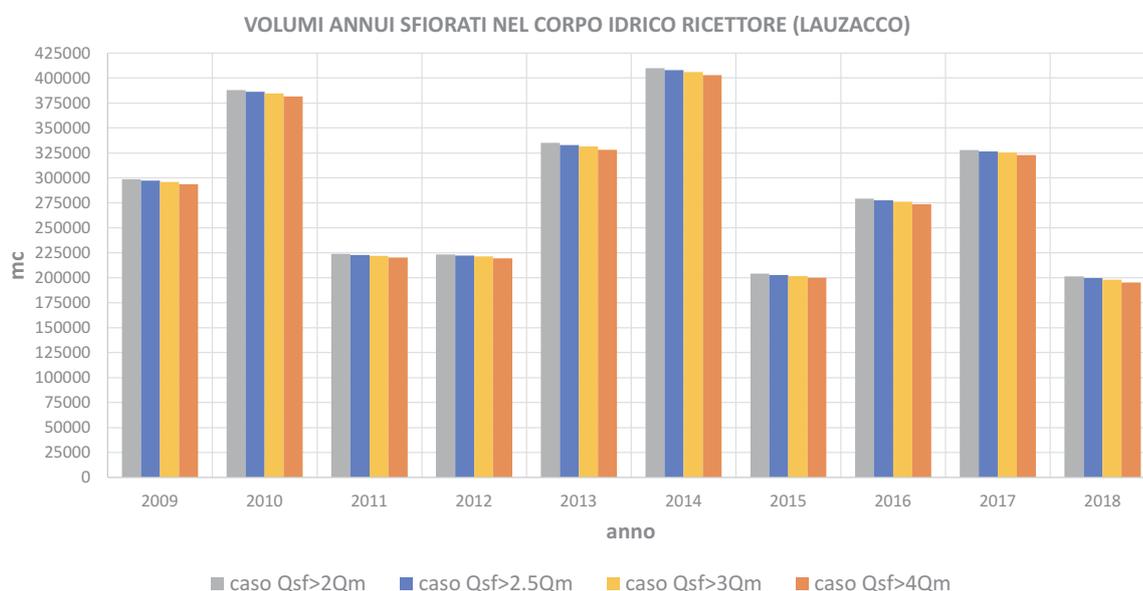


Figura 8 – Confronto relativo ai m³/anno di acque non trattate immesse nel corpo idrico ricettore in coincidenza del manufatto di sfioro a servizio dell’impianto di depurazione di Lauzacco nel caso in cui la soglia di sfioro si attivi per portate simulate in ingresso rispettivamente maggiori di 2Q_m, 2,5Q_m, 3Q_m e 4Q_m

portata di interesse ($2,5Q_m < Q_{sim} < 4Q_m$) rispettivamente alla durata annua di ogni singola simulazione ed ai volumi totali annui dei deflussi generati da ognuno dei singoli bacini urbani. Focalizzando invece l’attenzione esclusivamente ai valori di portata superiori rispettivamente a $2,5Q_m$ e $4Q_m$, è stato possibile effettuare un confronto finalizzato alla valutazione dei volumi sfiorati presso l’ultimo scaricatore di piena a servizio dei rispettivi impianti di depurazione al fine di quantificare il maggiore quantitativo di refluo non soggetto ad alcun pretrattamento – trattamento primario, e quindi immesso direttamente nel corpo

idrico ricettore, qualora la soglia di sfioro entri in funzione per valori di portata superiori a $2,5Q_m$ anziché $4Q_m$ (vale a dire nel caso di interruzione dei pretrattamenti – trattamenti primari per portate superiori a $2,5Q_m$). Al fine di effettuare un confronto anche con le altre normative regionali, è stata eseguita la medesima analisi utilizzando i valori prescritti dalle Norme Tecniche di Attuazione del Piano di Tutela delle Acque (art. 33 – comma 1, 2) della confinante Regione Veneto, ovvero $2Q_m$ e $3Q_m$ in luogo di $2,5Q_m$ e $4Q_m$. Tale confronto ha consentito quindi di quantificare, a parità di condizioni ovvero di bacino urbano, le differenze nei

Tabella 5 – Valori in termini di m³/anno dei deflussi simulati sfiorati presso lo scaricatore di piena a servizio del depuratore della rete fognaria di Remanzacco nel caso in cui le portate di sfioro risultino essere rispettivamente maggiori di 2Q_m, 2,5Q_m, 3Q_m e 4Q_m e relativo aumento dei volumi sfiorati (ΔV_{x-x})

Anno	Q _{sfioro} >2Q _m	Q _{sfioro} >2,5Q _m	Q _{sfioro} >3Q _m	Q _{sfioro} >4Q _m	ΔV _{2,3}	ΔV _{2,5-4}
2009	932381 m ³	926846 m ³	922055 m ³	913640 m ³	10326 m ³ (+1,1%)	13205 m ³ (+1,4%)
2010	1134136 m ³	1127929 m ³	1122480 m ³	1112032 m ³	11656 m ³ (+1,0%)	15897 m ³ (+1,4%)
2011	671833 m ³	667803 m ³	664615 m ³	659325 m ³	7218 m ³ (+1,1%)	8478 m ³ (+1,3%)
2012	718298 m ³	713545 m ³	709398 m ³	702157 m ³	8900 m ³ (+1,2%)	11388 m ³ (+1,6%)
2013	1051094 m ³	1043820 m ³	1038066 m ³	1027851 m ³	13028 m ³ (+1,2%)	15969 m ³ (+1,5%)
2014	1228395 m ³	1221210 m ³	1215216 m ³	1204339 m ³	13179 m ³ (+1,1%)	16871 m ³ (+1,4%)
2015	671276 m ³	666527 m ³	662548 m ³	656106 m ³	8728 m ³ (+1,3%)	10421 m ³ (+1,6%)
2016	947991 m ³	942068 m ³	937084 m ³	927215 m ³	10907 m ³ (+1,2%)	14853 m ³ (+1,6%)
2017	977661 m ³	972616 m ³	968458 m ³	961044 m ³	9203 m ³ (+0,9%)	11572 m ³ (+1,2%)
2018	726292 m ³	719890 m ³	714319 m ³	704905 m ³	11974 m ³ (+1,7%)	14985 m ³ (+2,1%)
Media					+1,2%	+1,5%

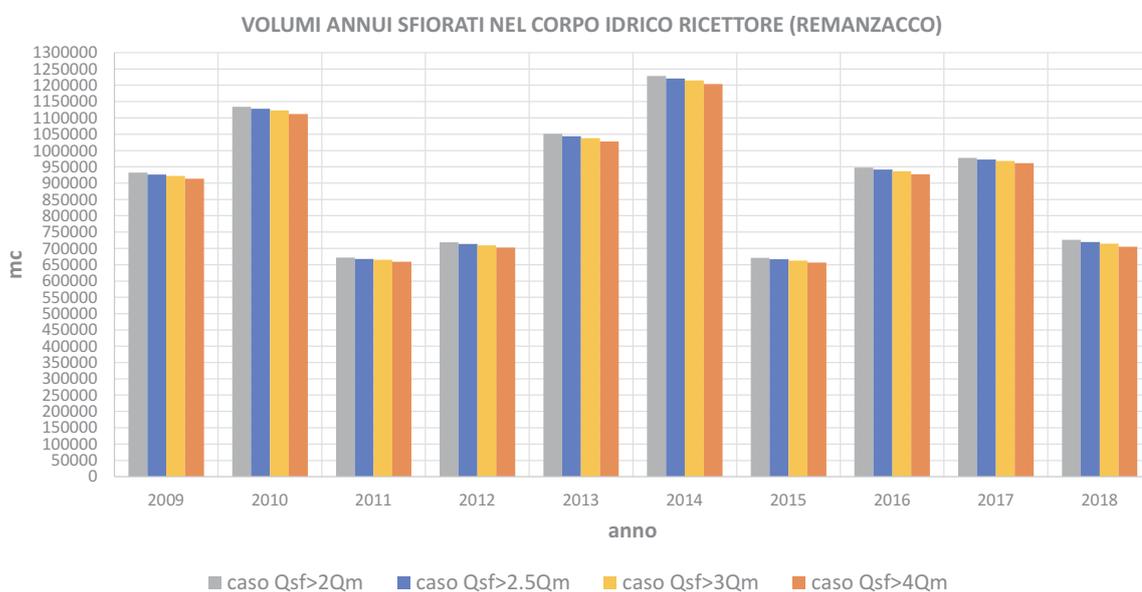


Figura 9 – Confronto relativo ai m³/anno di acque non trattate immesse nel corpo idrico ricettore in coincidenza del manufatto di sfioro a servizio dell’impianto di depurazione di Remanzacco nel caso in cui la soglia di sfioro si attivi per portate simulate in ingresso rispettivamente maggiori di 2Q_m, 2,5Q_m, 3Q_m e 4Q_m

risultati ottenuti in funzione delle differenti normative regionali di riferimento. In Tabella 4 ed in Tabella 5 (a pagina seguente) si riportano i valori dei deflussi simulati sfiorati (m³/anno), periodo 2009 – 2018, presso lo scaricatore di piena a servizio del depuratore della rete fognaria della frazione di Lauzacco e di Remanzacco nel caso in cui le portate di inizio sfioro risultino essere rispettivamente maggiori di 2Q_m, 2,5Q_m, 3Q_m e 4Q_m. Con la notazione ΔV_{2,5-4} è da intendersi l’aumento dei volumi sfiorati, e quindi direttamente immessi nel corpo idrico ricettore, nel caso di portate di inizio sfioro di 2,5 Q_m in luogo di 4Q_m, men-

tre con la notazione ΔV_{2,3} è da intendersi l’aumento dei volumi sfiorati, e quindi direttamente immessi nel corpo idrico ricettore, nel caso di portate di inizio sfioro di 2Q_m in luogo di 3Q_m. In Figura 8 ed in Figura 9 sono illustrati in forma di grafico i confronti relativi ai metri cubi annui simulati di acque non trattate ed immesse direttamente nel corpo idrico ricettore in coincidenza del manufatto di sfioro a servizio dell’impianto di depurazione di Lauzacco e di Remanzacco, per il periodo 2009 – 2018, nel caso in cui la soglia di sfioro si attivi per portate in ingresso rispettivamente di 2Q_m, 2,5Q_m, 3Q_m e 4Q_m.

4. DISCUSSIONE DEI RISULTATI OTTENUTI

Analizzando i dati riportati in Tabella 2 si evince come nel periodo 2009 – 2018 le simulazioni eseguite per mezzo del codice di calcolo EPA – SWMM hanno stimato che la media di ore/anno in cui i valori di portata in ingresso agli impianti di depurazione di Lauzacco e Remanzacco sono compresi tra $2,5Q_m$ e $4Q_m$ ($2,5Q_m < Q_{sim} < 4Q_m$) risulta essere rispettivamente di 133 ore (1,5% delle ore totali annue) e 196 ore (2,2% delle ore totali annue). La Tabella 3 ha riportato invece il rapporto, espresso in termini percentuali, tra i volumi annui di refluo generati da valori di portata Q_{sim} compresi tra $2,5Q_m$ e $4Q_m$ ($2,5Q_m < Q_{sim} < 4Q_m$) ed il volume totale annuo transitante presso la sezione di chiusura delle reti fognarie oggetto di modellazione numerica; la media di tali valori per il periodo 2009 – 2018 si attesta a 1,1% per la rete fognaria di Lauzacco e 1,2% per la rete fognaria di Remanzacco. Dall'analisi congiunta dei dati riportati in Tabella 2 e Tabella 3 è stato dunque possibile ottenere utili informazioni relative alla significatività, in termini di volume annuo trattato e di ore funzionamento annuo, dei pretrattamenti – trattamenti primari in ingresso agli impianti di depurazione, alla luce anche dei costi necessari per la loro realizzazione e soprattutto gestione da parte dell'Ente competente.

Nella Tabella 4 e Tabella 5 si riportano i valori relativi al confronto finalizzato alla valutazione dei volumi sfiorati simulati per il periodo 2009 – 2018 presso l'ultimo scaricatore di piena a servizio dei rispettivi impianti di depurazione in modo tale da quantificare il maggiore quantitativo di refluo non soggetto ad alcun pretrattamento – trattamento primario, e quindi direttamente immesso nel corpo idrico ricettore, qualora la soglia di sfioro si attivi per valori di portata superiori rispettivamente a $2Q_m$ anziché $3Q_m$ e $2,5Q_m$ anziché $4Q_m$.

In particolare, dall'analisi della Tabella 4 e della Tabella 5 si evince come nel caso di una eventuale esclusione dei processi di pretrattamento – trattamento primario delle acque reflue in ingresso agli impianti di depurazione per valori di portata compresa tra 2,5 e 4 volte la portata media in tempo secco (Q_m), ovvero ammettendo l'attivazione dello sfioro per valori di portata $Q_{sim} > 2,5Q_m$, si assisterebbe ad un aumento medio delle acque reflue non trattate e quindi immesse direttamente nel corpo idrico ricettore, pari a circa +1,4% per il bacino urbano di Lauzac-

co e +1,5% per il bacino urbano di Remanzacco; escludendo invece dai processi di pretrattamento – trattamento primario delle acque reflue in ingresso agli impianti di depurazione valori di portata compresa tra 2 e 3 volte la portata media in tempo secco (Q_m), ovvero ammettendo l'attivazione dello sfioro per valori di portata $Q_{sim} > 2Q_m$, si otterrebbe un aumento medio delle acque reflue non trattate pari a circa il +1,1% per il bacino urbano di Lauzacco e +1,2% per il bacino urbano di Remanzacco. I valori percentuali ottenuti dal caso $2Q_m$ e $3Q_m$ risultano essere inferiori rispetto al caso $2,5Q_m$ e $4Q_m$ anche se è doveroso sottolineare come essi non debbano essere confrontati in modo assoluto ma al contrario considerati in modo indipendente ed esclusivamente per quantificare i potenziali volumi esclusi dai processi di pretrattamento – trattamento primario sulla base delle differenti soglie di sfioro prescritte dalle due normative regionali analizzate e confrontate. I dati riportati in Tabella 4 e Tabella 5 possono essere altresì utilizzati per effettuare un confronto relativo ai potenziali volumi annui di acque reflue direttamente immessi nel corpo idrico ricettore sulla base dei valori di portata di attivazione della soglia di sfioro, ovvero $2Q_m$, $2,5Q_m$, $3Q_m$ e $4Q_m$. Considerando come in occasione di eventi meteorici, anche di moderata intensità, le portate generate dai bacini urbani di Lauzacco e Remanzacco risultano essere multiple di decine di volte rispetto il valore di portata media in tempo secco (Q_m), si evince come ammettendo anche il raddoppio del valore di portata di attivazione della soglia di sfioro (ad esempio da $2Q_m$ a $4Q_m$) i volumi annui sversati nel corpo idrico ricettore evidentemente non si dimezzano ma al contrario subiscono una riduzione estremamente modesta quantificabile in qualche punto percentuale.

5. CONCLUSIONI

In questo lavoro è stato affrontato il problema della valutazione e previsione dei comportamenti dinamici dell'effluente sfiorato da fognature di tipo unitario (misto), presso le due piccole realtà territoriali di Lauzacco e Remanzacco.

L'utilizzo del codice di calcolo EPA – SWMM ha consentito di simulare per il decennio 2009 – 2018 gli idrogrammi delle portate in ingresso agli impianti di depurazione delle reti fognarie ed ottenere quindi la base di dati necessaria per elaborare statistiche relative sia alla persistenza in termini

temporali di valori di portata compresi in un determinato intervallo, sia ai volumi direttamente immessi nel corpo idrico ricettore in funzione delle soglie di sfioro che regolano l'ingresso ai differenti comparti depurativi, sulla base delle prescrizioni riportate nelle Norme di Attuazione del Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) della Regione Autonoma Friuli – Venezia Giulia. I risultati forniti dalle simulazioni numeriche hanno quindi consentito di ottenere concretamente dati, altrimenti non quantificabili direttamente, che risultano essere di notevole importanza al fine di valutare, da una parte la significatività dei pretrattamenti – trattamenti primari in ingresso agli impianti di depurazione, dall'altra l'impatto dei volumi di acque reflue direttamente immesse nel corpo idrico ricettore, in funzione delle differenti portate di attivazione della soglia di sfioro, ovvero $2Q_m$, $2,5Q_m$, $3Q_m$ e $4Q_m$.

Alla luce dell'esperienza maturata, si ritiene particolarmente utile e raccomandabile l'impiego del codice di calcolo EPA – SWMM, in quanto consente di simulare con estremo dettaglio e su orizzonte temporale pluriennale i vari processi di trasformazione afflussi – deflussi che avvengono a scala di bacino urbano, permettendo di affrontare in modo efficace i problemi progettuali e di gestione dei sistemi di drenaggio urbano. Questo modo procedurale consente anche di svincolarsi dalle tradizionali ipotesi semplificative alle quali i classici metodi di analisi sono soggetti. Lo sviluppo e l'utilizzo di modelli numerici di simulazione permette di potersi avvalere di uno strumento operativo valido, come supporto decisionale a futuri interventi strutturali e di pianificazione a scala di bacino urbano. Risulta altresì evidente che le considerazioni quantitative eseguite nel caso studio, possono essere estese, con opportune campagne di monitoraggio, alle valutazioni qualitative su uno o più parametri, al fine di garantire il complessivo controllo quali – quantitativo dei deflussi, in un'ottica di pianificazione territoriale di tipo ottimale e salvaguardia della risorsa idrica.

6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Rossmann L.A., Huber W.C. (2016) Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology. Office of Research and Development, National Risk Management Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (USA).
- Rossmann L.A. (2017) Storm Water Management Model Reference Manual Volume II – Hydraulics. Office of Research and Development, National Risk Management Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (USA).
- Rossmann L.A. (2017) Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality. Office of Research and Development, National Risk Management Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (USA).
- Regione Abruzzo (2010) Il Piano di Tutela delle Acque, Relazione Generale e Quadro Programmatico.
- Regione Basilicata (2018) Norme Tecniche di Attuazione – Piano Regionale di Tutela delle Acque.
- Regione Calabria (1997) Legge 3 ottobre 1997, n. 10 recante: Norme in materia di valorizzazione e razionale utilizzazione delle risorse idriche e di tutela delle acque dall'inquinamento. Delimitazione degli ambiti territoriali ottimali (A.T.O.) per la gestione del servizio idrico integrato.
- Regione Emilia-Romagna (2005) Direttiva concernente gli indirizzi per la gestione delle acque di prima pioggia e di lavaggio da aree esterne, Protocollo n. SSR/05/10895.
- Regione Friuli – Venezia Giulia (2018) Piano Regionale di Tutela delle Acque (PRTA) – Norme Tecniche di Attuazione.
- Regione Lazio (2018) Norme Tecniche di Attuazione – Piano di Tutela delle Acque (aggiornamento).
- Regione Liguria (1995) Legge regionale 16 agosto 1995, n. 43 – Norme in materia di valorizzazione delle risorse idriche e di tutela delle acque dall'inquinamento.
- Regione Lombardia (2019) Regolamento Regionale 29 marzo 2019, n. 6.
- Regione Marche (2010) Piano di Tutela delle Acque – Norme Tecniche di Attuazione.
- Regione Molise (2019) Piano di Tutela delle Acque – Norme Tecniche.
- Regione Piemonte (2008) Decreto Presidente Giunta Regionale 16 dicembre 2008 n. 17/R – Allegato B.
- Regione Puglia (2017) Deliberazione della Giunta Regionale n. 248 del 28/02/2017 – Disposizioni in materia di reti di fognatura, di impianti di depurazione delle acque reflue urbane e dei loro scarichi a servizio degli agglomerati urbani.
- Regione Sardegna (2008) Direttiva in materia di Disciplina regionale degli scarichi – Deliberazione n. 69/25 del 10/12/2008.
- Regione Sicilia (1986) Disciplina degli scarichi delle pubbliche fognature e degli scarichi degli insediamenti civili che non recapitano nelle pubbliche fognature e modifiche alla legge regionale 18 giugno 1977, n. 39 e successive modificazioni ed integrazioni.
- Regione Toscana (2006) Legge regionale 31 maggio 2006, n. 20, Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento.
- Provincia Autonoma di Trento (1987) Deliberazione Giunta Provinciale 12 giugno 1987, n. 5460, art. 4 – Scaricatori di piena.
- Regione Umbria (2019) Deliberazione della Giunta Regionale 7 maggio 2019, n. 627 – Direttiva Tecnica in materia di scarichi acque reflue.
- Regione Veneto (2018) Norme Tecniche di Attuazione – Piano di Tutela delle Acque.

“COMPETENZE TRASVERSALI SULLA SOSTENIBILITÀ”, IL NUOVO INSEGNAMENTO ATTIVATO IN UNIMORE

Grazia Ghermandi^{1,*}, Francesca Despini¹

¹ Dipartimento di Ingegneria Enzo Ferrari, Università di Modena e Reggio Emilia.

Sommario – La formazione transdisciplinare sulla sostenibilità è riconosciuta come indispensabile in ogni ambito, professionale, politico, sociale. La situazione globale pandemica di Covid-19 ha modificato diversi aspetti della vita e della gestione degli Atenei, italiani e mondiali, fra cui certamente le modalità di erogazione della didattica. In questo contesto, l'Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia (Unimore) ha introdotto un nuovo insegnamento aperto a tutti gli studenti, denominato “Competenze Trasversali sulla Sostenibilità”, fruibile on line. L'insegnamento si compone di 12 moduli offerti dai diversi Dipartimenti di Unimore, che affrontano il tema della Sostenibilità da ogni prospettiva. Ciascun Dipartimento propone uno o più moduli tematici relativi alla Sostenibilità nei propri ambiti di studio e ricerca. L'insegnamento, quindi, spazia da moduli su energie rinnovabili, gestione rifiuti, qualità dell'aria, cambiamenti climatici, rischi naturali e antropici, fino ad altri su economia e finanza sostenibile e alla sostenibilità in ambito medico e legale, nella filosofia e nelle scienze umane. Nel primo anno di erogazione, 2020/2021, questo insegnamento ha riscosso grande interesse fra gli studenti. Oltre 950 studenti si sono iscritti, provenienti da tutti i corsi di studio dell'Ateneo, sia di primo che di secondo livello (triennali e magistrali) che a ciclo unico.

Parole chiave: educazione, sostenibilità, multidisciplinarietà, approccio globale, didattica a distanza.

THE NEW UNIMORE INTERDISCIPLINARY TEACHING ON TRANSVERSAL SUSTAINABILITY SKILLS

Abstract – The global situation of the Covid-19 pandemic has changed several aspects of university life and management. The new methods of distance learning show some criticism at the beginning but after teachers and students learn well how to use it. The University of Modena and Reggio Emilia (Unimore) has therefore decided exploit distance learning for the creation of a new teaching on the issues of Sustainability. The new teaching was called “Transversal Skills on Sustainability”. The aim is to give students soft sustainability skills that are different from those they can acquire in their own course of study. Unimore wants to provide students an overview of Sustainability in its many aspects with particular reference to the 2030 Agenda, the Green Deal and the 17 Sustainable Development Goals. The

teaching of “Transversal Skills on Sustainability” was delivered, for the first time, in the second semester of the academic year 2020/2021. The course is open to all students of the University of Modena and Reggio Emilia belonging to any degree course and no prerequisites are needed. This course is made of 13 Modules offered by several Unimore Departments to address the issue of Sustainability in a complete manner. Each Department offers a thematic module concerning Sustainability in its own field of study and research. The course ranges from engineering issues with renewable energy, waste, air quality, to economics and sustainable finance. In addition, the course deals with issues related to sustainability in the medical, chemical and legal fields and many others. In this first year of delivery, this teaching has proven to be highly appreciated among students. Over 950 students have enrolled in teaching for the 2020/2021 academic year. Enrolled students come from all areas of the university: there are students of engineering, geology, economics, chemistry, but also of medicine, pharmacy, and many others. The course “Transversal Skills on Sustainability” delivered for the first time in 2020/2021, satisfied both the organizers and the students. There have been some problems related to the organization of the course, to streaming platforms, to the inclusion of credits in university careers, but these problems have been solved and the found solutions will be used to improve the course in the coming years.

Keywords: education, sustainability, multidisciplinary, global approach, distance learning.

Ricevuto il 3-12-2021; Accettato il 7-12-2021.

1. INTRODUZIONE

La Sostenibilità e le tematiche ad essa correlate sono estremamente importanti ed ora sono poste in grande rilevanza. Per portare alla comprensione e interpretazione dei molteplici aspetti di sostenibilità presenti in ogni ambito della vita sociale è però necessaria una formazione adeguata, che renda ciascuno consapevole dei passi necessari per raggiungere gli obiettivi dell'Accordo di Parigi, i 17 SDGs (Sustainable Development Goals) dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite.

In questo contesto, al mondo dell'istruzione viene assegnato un compito fondamentale: insegnare la sostenibilità e la sua importanza fin dalle scuole di primo grado. Anche le università gioca-

* Per contatti: Via Vivarelli 10, 41125 Modena. Tel. 059 205 6120., grazia.ghermandi@unimore.it

no un ruolo chiave in questo processo di formazione, perché si propongono come esempi attivi di istituzioni sostenibili. Economia, Società, Ambiente, Istituzioni sono infatti i quattro pilastri dello sviluppo sostenibile.

La pandemia di Sars-COV2 ha rivoluzionato molti aspetti della nostra vita. Ha cambiato le abitudini, il modo di vivere e sicuramente condizionato il mondo della scuola di ogni grado, dalla primaria all'università. I metodi di formazione a distanza adottati a causa della pandemia, al di là delle tante difficoltà incontrate e degli innegabili limiti, hanno comunque evidenziato potenzialità da cui i docenti hanno cercato di trarre esperienze spendibili nell'erogazione di attività formative. Avvalendosi della fruibilità svincolabile da orari, propria della didattica a distanza, presso l'Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia (Unimore) è stato progettato e attivato un nuovo insegnamento dedicato alle tematiche di Sostenibilità.

L'insegnamento è stato chiamato "Competenze trasversali sulla Sostenibilità", e si pone l'obiettivo principale di fornire agli studenti conoscenze di sostenibilità in ambiti diversi da quelli del corso di studi cui sono iscritti. Si è inteso offrire agli studenti l'opportunità di attingere ad una panoramica di contenuti ed approcci a temi di Sostenibilità, con particolare riferimento all'Agenda 2030, al Green Deal ed ai 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile.

Questo nuovo insegnamento si inserisce in un più ampio quadro di azioni messe in atto da Unimore, ateneo che aderisce alla Rete RUS (Rete di Università per lo Sviluppo Sostenibile) (RUS, 2021). Il gruppo "Unimore Sostenibile" è infatti attivo da anni su azioni di sostenibilità all'interno dell'Ateneo (Unimore Sostenibile, 2021).

2. L'INSEGNAMENTO "COMPETENZE TRASVERSALI SULLA SOSTENIBILITÀ"

L'insegnamento di "Competenze Trasversali sulla Sostenibilità" è stato progettato dal Gruppo, formalmente istituito dagli Organi Accademici, dei referenti dei Dipartimenti di Unimore per la sostenibilità, ed è stato erogato per la prima volta nel secondo semestre dell'anno accademico 2020/2021.

L'insegnamento viene offerto fra quelli a libera scelta a tutti gli studenti dell'Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia, appartenenti a qual-

siasi corso di studio, non gli è attribuito ad alcun SSD (Settore Scientifico Disciplinare) e non richiede prerequisiti.

Il corso conferisce 3 CFU (Crediti Formativi Universitari) e fornisce allo studente una idoneità, non una votazione in trentesimi.

L'insegnamento si articola in:

- una lezione di base sulla sostenibilità (lezione "zero");
- dodici moduli offerti dai diversi Dipartimenti di Unimore, del peso di 1 CFU ciascuno (Tabella 1).

La lezione "zero", obbligatoria per tutti gli studenti iscritti, è incentrata sul concetto generale di Sostenibilità, sull'Agenda 2030 e sul Green Deal. Viene presentata la posizione complessiva del nostro paese, e più sommariamente quella disaggregata per regioni, nella risposta ai 17 SDGs dell'Agenda 2030. Questa lezione si avvale anche del materiale prodotto da ASVIS (Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile) (ASVIS, 2020) e fornito alla Rete RUS.

I 12 moduli offerti dai Dipartimenti di Unimore declinano vari aspetti dei temi di sostenibilità. Ogni modulo si compone di alcune lezioni (tipicamente tre o quattro) ed ha durata complessiva da 6 a 9 ore. Le lezioni sono tutte disponibili online, preregistrate ovvero erogate in streaming e rese comunque disponibili oltre l'orario di svolgimento, e ciò consente la fruibilità da tutti gli interessati superando l'inevitabile sovrapposizione fra attività didattiche e l'impossibilità di conciliare l'orario di lezione di tutti i corsi di studio coinvolti.

Lo studente è tenuto a scegliere tre moduli tra i 12 proposti: sui contenuti di tali tre moduli dovrà superare una prova di valutazione dell'apprendimento per acquisire i complessivi 3 CFU e quindi il giudizio di idoneità. Per interesse personale lo studente può ovviamente frequentare anche più di tre moduli (ma ciò non comporta l'acquisizione di ulteriori CFU). Gli studenti sono liberi di scegliere i moduli in base ai propri interessi personali, vengono però sollecitati a prediligere moduli offerti da Dipartimenti diversi da quello cui afferisce il Corso di studio che frequentano.

In Tabella 1 sono elencati i diversi moduli offerti dai Dipartimenti Unimore e le tematiche trattate in ciascuno: ogni Dipartimento ha proposto un modulo tematico sulla Sostenibilità svolto da propri docenti. È evidente la vastità degli argomenti trattati, da questioni ingegneristiche a temi di eco-

Tabella 1 – Descrizione dei 12 moduli offerti dai Dipartimenti Unimore

Dipartimento (acronimo)	Titolo del Modulo
Dipartimento di Studi Linguistici e Culturali (DSLCL)	Natura
Dipartimento di Educazione e Scienze Umane (DESU)	Tra educazione ecologicamente sostenibile ed eticamente prospettata
Dipartimento di Giurisprudenza (DGIUR)	La realizzazione dell'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile: nuove sfide e nuove opportunità alla luce della crisi da Covid-19
Dipartimento di Scienze Fisiche, Informatiche e Matematiche (FIM)	Sostenibilità del fotovoltaico
Dipartimento di Scienze della Vita (DSV)	Le Scienze della Vita per una relazione sostenibile uomo/ambiente
Dipartimento di Ingegneria Enzo Ferrari	L'ingegneria al servizio della Sostenibilità Ambientale
Dipartimento di Economia Marco Biagi (DEMB)	Temi di economia e finanza sostenibile
Dipartimento di Scienze Chimiche e Geologiche (DSCG – chimica)	La Chimica per lo Sviluppo Sostenibile
Dipartimento di Scienze Chimiche e Geologiche (DSCG – geologia)	I cambiamenti climatici: un viaggio nel tempo, dal passato al futuro
Dipartimento di Scienze e Metodi per l'Ingegneria (DISMI)	Sostenibilità ambientale a livello industriale
Dipartimento di Scienze Biomediche, Metaboliche e Neuroscienze (BMN)	Ambiente e Salute
Dipartimento di Scienze Chimiche e Geologiche (DSCG – scienze naturali)	L'impiego dei minerali nell'ambito della Sostenibilità Ambientale

nomia e finanza sostenibile, alla sostenibilità in ambito medico, chimico, legale e nelle scienze umane.

Per facilitare la fruizione dell'insegnamento è stata creata un'apposita pagina web. In questa pagina sono fornite tutte le informazioni di cui lo studente necessita per seguire le lezioni e sostenere le prove d'esame. Si trovano in questo sito i link alle lezioni ed ai materiali didattici, le prove di verifica, ecc.

Risultati attesi da questo insegnamento sono:

- Comprensione e conoscenza del significato di sostenibilità nei suoi molteplici aspetti.
- Conoscenza della declinazione della sostenibilità nei vari ambiti di studio accademici ed anche delle implicazioni concrete di un approccio sostenibile nella vita quotidiana.
- Apprendimento dei contenuti dei moduli frequentati, possesso di informazioni di base nelle singole aree, capacità argomentativa, capacità di comunicazione.

3. PARTECIPAZIONE E RISULTATI

Il nuovo insegnamento ha riscosso grande entusiasmo da parte di tutti gli studenti dell'Università di Modena e Reggio Emilia.

A metà febbraio 2021 è stato organizzato un live meeting a distanza per spiegare a tutti gli interessati come scegliere e frequentare l'insegnamento.

Le lezioni sono iniziate ufficialmente il 1° marzo 2021 e si sono concluse il 4 giugno 2021.

Sul numero totale di 21 437 immatricolati ad Unimore per l'anno accademico 2020/2021 (dato al 31-12-2020), 16 047 studenti potevano inserire nel piano degli studi esami a libera scelta: di questi, 971 studenti si sono iscritti all'insegnamento "Competenze Trasversali sulla Sostenibilità". Il 93% degli iscritti ha seguito l'insegnamento al fine di acquisire i 3 crediti mentre il 7% ha frequentato per solo interesse personale.

Ulteriori dati sugli studenti iscritti sono stati raccolti attraverso la somministrazione di un apposito questionario. I dati raccolti indicano che gli studenti iscritti provengono da tutti i Dipartimenti di Unimore. La maggior parte degli studenti afferisce al Dipartimento di Scienze e Metodi per l'Ingegneria (32%) e al Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari" (17%). È interessante notare che si sono iscritti anche studenti provenienti da corsi di studio caratterizzati da un piano didattico poco flessibile, come quello della Facoltà di Medicina e Chirurgia (2%) (Figura 1, a pagina seguente).

Il grafico in Figura 2 (a pagina seguente) mostra gli studenti iscritti (percentuale del totale) ai moduli offerti dai diversi dipartimenti. I due moduli più seguiti sono stati quelli proposti dal Dipartimento di Giurisprudenza (14,6%) e dal Dipartimento di Economia Marco Biagi (14,2%).

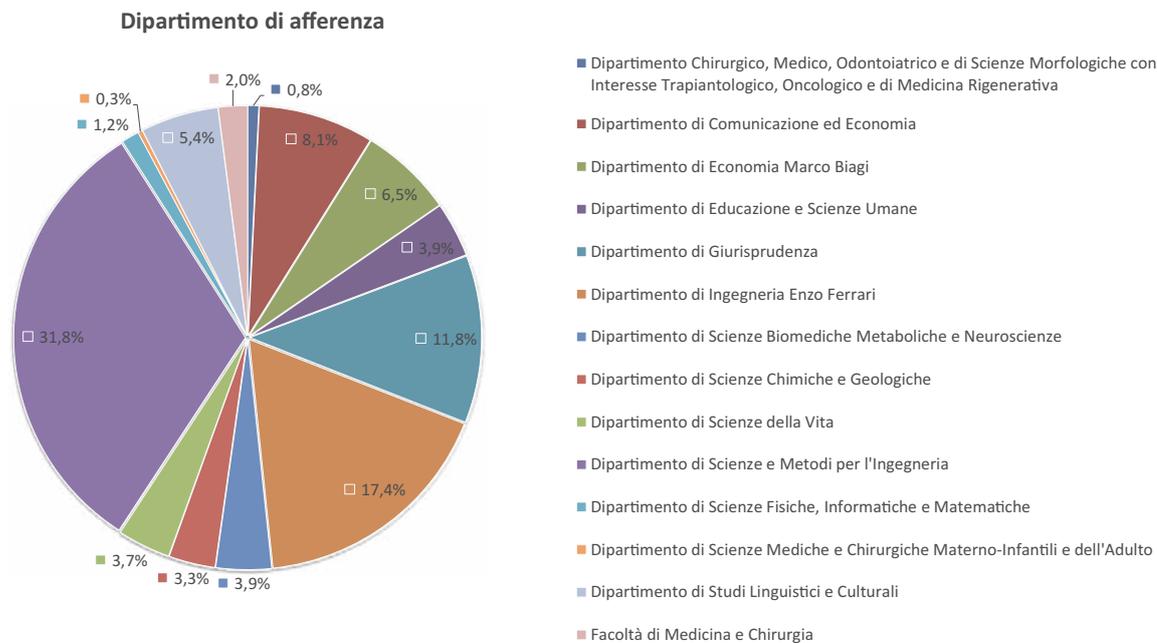


Figura 1 – Dipartimenti degli studenti iscritti (percentuale del totale) all'insegnamento nell'a.a. 2020/21

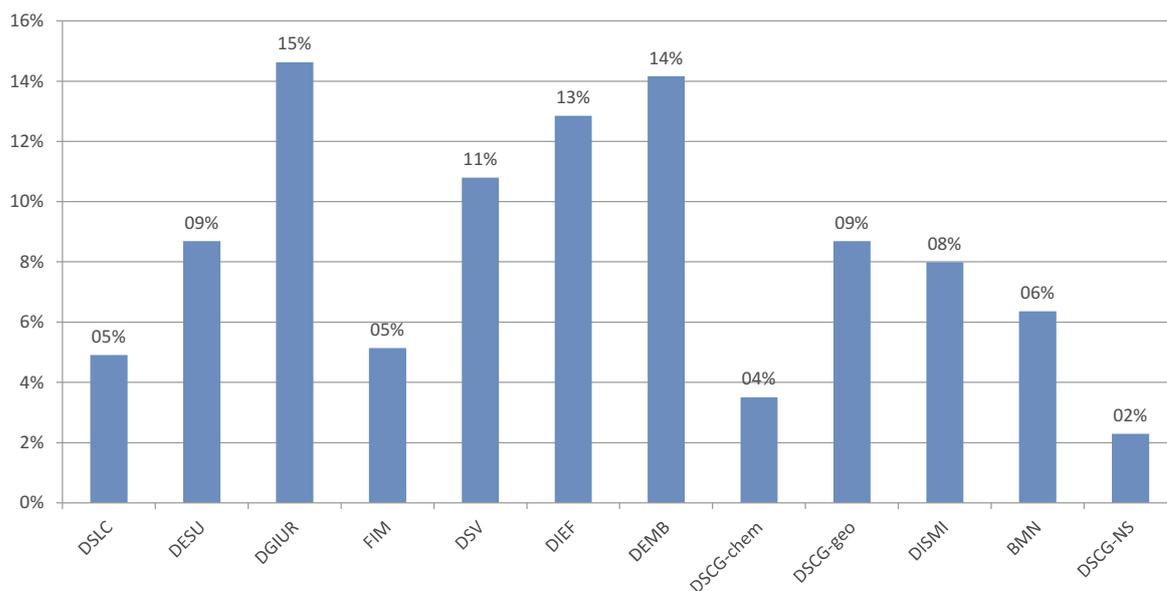


Figura 2 – Iscritti (percentuale del totale) a ciascuno dei 12 moduli offerti dai Dipartimenti di Unimore

Il questionario somministrato ha raccolto anche commenti ed osservazioni degli iscritti. Le dichiarazioni sono in grande maggioranza positive ed in alcuni casi entusiaste. La Tabella 2, a pagina seguente, riporta alcuni esempi.

Sono stati infine fissati gli appelli per la registrazione dell'idoneità e la conseguente acquisizione dei 3 CFU nei mesi di giugno, luglio e settembre, e un quarto sarà disponibile a febbraio. Attualmente, quasi 400 studenti hanno già superato le

prove e registrato la idoneità conseguita nel proprio curriculum universitario.

4. CONCLUSIONI

Il corso "Competenze Trasversali sulla Sostenibilità", erogato in Unimore per la prima volta nell'anno accademico 2020/2021, ha dato soddisfazione a chi lo ha progettato, ai docenti che lo hanno erogato e agli studenti che ne hanno fruito.

Tabella 2 – Alcuni esempi di commenti liberi degli studenti

Commenti degli studenti
<i>“Credo che oggi giorno sia molto importante informarsi sullo sviluppo del riscaldamento globale e sulle conseguenze se in primis noi stessi non cambiamo, e non perseguiamo la sostenibilità ambientale”.</i>
<i>“Credo che il tema della sostenibilità avrà un’importanza sempre maggiore in futuro, questo corso è un’occasione per approfondire il tema attraverso diversi punti di vista”.</i>
<i>“Credo sia un tema di estrema attualità che acquisirà sempre maggiore rilevanza, quindi, è meglio documentarsi sull’argomento anche perché ha ripercussioni su ogni ambito della vita umana”.</i>
<i>“Vorrei apprendere nuovi concetti e informazioni anche esterne al mio corso su tematiche relative all’ambiente e alla sostenibilità”.</i>
<i>“È un’ottima iniziativa”.</i>
<i>“Ho scelto di seguire questo corso perché credo fortemente che ci sia bisogno di un cambiamento nel modo in cui facciamo le cose. Siamo i futuri artefici di questo cambiamento e abbiamo bisogno di tutte le informazioni possibili per realizzarlo”.</i>
<i>“Ho un grande interesse per la sostenibilità”.</i>
<i>“Il corso mi interessa molto anche alla luce degli enormi cambiamenti socio-economici e climatici per prepararci al meglio a costruire un futuro possibile”.</i>
<i>“Il corso mi interessa in quanto mi permetterà di conoscere e approfondire temi attuali legati alla sostenibilità”.</i>
<i>“In un mondo in cui l’ambiente è sempre meno considerato, è consigliabile avere le conoscenze per salvarlo”.</i>
<i>“Inquadra molto bene le opportunità emergenti”.</i>
<i>“Sono affascinato dagli argomenti trattati”.</i>

I problemi incontrati nell’organizzazione dell’insegnamento nella gestione delle piattaforme di streaming e nell’inserimento dei crediti nei piani di studio di corsi con diversi regolamenti sono stati affrontati e risolti, acquisendo esperienza che sarà di supporto nei prossimi anni.

Nell’attuale anno 2021/2022 l’insegnamento verrà erogato a partire da inizio marzo 2022, analogamente all’anno precedente e con il medesimo format. Come previsto dal piano strategico dell’Ateneo 2020-2022, da quest’anno accademico il corso sarà reso accessibile al personale strutturato, per diffondere la cultura delle buone pratiche di Sostenibilità all’interno dell’ateneo, mettendo in comune competenze ed esperienze e per porsi come modello virtuoso da estendere anche ad altri settori della pubblica amministrazione. Entrambe que-

ste azioni rientrano nelle finalità degli atenei aderenti alla RUS, la Rete di Università per lo Sviluppo Sostenibile.

Questo lavoro è stato presentato al settimo Workshop internazionale (virtuale) sull’indice universitario GreenMetric (UI GreenMetric, 2021), ranking universitario mondiale (7th International (Virtual) Workshop on UI GreenMetric World University Rankings – IWGM 2021).

5. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- ASVIS, Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile (2020) Disponibile su: <https://asvis.it/>.
- RUS – Rete delle Università per lo Sviluppo Sostenibile – (2021) Disponibile su: <https://reterus.it/>
- UI GreenMetric (2021) Disponibile su: <https://greenmetric.ui.ac.id>
- Unimore Sostenibile (2021). Disponibile su: www.unimore-sostenibile.unimore.it/

RINGRAZIAMENTI

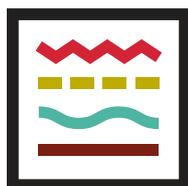
Gli autori ringraziano l’Università di Modena e Reggio Emilia per aver creduto in questo nuovo progetto didattico: in particolare il Prof. Cabri, Delegato del Rettore per la Didattica, le Dott.sse Raffaella di Toma e Francesca Gianasi che hanno contribuito all’organizzazione didattica dell’insegnamento ed alla risoluzione dei problemi emersi in questo ambito, il Coordinamento Didattico dei Dipartimenti e l’ufficio Ordinamenti Didattici di Unimore che hanno risposto ai tanti quesiti di studenti e docenti, appianando numerose criticità.

Si ringraziano i referenti della Sostenibilità dei Dipartimenti e tutti i docenti dell’insegnamento per il prezioso contributo: G. Allesina, T. Altiero, R. Arletti, L. Barbieri, S. Benvenuti, L. Bianchi, A. Bigi, F. Bosellini, T. Casadei, L. Cerrocchi, M.P. Costi, A. D’Antone, V. De Renzi, G. De Santis, P. Di Giuseppe, F. Faglioni, A.M. Ferrari, S. Ferrari, A. Ferretti, F. Gobba, R. Gamberini, M. Gestri, S. Grappi, A. Gualtieri, A. La Vergata, I. Lancellotti, G. Lusvardi, U. Kocollari, L. Maistrello, D. Malferrari, S. Manservisi, P. Mes- si, A. Modenese, M. Montangero, L. Montorsi, A. Pedrazzoli, A. Perosa, E. Rambaldi, A. Rapini, F. Ronchetti, M. Rossi, M.C. Santini, R. Simonini, M. Soldati, L. Solieri, C. Sorbi, A. Tampieri, L. Tassi, C. Torricelli, V. Venturelli, M. Vinceti, A. Zambon.

Infine, non meno importante, un ringraziamento a tutti gli studenti che hanno frequentato il corso.



Seguiteci anche su:



RIVISTA TECNICO-SCIENTIFICA PER IL SETTORE DELL'INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE

Ingegneria dell'Ambiente (IDA) è una rivista scientifica ad accesso aperto (open access) nata nel 2014 da un'iniziativa della Sezione Ambientale del *Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale del Politecnico di Milano*. La rivista è **gratuita** per autori e lettori (open access) ed è dotata di un sistema di revisione paritaria (peer-review).

Ingegneria dell'Ambiente pubblica articoli riguardanti la ricerca tecnico-scientifica nei campi di interesse dell'Ingegneria Sanitaria-Ambientale e si propone come strumento in lingua italiana per raggiungere e dialogare con tecnici ambientali, liberi professionisti, funzionari della pubblica amministrazione, formatori ed Enti di controllo.

La rivista ospita contributi in lingua italiana; ma sono richiesti anche un titolo e un abstract in inglese.

I temi di interesse della rivista sono: *Tecnologie per acque di approvvigionamento e di rifiuto; Riuso e recupero di energia e materia; Inquinamento dell'aria e depurazione delle emissioni in atmosfera; Inquinamento delle acque; Bonifiche dei suoli contaminati; Trattamento e gestione dei rifiuti; Valutazione di impatto ambientale; Cambiamenti climatici; Analisi del ciclo di vita; Energia e ambiente; Sistemi di gestione ambientale; Caratterizzazione, monitoraggio e modellistica dei fenomeni di inquinamento ambientale.*

Ingegneria dell'Ambiente pubblica Articoli di ricerca, che illustrano risultati di ricerche tecnico-scientifiche; Articoli di review, che illustrano lo stato dell'arte; Comunicazioni tecnico-scientifiche, che illustrano risultati di progetti dimostrativi o soluzioni applicative innovative; Brevi resoconti di convegni o mostre; Recensioni di volumi, italiani e stranieri, di interesse per i campi dell'Ingegneria Sanitaria Ambientale; Editoriali o testi generali di inquadramento di temi di particolare rilevanza dell'Ingegneria Sanitaria Ambientale, scritti con un linguaggio divulgativo (su invito della Direzione Scientifica o del Comitato Scientifico).

Per l'invio di proposte utilizzare la piattaforma all'indirizzo: www.ingegneriadellambiente.net

Ingegneria dell'Ambiente ha il patrocinio di
GITISA (Gruppo Italiano di Ingegneria Sanitaria, www.gitisa.it);
AIAT (Ass. Ingegneri per l'Ambiente e il Territorio, www.ingegneriambientali.it).
Ingegneria dell'ambiente è la rivista di riferimento per AIAT.

Ingegneria dell'Ambiente è riconosciuta da **ANVUR** come rivista scientifica dell'Area 08, i suoi articoli sono riconosciuti ai fini dell'ottenimento di crediti per la formazione informale prevista degli Ordini Professionali.



Hubgrade, gestione intelligente delle risorse

Hubgrade Performance è una **soluzione digitale** completa composta da una serie di soluzioni software intelligenti per l'**ottimizzazione in tempo reale** delle prestazioni del processo degli impianti di trattamento delle acque reflue. Consente una gestione automatizzata grazie a sistemi all'avanguardia, compreso l'utilizzo di **tecnologie di intelligenza digitale**, che sfruttano al meglio le strutture e i processi dell'intero sistema, dall'impianto stesso alla rete fognaria. In questo modo le performance sono notevolmente migliorate, consentendo **risparmi sui costi energetici e sui prodotti chimici**, migliorando nel contempo **la capacità di trattamento biologico dell'impianto**.

RISULTATI OTTENUTI

- Aumento del **40% della capacità biologica**
- Aumento del **100% della capacità idraulica**
- Riduzione del **25% del consumo energetico** per l'areazione
- Riduzione del **75% del consumo energetico** per l'areazione in dissabbiatura
- Riduzione del **75% del consumo energetico** per il ricircolo interno dei nitrati
- Riduzione del **100% dei prodotti chimici** per la denitrificazione e per la precipitazione del fosforo
- Risparmio del **20-30% sui costi operativi complessivi**



Hubgrade

PERFORMANCE



Veolia Water Technologies Italia S.p.A.

PROGETTO DI AMPLIAMENTO DELL'IMPIANTO DI DEPURAZIONE INDUSTRIALE UNIGRÀ DI CONSELICE (RAVENNA)



INTRODUZIONE

La filiale italiana di Veolia Water Technologies è stata scelta da Unigrà per i lavori di ampliamento dell'impianto di depurazione industriale (WWTP) dello stabilimento di Conselice a Ravenna.

Questo progetto che è stato acquisito in "Compliance Piano Industria 4.0", è iniziato dopo che Veolia Water Technologies ha effettuato un Audit del Ciclo Idrico Integrato nello stabilimento dove, dopo un'analisi esaustiva di tutte le correnti d'acqua in impianto, è stata determinata la migliore linea di processo per la depurazione delle acque reflue.

La capacità totale dell'impianto di depurazione è di oltre 7.200 m³/giorno ed è dimensionato per garantire una riduzione importante del COD e di tutti gli altri inquinanti per rispettare i limiti allo scarico in acque superficiali. Infatti, dopo l'avviamento di questo impianto (effettuato dal Team di Veolia Water Technologies Italia in ultima battuta durante il lockdown per l'emergenza Covid-19), Unigrà ha continuato a scaricare l'acqua nel canale con garanzie di processo offerte da Veolia determinanti per l'azienda alimentare ai fini del rispetto dei limiti e della continuità dell'attività produttiva.

Una soluzione globale

Veolia Water Technologies Italia è responsabile del servizio di assistenza di processo all'impianto.

L'impianto è dotato di Hubgrade (precedentemente note come AQUAVISTA™) per il controllo digitale e il monitoraggio dei sistemi che è stato customizzato secondo le esigenze del cliente.

In fase preliminare di studio della soluzione impiantistica definitiva, due unità della flotta Mobile Water Services dotate di tecnologia Actiflo® e Hydrotech™ sono entrate temporaneamente in funzione su parte dello stream allo scarico garantendo la continuità operativa di filtrazione terziaria in attesa dell'entrata in funzione del nuovo WWTP.

DESCRIZIONE DEL PROCESSO DI TRATTAMENTO

Fase di flottazione ad aria disciolta

Una delle strategie di trattamento identificate dopo aver condotto l'audit consisteva nella segregazione dei flussi di acque reflue nel pretrattamento, che ha aumentato la stabilità del processo per la fase di depurazione biologica.



I flussi, segregati per tipologie produttive e carico di COD, sono trattati con dei flottatori dedicati IDRA-FLOT[®], processo di flottazione ad aria disciolta per rimuovere oli e grassi dall'attività produttiva.

Serbatoio tampone

Dopo la flottazione i flussi vengono inviati a un buffer tank di stabilizzazione che mira a bilanciare i flussi e a smorzare i picchi per rendere trattabile il refluo entro il range di design del successivo trattamento biologico. Il serbatoio di equalizzazione da 5.000 m³ di capacità, è stato dimensionato dopo un piano di campionamento di 10 giorni, con prelievo di aliquote medie orarie rappresentative, che ha monitorato tutti i diversi tipi di produzione.

Il vero e proprio impianto di depurazione viene alimentato da questo serbatoio tampone.

Fase di depurazione biologica

Successivamente, le acque passano al processo AnoxKaldnes[™] MBBR dove viene eseguito il trattamento biologico delle acque reflue per rimuovere principalmente COD. La progettazione di questo impianto è stata eseguita mediante due reattori in serie.

Questa configurazione conferisce una maggiore robustezza al primo stadio, mentre il secondo reattore consente una maggiore specializzazione della biomassa adesa ai supporti MBBR, migliorando così la rimozione del COD refrattario e aumentando la rimozione dei fanghi in eccesso. Il supporto in polietilene (carrier) utilizzato è il modello K5.

La tecnologia AnoxKaldnes[™] MBBR si basa sulla crescita della biomassa (sotto forma di biofilm), in supporti plastici che sono in continuo movimento nel reattore biologico. Questi supporti sono di piccole dimensioni ma hanno un'elevata superficie specifica per unità di volume, che consente la crescita di una maggiore quantità di biomassa ed è più



efficace di quella dei fiocchi biologici dei reattori convenzionali.

Decantazione secondaria

Anche per questa fase è stato scelto il sistema IDRAFLOT[®], con due unità in parallelo con le seguenti prestazioni:

- Alta efficienza nel separare i fanghi in eccesso dallo stadio AnoxKaldnes[™] MBBR, che si caratterizzano per il loro alto contenuto volatile.
- Separazione migliorata del COD coagulabile refrattario e del fosforo in eccesso, garantendo un migliore rispetto dei limiti di scarico.
- Elevata capacità di trattamento in un lay out ridotto.

Trattamento terziario

La linea di trattamento si conclude con una filtrazione a tele Hydrotech[™], che ha lo scopo di rimuovere i solidi sospesi in eccesso prima dello scarico dell'effluente. La capacità di trattamento di questo sistema a dischi è di oltre 300 m³/h (intera portata dell'impianto).

INFORMAZIONI DALLE AZIENDE

LOGISTICO DELL'ANNO 2021: PREMIATO IL PROGETTO SWITCH

EDPR METTE IN ESERCIZIO DUE PARCHI EOLICI CON UNA CAPACITÀ TOTALE PARI A 70 MW IN ITALIA

EDP Renewables (Euronext: EDPR), il quarto produttore mondiale di energia rinnovabile, ha messo in esercizio due parchi eolici Monte Mattina, da 25 MW, e Sant'Alessandro, da 45 MW. Tali progetti contribuiranno a ridurre le emissioni di CO₂ di ca. 86.000 t all'anno e a fornire energia a oltre 58.000 famiglie. Il parco eolico di Monte Mattina si trova in Campania, dove EDPR conta già una capacità installata di 35 MW, ora aumentata a 60 MW ed è costituito da 7 aerogeneratori da 3,6 MW. Il parco di Sant'Alessandro si trova invece in Basilicata, dove l'azienda conta già una potenza installata di 171 MW, ora incrementata a 226 MW. Tale parco è costituito da 13 aerogeneratori da 3,45 MW. Miguel Stilwell d'Andrade, CEO di EDP e EDP Renewables, ha dichiara-

to quanto segue: "L'inizio dell'esercizio di questi due parchi eolici riconferma il nostro impegno nel mercato italiano e contribuisce all'ulteriore consolidamento del nostro portafoglio in Italia. Svolgiamo un ruolo chiave nello sviluppo dell'energia verde su questo mercato in cui è prevista una crescita significativa nel corso del prossimo decennio". Grazie all'entrata in esercizio di entrambi gli impianti, EDPR raggiunge la capacità operativa di 385 MW in Italia di cui circa 100 MW sono entrati in esercizio quest'anno. Tali progetti si inquadrano nell'impegno globale dell'azienda in tema di transizione energetica e nell'investimento di ca. 19 miliardi di euro previsto dal piano strategico per la realizzazione di ca. 20 GW di potenza rinnovabile entro il 2025.

EDP Renewables

<https://www.edpr.com/italy/>



SWITCH ha ricevuto il premio 'Il Logistico dell'Anno 2021' edizione n.17 durante il convegno organizzato da Assologistica, Assologistica Cultura e Formazione e dal giornale Euromerchi che si è svolto il 16 dicembre presso l'Auditorium Squinzi di Assolombarda a Milano. Il riconoscimento è stato consegnato al team di docenti e ricercatori Università Carlo Cattaneo-LIUC, partner di progetto, guidato dal prof. Fabrizio Dallari, Ordinario di Logistica e Supply Chain Management. La motivazione del premio sta nell'aver studiato e reso possibile un modello di trasporto intermodale che prevede l'integrazione del trasporto su gomma con il trasporto ferroviario anche su brevi percorrenze (inferiori ai 100 km). SWITCH è un progetto internazionale di logistica sostenibile finanziato da fondi europei, il cui obiettivo è l'introduzione di strumenti di conoscenza e programmazione nella gestione del trasporto intermodale dei materiali e rifiuti inerti tra Regione Lombardia e Canton Ticino.

"I materiali inerti come sassi, sabbia, ghiaia rappresentano circa il 30% delle merci movimentate tra Svizzera e Italia, e sono attualmente trasportati solo su gomma, generando un traffico di oltre 400 camion pesanti al giorno



Figura 1 – EDP Renewables
Monte Mattina

che si sommano alla grave situazione del traffico dei frontalieri”, ha commentato il prof. Dallari.

SWITCH ha studiato l’impiego di sistemi intermodali che prevedono l’integrazione del trasporto su gomma con quello ferroviario, al fine di ottimizzare il trasporto di inerti vergini dall’Italia verso la Svizzera e i rifiuti inerti dalla Svizzera verso l’Italia, valutandone gli impatti ambientali ed economici. Con questo progetto si sono potuti analizzare approfonditamente le norme sulla gestione degli inerti e la fattibilità infrastrutturale, logistica ed economica del trasporto intermodale, oltreché gli impatti ambientali anche in termini di ciclo di vita, attraverso un’analisi LCA (Life Cycle Assessment). È stato poi realizzato un software pubblico che consente di effettuare simulazioni di trasporto e, non ultimo, si è testato lo switch modale con un caso pilota realizzato a giugno 2021. I risultati di progetto sono stati messi a disposizione di tutti gli stakeholder del settore attraverso diversi strumenti pratici per dare avvio al cambiamento, a beneficio non solo di enti del governo del territorio e operatori del comparto, ma in modo più o meno diretto anche dei fruitori del sistema viario, i cittadini e i turisti.

Il Progetto SWITCH, è iniziato nel 2018 grazie al finanziamento ottenuto nell’ambito del programma INTERREG ITA-CH 2014-2020 con l’acronimo GeTRI (Gestione Trasporto Inerti Intermodale) finalizzato a promuovere il trasporto transfrontaliero intermodale dei materiali inerti tra Italia e Svizzera. Il gruppo di lavoro è formato dai Capofila Provincia di Varese e Repubblica e Cantone Ticino e dai partner di progetto Regione Lombardia, ARS Ambiente, Università Carlo Cattaneo-LIUC, FSS Cargo e Provincia di Como.

GeTRI – SWITCH

Paolo Landini,

paolo.landini@provincia.va.it

Giorgio Ghiringhelli,

ghiringhelli@arsambiente.it

Quorum PR – Giovanna Benvenuti

giovanna.benvenuti@quorum-pr.com

<https://www.switch-research.org/>

ARAP, LUCE GREEN NELLE AREE INDUSTRIALI

Il 16 dicembre 2021 è stato siglato il contratto tra Arap, Azienda Regionale Attività Produttive, e Hera Luce, società del Gruppo Hera tra i maggiori operatori nazionali nel settore dell’illuminazione pubblica, che prevede la sostituzione di 4mila punti luce con apparecchi a LED di ultima generazione nella sede centrale di Villanova di Ceparatti e nelle sedi di Avezzano, Sangro-Casoli, L’Aquila, Sulmona, Teramo e Vasto-San Salvo, per garantire, oltre a una notevole riduzione dei consumi, anche un importante miglioramento dell’estetica e della funzionalità degli ambienti di lavoro ed esterni.

Una nuova illuminazione destinata non solo a rendere esteticamente e funzionalmente rinnovate le sedi dell’azienda regionale Arap, ma anche a dare una grossa mano all’ambiente, con un risparmio energetico del 67% e 568 tonnellate in meno di CO₂ immesse ogni anno nell’atmosfera. Con i nuovi punti luce a Led l’azienda risparmierà 1.409.920 KWh all’anno, pari al consumo di energia annuo di 522 famiglie.

Hera Luce, infatti, non opera solo nell’ambito dell’illuminazione pubblica, realizzando progetti per Comuni e Pubbliche Amministrazioni, ma si offre come partner strategico anche per aziende che intendono riqualificare la propria illuminazione per diminuire i consumi energetici e studiare soluzioni smart per i propri ambienti. Hera Luce, grazie all’esperienza maturata su questo settore, è in grado di valutare e scegliere le soluzioni migliori presenti sul mercato, adattandole alle esigenze delle realtà in cui opera.

Il piano degli interventi

Il piano degli interventi si svilupperà in circa un anno e mezzo. Hera Luce provvederà alla riqualificazione di 4mila punti luce, usando la più efficace tecnologia a LED.

Prevista la sostituzione di oltre 900 lampioni ammalorati e la manutenzione, con verniciatura, di circa 200 sostegni, oltre che il rifacimento e la manutenzione di oltre 80 quadri elet-



trici e di oltre 17mila mt. linee interrate, aree e di derivazione. Insieme alla nuova illuminazione sarà implementato un innovativo sistema di telecontrollo, per consentire una più efficiente gestione dei punti luce anche da remoto, e sarà installato un orologio astronomico per rispondere alle reali esigenze di illuminazione degli ambienti.

Le finalità del progetto

Un progetto perfettamente allineato con le strategie del Green Deal Europeo che contribuisce concretamente al raggiungimento degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell’Agenda 2030 dell’ONU, grazie a un modello di illuminazione completamente circolare. I materiali utilizzati, infatti, potranno essere recuperati e rigenerati alla fine del ciclo di vita dell’impianto. Il progetto presentato, inoltre, è in linea con le strategie di carbon neutrality e di innovazione delle infrastrutture.

Sostenibilità, riduzione dell’impatto ambientale, miglioramento del comfort visivo, garanzia di maggior sicurezza e di continuità del servizio: con questa iniziativa, Arap implementa un sistema di illuminazione che valorizza ambiente, sviluppo tecnologico e territorio. Una vera e propria svolta dal punto di vista della sostenibilità ambientale e della sicurezza, valorizzata dal fatto che potrà essere realizzata senza oneri a carico dell’Azienda Regionale per le Attività Produttive: l’investimento, infatti, è finanziato da Hera Luce che lo recupererà grazie al risparmio energetico garantito dall’operazione.

Hera Luce

<http://www.heraluce.it/>



SUM2022

SESTO SIMPOSIO SULLA CIRCULAR ECONOMY
E L' URBAN MINING / 10TH ANNIVERSARY
CAPRI / 18-20 MAGGIO 2022

SCADENZA PER L'INVIO DEI PAPER:
15 FEBBRAIO 2022

Organizzato da
iwwg
International Waste Working Group

Il SUM 2022 – Sesto Simposio Internazionale sull'Economia Circolare e l'Urban Mining – si terrà dal 18 al 20 Maggio 2022 nella meravigliosa cornice di Capri, presso il Centro Congressi Comunale nel cuore della città.

In questa edizione ricorre il **10° anniversario** del Simposio. Il SUM rappresenta oggi il Forum di riferimento internazionale per il dibattito scientifico e tecnico sul recupero di risorse e riciclo di materiali dai rifiuti.

Il SUM 2022, organizzato dall'IWWG - International Waste Working Group, conta sul supporto scientifico di prestigiosi atenei italiani e stranieri: Università degli Studi di Padova, Hamburg University of Technology (DE), Denmark University of Technology (DK), TU Wien (AT), Università degli Studi di Roma "La Sapienza" (IT), Università degli Studi di Napoli "Federico II", University of Hong Kong (HK), Tsinghua University (CN).

TEMI DEL SIMPOSIO: APPROFONDISCI TUTTI GLI ARGOMENTI SUL SITO!

Concetti di recupero e riciclaggio di materiali e risorse / Prevenzione, minimizzazione e preparazione al riuso / Tecnologie per il recupero e la valorizzazione dei materiali / Materiali specifici nell' economia circolare / Landfill mining / Controllo della qualità nella filiera del riciclaggio / Trattamenti di valorizzazione di materiali e risorse / Chiusura del ciclo della materia nell'Economia Circolare / Aspetti economici e finanziari / Aspetti normativi e legali / Mezzi e strumenti per la valutazione dei progetti / Educazione, comunicazione, aspetti sociali e partecipazione pubblica / Soluzioni digitali per l'Economia Circolare / Waste architecture - Gestione dei rifiuti e spazio urbano / "Blue technologies" per l'economia circolare sostenibile / Economia Circolare e recupero di risorse nei paesi in via di sviluppo / Altro

INVIO LAVORI: SCADENZA 15 FEBBRAIO 2022

Gli autori interessati a presentare il proprio lavoro al SUM 2022 dovranno inviare una proposta tramite l'apposito form online entro il **15 Febbraio 2022**. I contributi possono essere presentati in forma di short paper (3-4 pagine) o articolo completo. Per ulteriori informazioni visitare il sito al seguente link: <https://www.sumsymposium.it/it/call-for-papers>

Tutti i lavori presentati, compresi gli articoli selezionati per la sessione poster, saranno pubblicati negli Atti del Simposio, con un ISBN dedicato. Gli autori degli articoli più interessanti presentati al SUM saranno invitati a presentare versioni estese del loro lavoro per la possibile pubblicazione su riviste scientifiche internazionali.

Per ulteriori informazioni si prega di contattare la Segreteria Organizzativa all'indirizzo papers@sumsymposium.it

con il patrocinio di:



SUM2022 Organising Secretariat:

Eurowaste srl / Via Beato Pellegrino 23, 35137 Padova, IT / +39 049 872698 / info@sumsymposium.it / www.sumsymposium.it



Facile da installare, facile
da gestire, facile da adattare
Fino al **99%** di inquinanti acidi
abbattuti



SOLVAIR[®]

Il nostro lavoro? Aiutare centinaia di operatori a gestire a costi contenuti le loro emissioni nel rispetto di normative sempre più severe, aumentando l'efficienza energetica dei loro impianti e migliorando i risultati industriali.

Come ci riusciamo? Offrendo soluzioni personalizzate a base di sodio per abbattere i gas acidi (HCl, SO_x, HF...) nei fumi di ogni tipo di attività industriale, in tutto il mondo.

CLEAN AIR SOLUTIONS FOR HIGHER PERFORMANCE.
solvairsolutions.com



INDEX



VOL. 8
NUM. 4
2021

EDITORIALS

Politics and science to tackle the climate challenge – *Paolo Cescon, Carlo Barbante*

ARTICLES

Biofiltration of gaseous effluents from a composting process: comparison between different packing media – *Andrea Re, Marco Schiavon, Vincenzo Torretta, Elisa Polvara, Marzio Invernizzi, Selena Sironi, Paolo Caruson*

Detection strategies by integrated geological and geophysical methods for the identification of landfill areas – *Daniela Tarallo, Antimo Angelino, Giuseppe Cavuoto, Massimo Contiero, Michele Iavarone, Massimiliano Lega, Nicola Pelosi, Michele Punzo, Paolo Scotto di Vettimo, Vincenzo Di Fiore*

Implementation of new parametrizations for organic aerosol modelling by CAMx: case study for the summer period in the Po valley – *Barbara Basla, Valentina Agresti, Alessandra Balzarini, Paolo Giani, Guido Pirovano, Stefania Gilardoni, Marco Paglione, Cristina Colombi, Claudio Belis, Vanes Poluzzi, Giovanni Lonati*

TECHNICAL-SCIENTIFIC COMMUNICATIONS

Analysis of the spill flow discharge in wastewater treatment plant combined sewer systems: a case study and regional regulations of reference – *Roberto Perin, Loredana Braidotti, Valentina Cabbai, Paolo Dreossi, Elisa Prodorutti, Gabriele Sandri, Alessandro Patriarca, Daniele Goi*

The new Unimore cross-sectorial course on sustainability skills – *Grazia Ghermandi, Francesca Despini*

Foto in copertina
di Riccardo Selvatico

ISSN e e-ISSN 2420-8256

Ingegneria dell'Ambiente per il 2021 è sostenuta da:

