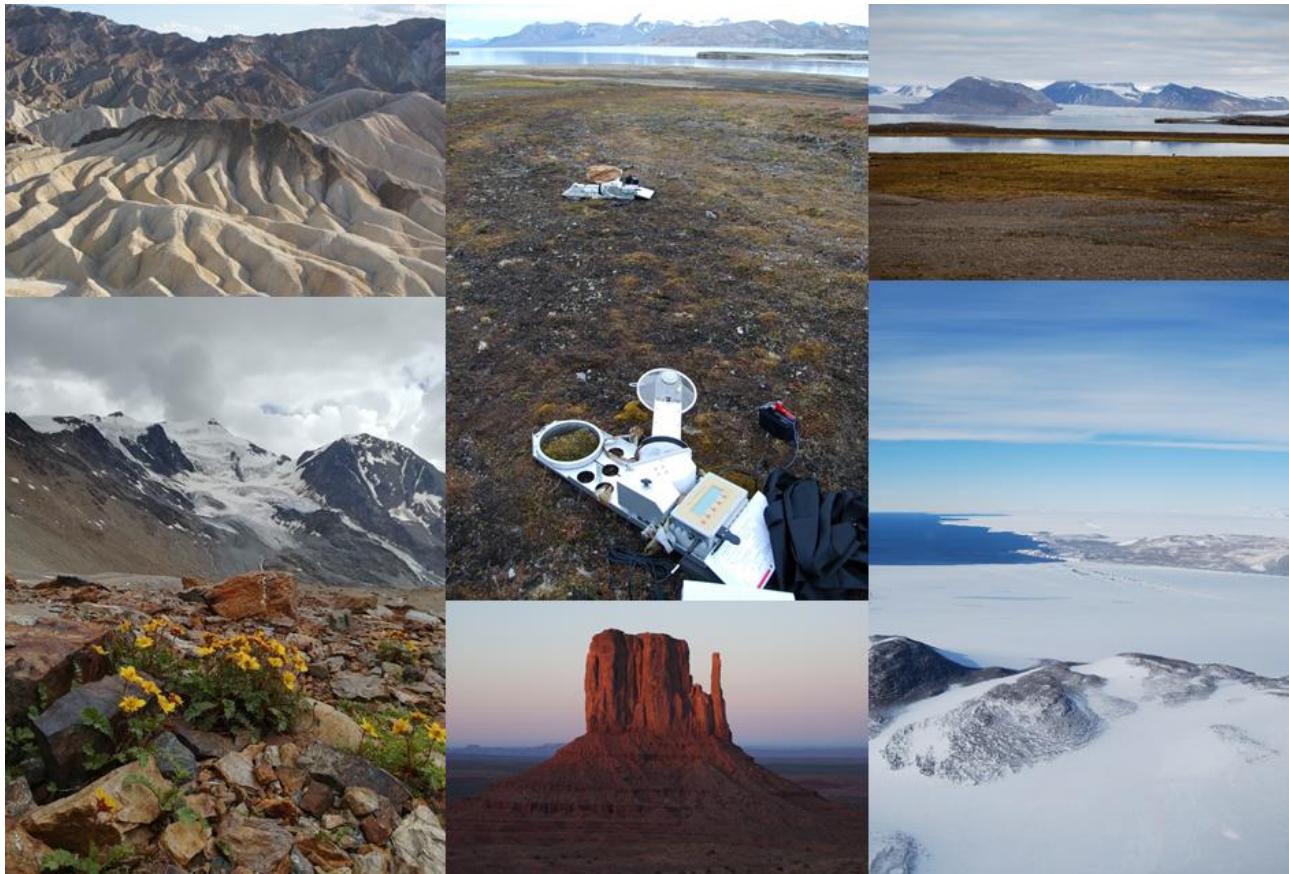




ATTI DEL CONVEGNO
“LO SCIENZIATO AMBIENTALE: SFIDE ED
OPPORTUNITÀ NEL MONDO DEL LAVORO E DELLA
SCIENZA”

Università degli Studi dell'Insubria



ATTI DEL CONVEGNO
“LO SCIENZIATO AMBIENTALE: SFIDE ED
OPPORTUNITÀ NEL MONDO DEL LAVORO E DELLA
SCIENZA”

3 Febbraio 2021

<https://www.facebook.com/uninsubria>

A cura di

Nicoletta Cannone, Roberta Bettinetti, Maurizio Brivio, Maria Francesca Ferrario, Ester Papa,
Andrea Spinazzè

Atti del Convegno “Lo Scienziato Ambientale: sfide ed opportunità nel mondo del lavoro e della scienza”. A cura di: N. Cannone, R. Bettinetti, M. Brivio, M.F. Ferrario, E. Papa, A. Spinazzè (Ed.). Varese, 3 Febbraio 2021, 75 pp.

ISBN 978-88-904708-5-1

Nicoletta Cannone Editore

Sommario

Prefazione – Nicoletta Cannone	3
Programma del Convegno	4
Microplastiche in acque lentiche - Arianna Bellasi, Roberta Bettinetti	6
Il Controllo di Insetti Invasivi con Metodi Alternativi alla Lotta Chimica: Controllo Biologico di <i>Drosophila suzukii</i> - Sara Caramella, Maristella Mastore, Maurizio F. Brivio	12
Evoluzione e conservazione di specie endemiche in ambienti acquatici mediante approcci multidisciplinari - Vanessa De Santis, Silvia Quadroni, Isabella Vanetti, Francesca Salmaso, Serena Zaccara, Giuseppe Crosa	17
Lo studio della fauna nel XXI secolo: al servizio della conservazione – Alessandro Berlusconi, Francesco Bisi, Giacomo Cremonesi, Alessandra Gagliardi, Alessio Martinoli, Maria Vittoria Mazzamuto, Carlo Morelli, Francesca Santicchia, Lucas Wauters, Damiano Giovanni Pretoni, Adriano Martinoli	24
Il ruolo delle guide ambientali nella divulgazione scientifica e nell’educazione alla sostenibilità - Paola Iotti	28
Dalle Alpi all’Antartide: impatti del Cambiamento Climatico sugli ecosistemi vegetali - Francesco Malfasi, Silvia Piccinelli, Nicoletta Cannone	30
Cambiamento climatico e innovazione tecnologica nello studio della criosfera - Stefano Ponti, Alessandro Longhi, Giulia Tarca, Silvia Picone, Giorgio Barresi, Mauro Guglielmin	37
Gli effetti ecologici di un evento estremo di sedimentazione su un fiume alpino regolato: la frana del Pizzo Cengalo e il fiume Mera - Silvia Quadroni, Francesca Salmaso, Paolo Espa, Isabella Vanetti, Vanessa De Santis, Serena Zaccara, Giuseppe Crosa	43
Validazione di modelli strutturali e deposizionali per lo studio di giacimenti di idrocarburi: quantificazione delle incertezze attraverso l’analisi di scenari alternativi - Raffaele Bitonte, Emanuele Scaramuzzo, Franz Livio, Alessandro Michetti	49
Dal campo alla scuola, come la corretta divulgazione aumenti la consapevolezza nei ragazzi – Alessandro Pobbiati, Mauro Guglielmin, Nicoletta Cannone	55
Biomasse per un futuro green - Gilberto Binda, Andrea Pozzi	61
Contaminazione ambientale da POPs: il caso dei PCB al SIN Brescia Caffaro - Elisa Terzaghi, Elisabetta Zanardini, Cristiana Morosini, Antonio Di Guardo	65
Alternative alla sperimentazione animale per la predizione della biotrasformazione di sostanze xenobiotiche nei mammiferi - Linda Bertato, Ilaria Casartelli, Nicola Chirico, Ester Papa	70
Esposizione a inquinanti da traffico in microambienti di transito: pendolari, autisti, riders - Davide Campagnolo, Francesca Borghi, Andrea Spinazzè, Andrea Cattaneo, Domenico Cavallo	74
Metodi in silico a supporto di decisioni regolatorie per l’uso sicuro delle sostanze chimiche - Mazzucotelli Matilda, Papa Ester, Hirmann Doris	79

Prefazione

Nicoletta Cannone¹

¹Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell’Insubria, via Valleggio 11, 22100, Como, Italia

Le tematiche ambientali costituiscono una priorità per lo sviluppo e il benessere della nostra società: in quanto troppo spesso si tende a dimenticare la dipendenza dell’uomo dall’ambiente, ritenendo le risorse del pianeta infinite e le possibilità del suo sfruttamento senza limiti. Un equilibrio tra le esigenze della natura e quelle dell’uomo è possibile, ma richiede una gestione consapevole e responsabile delle risorse, che deriva da una corretta conoscenza dell’ambiente nella sua complessità, e richiede l’integrazione tra il contributo del mondo della scienza ed il mondo del lavoro.

In questo contesto le problematiche emergenti legate al cambiamento climatico, recepite come priorità assoluta anche dall’Unione Europea nell’ambito del *Recovery Fund* e di *Next Generation Europe*, costituiscono un tema di importanza fondamentale e una futura e concreta opportunità di lavoro.

Questo convegno si propone come un momento di confronto e di sinergia tra coloro che si occupano di ambiente, sia nell’ambito del mondo del lavoro che in quello della ricerca scientifica, per offrire una panoramica relativa ad alcune tematiche ambientali prioritarie ed un’occasione di incontro per conoscere più da vicino la realtà degli studi ambientali.

PROGRAMMA DEL CONVEGNO

3 Febbraio 2021

Microplastiche in acque lentiche - *Arianna Bellasi, Roberta Bettinetti (Università dell'Insubria)*

Evoluzione e conservazione di specie endemiche in ambienti acquatici mediante approcci multidisciplinari - *Vanessa De Santis, Silvia Quadroni, Isabella Vanetti, Francesca Salmaso, Serena Zaccara, Giuseppe Crosa (Università dell'Insubria)*

Progettazione e ricerca applicata in ambiente acquatico: L'esperienza di GRAIA - *Cesare Puzzi (GRAIA Srl)*

Il Controllo di Insetti Invasivi con Metodi Alternativi alla Lotta Chimica: Controllo Biologico di *Drosophila suzukii* - *Sara Caramella, Maristella Mastore, Maurizio F. Brivio (Università dell'Insubria)*

Il ruolo delle guide ambientali nella divulgazione scientifica e nell'educazione alla sostenibilità - *Paola Iotti (Proteus)*

Dalle Alpi all'Antartide: impatti del Cambiamento Climatico sugli ecosistemi vegetali - *Francesco Malfasi, Silvia Piccinelli, Nicoletta Cannone (Università dell'Insubria)*

L'esperienza del Parco Nazionale dello Stelvio - *Alessandro Nardo (Direttore Parco Nazionale dello Stelvio)*

Cambiamento climatico e innovazione tecnologica nello studio della criosfera - *Stefano Ponti, Alessandro Longhi, Giulia Tarca, Silvia Picone, Giorgio Barresi, Mauro Guglielmin (Università dell'Insubria)*

INSUBRE-POLAR: la prima sede universitaria Italiana al Polo - *Nicoletta Cannone, Mauro Guglielmin, Giorgio Zamperetti (Università dell'Insubria)*

La sfida climatica nelle politica italiana e europea – On. Chiara Braga (Camera dei Deputati)

Gli effetti ecologici di un evento estremo di sedimentazione su un fiume alpino regolato: la frana del Pizzo Cengalo e il fiume Mera - *Silvia Quadroni, Francesca Salmaso, Paolo Espa, Isabella Vanetti, Vanessa De Santis, Serena Zaccara, Giuseppe Crosa (Università dell'Insubria)*

Validazione di modelli strutturali e deposizionali per lo studio di giacimenti di idrocarburi: quantificazione delle incertezze attraverso l'analisi di scenari alternativi - *Raffaele Bitonte, Emanuele Scaramuzzo, Franz Livio, Alessandro Michetti (Università dell'Insubria)*

Dalla ricerca polare alla geologia ambientale dei siti contaminati - *Davide Boschi (Studio Prealpino di Geologia-SPG)*

Dal campo alla scuola, come la corretta divulgazione aumenti la consapevolezza nei ragazzi –
Alessandro Pobbiati (Istituto San Girolamo Emiliani)

Biomasse per un futuro green - *Gilberto Binda, Andrea Pozzi (Università dell’Insubria)*

Contaminazione ambientale da POPs: il caso dei PCB al SIN Brescia Caffaro - *Elisa Terzaghi, Elisabetta Zanardini, Cristiana Morosini, Antonio Di Guardo (Università dell’Insubria)*

Alternative alla sperimentazione animale per la predizione della biotrasformazione di sostanze xenobiotiche nei mammiferi - *Linda Bertato, Ilaria Casartelli, Nicola Chirico, Ester Papa (Università dell’Insubria)*

Le competenze dello Scienziato Ambientale a servizio della gestione dei rifiuti - *Federico Poli (La Filippa Srl)*

Esposizione a inquinanti da traffico in microambienti di transito: pendolari, autisti, riders - *Davide Campagnolo, Francesca Borghi, Andrea Spinazzè, Andrea Cattaneo, Domenico Cavallo (Università dell’Insubria)*

Microplastiche in acque lentiche, il ruolo dei sedimenti

Arianna Bellasi¹, Roberta Bettinetti²

¹*Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell’Insubria, via Valleggio 11, 22100, Como, Italia; abellasi@uninsubria.it*

²*Dipartimento di Scienze Umane e di Innovazione per il Territorio, Università degli Studi dell’Insubria, via Valleggio 11, 22100, Como, Italia; roberta.bettinetti@uninsubria.it*

Introduzione

La plastica è un materiale leggero, duraturo, versatile ed economico che ha trovato applicazione in svariati ambiti della vita quotidiana e, proprio grazie a queste sue caratteristiche, è il materiale attualmente più prodotto ed utilizzato al mondo. Nonostante le sue qualità, il suo uso smodato, insieme ad una cattiva gestione dei rifiuti da essa derivanti, hanno fatto sì che questa sia attualmente presente in ogni comparto ambientale (Chen, Feng, & Wang, 2020; Duarte & A, 2019; Jambeck et al., 2015).

A risentire di più di questa forma di inquinamento è senza dubbio l’ambiente acquatico (Klein, 2015; Bellasi et al. 2020) e infatti si stima che ogni anno 4812,7 milioni di tonnellate di plastica vengano immesse, mediante scarico diretto o per trasporto dall’ambiente terrestre, negli oceani di tutto il mondo (Aljaibachi and Callaghan, 2018).

Il problema principale legato all’inquinamento da plastica nei corpi idrici è che questa può permanere all’interno dell’ecosistema per un periodo molto lungo (Zbyszewski and Corcoran, 2011), andando incontro a processi di deterioramento che ne alterano le caratteristiche chimico-fisiche (Shah et al., 2008), promuovendo l’interazione con altri contaminanti presenti in acqua (Vieira et al., 2021), e favorendo la formazione di micro (e nano) plastiche (MPs).

A causa delle dinamiche di sedimentazione e di alterazione delle MPs, queste tendono a concentrarsi con molta facilità nel sedimento (Cole et al., 2016; Zalasiewicz et al., 2016), che è anche una zona di accumulo per i contaminanti idrofobici e i metalli antropogenici (Galgani et al., 2011; Zhang et al., 2017). Purtroppo non è ancora stato sviluppato un protocollo standard che consenta di separare in modo efficace e preciso le particelle plastiche dal sedimento (Prata et al., 2019). La tecnica maggiormente usata in letteratura prevede la separazione per densità utilizzando soluzioni saline che però spesso vengono prodotte con reagenti molto costosi e al contempo pericolosi. L’obiettivo è

dunque quello di individuare una tecnica di separazione per densità che sia efficace, economica e *ecofriendly*.

Materiali e Metodi

Dal momento che una soluzione satura di NaCl non raggiunge una densità sufficiente per la separazione completa delle MPs, il metodo proposto prevede l'utilizzo di una soluzione satura di NaCl + 100% (peso/volume) di saccarosio. La soluzione è stata preparata sciogliendo NaCl in acqua deionizzata e aggiungendo piccole aliquote di saccarosio, favorendone la dissoluzione utilizzando un agitatore magnetico con piastra riscaldata (40°C). Tale soluzione è stata preliminarmente utilizzata per verificare il comportamento delle MPs (PP, PS, PE, PVC, PET), create frammentando meccanicamente oggetti di dimensioni maggiori. Poiché i test preliminari hanno evidenziato la possibilità di utilizzare in modo efficace tale soluzione per separare le MPs più leggere e, in parte, anche PET e PVC, sono state quindi condotte delle prove su aliquote di sedimenti artificialmente arricchiti con un numero noto di MPs al fine di verificarne l'applicabilità anche a matrici più complesse.

L'esperimento è stato condotto miscelando i sedimenti e la soluzione all'interno di un imbuto separatore. Dopo la separazione del sedimento dalla soluzione, questa è stata direttamente raccolta all'interno di un apparato Buchner e sottoposta a filtrazione per verificare l'avvenuto reclutamento delle particelle plastiche aggiunte in precedenza al sedimento. Al fine di poter avere dei risultati affidabili, il test è stato condotto in triplicato.

Risultati e Discussione

Al fine di valutare l'efficienza del metodo proposto, è stata calcolata la percentuale di MPs separate in ciascun test (Tab.1).

Come è possibile dedurre dai dati presentati nella Tabella 1, in tutti e 3 i test condotti è stato possibile separare più della metà delle MPs originariamente aggiunte ai sedimenti.

Nella Figura 1 è evidenziato il tasso di recupero medio ottenuto per ciascun polimero sulla base di tutti i test condotti.

In relazione alla loro minore densità, PP e PE mostrano un tasso di recupero che varia dal 90% al 100%, mentre PS presenta un recupero leggermente inferiore.

Tabella 1: tassi di recupero ottenuti per ciascun test. %R.R. indica il tasso di recupero percentuale per ciascuna tipologia di polimero; % R.R. media indica il tasso di recupero medio, considerando tutti i polimeri, per ciascun test

	TEST 1			
	recupero n. 1	recupero n. 2	recupero n. 3	% R.R.
PP	9	0	0	90%
PE	8	1	0	90%
PS	5	2	2	90%
PET	8	0	0	80%
PVC	6	0	1	60%
media				82%
	TEST 2			
	recupero n. 1	Recupero n. 2	recupero n. 3	% R.R.
PP	8	2	0	100%
PE	9	1	0	100%
PS	3	5	0	80%
PET	4	1	1	60%
PVC	3	1	1	50%
media				78%
	TEST 3			
	recupero n. 1	recupero n. 2	recupero n. 3	% R.R.
PP	6	4	0	100%
PE	7	2	0	90%
PS	7	3	0	100%
PET	6	1	1	80%
PVC	3	1	1	50%
media				84%

Questo aspetto potrebbe essere anche un errore sistematico legato alla forma dei frammenti che favorisce l'intrappolamento tra il sedimento, o alla colorazione. I frammenti di PS, derivanti da bicchieri usa e getta, erano bianchi come i filtri e quindi il tasso di recupero leggermente più basso rispetto PE e PP potrebbe essere legato ad una carenza dell'operatore.



Figura 1: recupero percentuale medio per ciascun polimero

Nonostante questo, l'aggiunta di saccarosio ad una soluzione satura di NaCl consente di aumentare leggermente la densità tanto da poter recuperare in parte anche polimeri più pesanti quali PET e PVC. Questa potrebbe dunque essere una buona strategia per aumentare la densità della soluzione satura, senza ricorrere all'impiego di reagenti costosi e pericolosi come $ZnCl_2$ o $CaCl_2$.

Conclusioni

L'impiego di saccarosio per aumentare la densità di una soluzione satura di NaCl potrebbe essere una valida alternativa ai metodi sin ora riportati in letteratura, sia in termini ecologici che economici. Nonostante i risultati siano abbastanza soddisfacenti, comunque, il procedimento presentato necessita di essere messo ulteriormente a punto al fine di superare alcuni ostacoli pratici che potrebbero presentarsi durante il processo di separazione e compromettere la bontà dei risultati ottenuti.

Referenze

- Aljaibachi, R., Callaghan, A., 2018. Impact of polystyrene microplastics on *Daphnia magna* mortality and reproduction in relation to food availability. PeerJ 6, e4601.
<https://doi.org/10.7717/peerj.4601>
- Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., Bettinetti, R., 2020. Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms. Environments 7, 30.
<https://doi.org/10.3390/environments7040030>

- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Chen, G., Feng, Q., Wang, J., 2020. Science of the Total Environment Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Sci. Total Environ.* 703, 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>
- Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., Galloway, T.S., 2016. Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. *Environ. Sci. Technol.* 50, 3239–3246. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05905>
- Duarte, A.C., A, T.R., 2019. Microplastics in soils : assessment , analytics and risks 18–30.
- Galgani, F., Ellerbrake, K., Fries, E., Goreux, C., 2011. Marine pollution: Let us not forget beach sand. *Environ. Sci. Eur.* 23, 40. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-40>
- Imhof, H.K., Ivleva, N.P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C., 2013. Supplemental information: Beyond the ocean: Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr. Biol.* 23, 1–15. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382034-1.00009-8>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrade, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. *Jambeck 2015* 347, 768–771.
- Klein, S., 2015. Microplastics in Freshwater Systems : Analysis , Occurrence , and Sorption of Organic Contaminants.
- Li, J., Liu, H., Paul Chen, J., 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S., 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnol. Adv.* 26, 246–265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>
- Vieira, Y., Lima, E.C., Foletto, E.L., Dotto, G.L., 2021. Microplastics physicochemical properties, specific adsorption modeling and their interaction with pharmaceuticals and other emerging contaminants. *Sci. Total Environ.* 753, 141981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141981>
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Ivar do Sul, J.A., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W.,

- Summerhayes, C., Wagreich, M., Williams, M., Wolfe, A.P., Yonan, Y., 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene* 13, 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002>
- Zbyszewski, M., Corcoran, P.L., 2011. Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water. Air. Soil Pollut.* 220, 365–372. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0760-6>
- Zhang, G., Bai, J., Xiao, R., Zhao, Q., Jia, J., Cui, B., Liu, X., 2017. Heavy metal fractions and ecological risk assessment in sediments from urban, rural and reclamation-affected rivers of the Pearl River Estuary, China. *Chemosphere* 184, 278–288. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.155>

Il controllo di insetti invasivi con metodi alternativi alla lotta chimica: metodi di lotta biologica per il controllo di *Drosophila suzukii* (Diptera).

Sara Caramella¹, Maristella Mastore¹, Andrea Cucchiani¹, Maurizio F. Brivio¹.

¹Laboratorio di Immunologia Comparata e Parassitologia, Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate (DiSTA), Università degli Studi dell’Insubria, Varese, Italia.

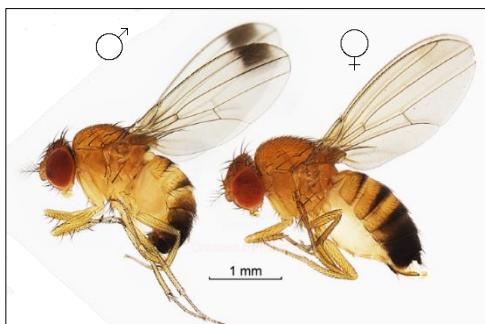
Introduzione

Diversi fattori, come il cambiamento climatico, viaggi e scambi internazionali, hanno favorito lo spostamento di specie invasive dai loro habitat originali; molte di queste specie aliene si sono insediate in nuovi territori in cui mancano competitori naturali.

Il dittero *Drosophila suzukii* (Fig. 1), conosciuto come Spotted Wing Drosophila (SWD), è un insetto endemico invasivo originario del Sud-Est asiatico, che ha recentemente colonizzato i paesi occidentali (Asplen et al. 2015). SWD è un parassita fitofago della frutta a buccia sottile (Lee et al. 2011; Walsh et al. 2011), la femmina adulta fecondata depone le uova mediante un ovopositore nell’endocarpo dei frutti, di cui le larve si nutrono in fase di sviluppo, danneggiandolo (Van Timmeren e Isaacs, 2013; Green et al. 2019).

Il controllo della diffusione di questo insetto viene convenzionalmente condotto mediante pesticidi di sintesi, che oltre alla nota pericolosità ambientale e per la salute umana ed animale, non sempre risultano essere efficaci, perché concentrandosi sulla buccia del frutto, difficilmente raggiungono l’endocarpo (Bruck et al., 2011). Una possibile alternativa ai pesticidi è il controllo biologico, effettuato mediante organismi e microrganismi (bioinsetticidi), tra di essi il batterio *Bacillus thuringiensis* (Melo et al., 2016) e il nematode entomopatogeno *Steinernema carpocapsae* sono stati oggetto dei nostri recenti studi (Castillo et al. 2011).

Pur essendo indiscutibile il loro minor impatto ambientale, i bioinsetticidi presentano dei limiti di efficacia correlati ai fattori climatici, ai metodi e ai tempi di somministrazione (Lee et al., 2016; Mastore et al. 2019); quindi, per un efficace controllo della SWD, è necessario mettere a punto metodi di lotta biologica che permettano il controllo della popolazione in tempi il più possibile rapidi, dato



endemico invasivo originario del Sud-Est asiatico, che ha recentemente colonizzato i paesi occidentali (Asplen et al. 2015).

SWD è un parassita fitofago della frutta a buccia sottile (Lee et al. 2011; Walsh et al. 2011), la femmina adulta fecondata depone le uova mediante un ovopositore nell’endocarpo dei frutti, di cui le larve si nutrono in fase di sviluppo,

danneggiandolo (Van Timmeren e Isaacs, 2013; Green et al. 2019).

Il controllo della diffusione di questo insetto viene convenzionalmente condotto mediante pesticidi di sintesi, che oltre alla nota pericolosità ambientale e per la salute umana ed animale, non sempre risultano essere efficaci, perché concentrandosi sulla buccia del frutto, difficilmente raggiungono l’endocarpo (Bruck et al., 2011). Una possibile alternativa ai pesticidi è il controllo biologico, effettuato mediante organismi e microrganismi (bioinsetticidi), tra di essi il batterio *Bacillus thuringiensis* (Melo et al., 2016) e il nematode entomopatogeno *Steinernema carpocapsae* sono stati oggetto dei nostri recenti studi (Castillo et al. 2011).

Pur essendo indiscutibile il loro minor impatto ambientale, i bioinsetticidi presentano dei limiti di efficacia correlati ai fattori climatici, ai metodi e ai tempi di somministrazione (Lee et al., 2016; Mastore et al. 2019); quindi, per un efficace controllo della SWD, è necessario mettere a punto metodi di lotta biologica che permettano il controllo della popolazione in tempi il più possibile rapidi, dato

che il tempo che intercorre tra somministrazione e neutralizzazione dell'insetto, è fondamentale per preservare l'integrità delle specie vegetali infestate.

Nel nostro laboratorio ci occupiamo da diversi anni di studiare le interazioni tra insetti potenzialmente pericolosi, in particolare fitofagi, e potenziali entomopatogeni con cui implementare e mettere a punto metodi di lotta biologica; come accennato, lo scopo di questa fase della ricerca è stato valutare gli effetti letali sulle larve di *D. suzukii*, di Bt e Sc somministrati individualmente, o in combinazione. I dati ottenuti mediante test di somministrazione individuale dei due bioinsetticidi si sono rivelati efficaci, ma hanno richiesto tempi piuttosto lunghi per il controllo della popolazione. Per questo motivo abbiamo modificato i test di laboratorio utilizzando i due bioinsetticidi in combinazione, con somministrazione simultanea o sfasata nel tempo (*time-shift*).

Materiali e Metodi

Insetto bersaglio e bioinsetticidi

Le larve di *D. suzukii* erano allevate in laboratorio su una dieta specifica e mantenute per la riproduzione in una camera climatica (25 °C, 45% RH, ciclo luce-buio 12:12h).

La suscettibilità di *D. suzukii* ai bioinsetticidi è stata saggia mediante somministrazione di *S. carpocapsae* e *B. thuringiensis* a varie concentrazioni.

Test di suscettibilità di *D. suzukii* a *B. thuringiensis* e *S. carpocapsae*

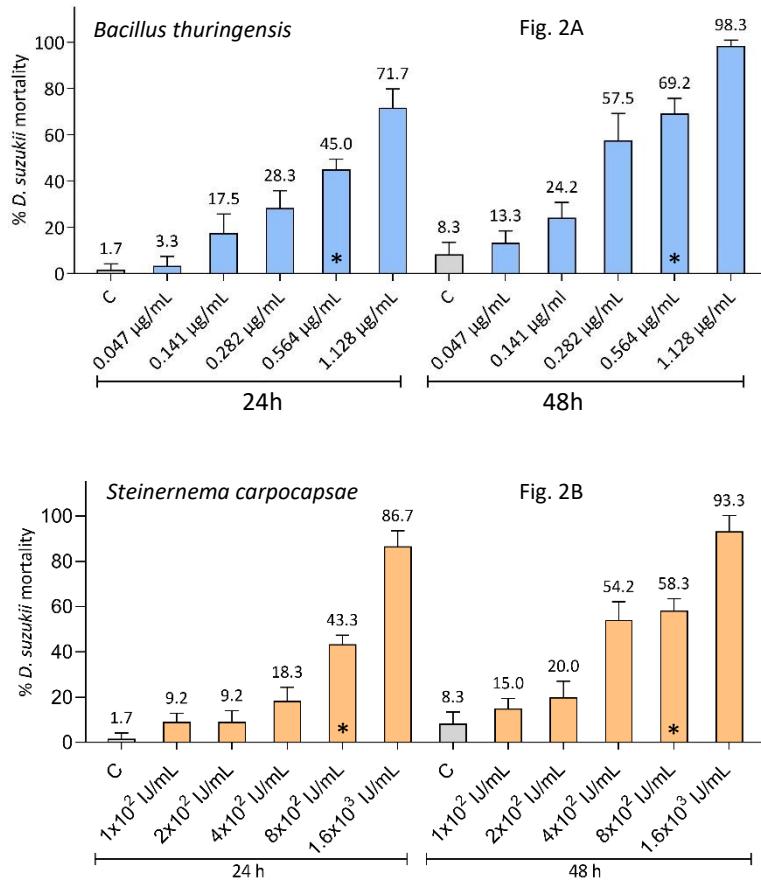
Come metodo di somministrazione enterale dei bioinsetticidi entomopatogeni nei *trials* di laboratorio, abbiamo utilizzato una trappola in agar su petri; l'agar-trap consiste in capsule di petri riempite con un sottile strato di agar morbido addittivato con saccarosio; lo strato di agar è appetibile e adeguatamente trasparente per permettere un'accurata valutazione della morfologia quindi della vitalità delle larve trattate.

In tutti i saggi, le agar-trap contenevano 20 larve di *D. suzukii* allo stadio L2, mantenute a 25°C e 45% di umidità relativa in una camera climatica, I test sono stati ripetuti in triplo e la mortalità delle larve è stata valutata a tempi diversi dopo la somministrazione degli entomopatogeni a concentrazioni crescenti.

Prima di valutare gli effetti della somministrazione combinata di Bt e Sc su *D. suzukii*, è stato verificato che la formulazione di Bt non avesse effetti negativi sulla vitalità di Sc.

Risultati

I test iniziali hanno permesso di valutare l'efficacia dei singoli bioinsetticidi in relazione alla concentrazione somministrata e al tempo di applicazione.



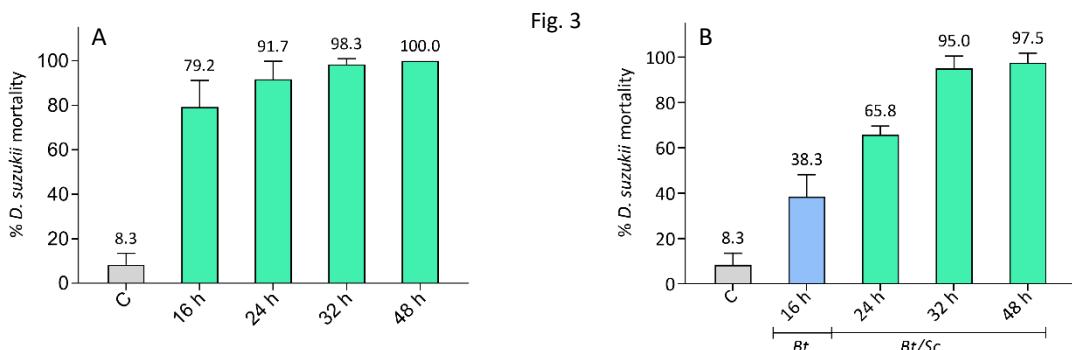
bioinsetticida dose e tempo-dipendente. Valori superiori al 90% si ottengono solo dopo 48 ore di trattamento alla concentrazione più elevata (1.6×10^3 IJ/mL). I dosaggi somministrati variavano tra 1×10^2 IJ/mL e 1.6×10^3 IJ/mL.

I dati descritti ci hanno permesso di calcolare le LC50 per i due entomopatogeni e utilizzare questi dosaggi (*0.564 µg/mL per Bt e 8×10^2 IJ/mL per Sc) per i test di somministrazione combinata. Come accennato precedentemente l'obiettivo è migliorare l'efficienza del trattamento riducendo le concentrazioni e il tempo di applicazione. Abbiamo quindi effettuato i successivi saggi somministrando Bt e Sc simultaneamente al t=0 (Fig. 3A) o con un *time-shift* di 16 ore (Bt al t=0 + Sc a t=16 ore) (Fig. 3B).

Il primo saggio è stato effettuato con Bt a concentrazioni variabili (da 0.047 µg/mL a 1.128 µg/mL); il test è stato seguito valutando il tasso di mortalità a 24 e 48 ore. Come si può osservare dal grafico (Fig. 2A), il tasso di mortalità raggiunge valori elevati (considerati ottimali per il controllo del dittero) solo alla più alta concentrazione, dopo 48 ore di trattamento (98.3 % di mortalità).

Un analogo test è stato condotto in singolo con lo stadio infettivo (IJ) di Sc, anche in questo caso i risultati (Fig. 2B) hanno evidenziato un'efficacia del

I risultati (Fig. 3, A e B) evidenziano come l’acquisizione per via enterale della combinazione dei due bioinsetticidi, induca un significativo incremento di letalità a tempi più brevi rispetto ai singoli



trattamenti. In particolare la somministrazione simultanea (Fig. 3, A) risulta in un tasso di mortalità dell’80% già con 16 ore di trattamento, e raggiunge quasi la mortalità totale del campione analizzato in 32 ore.

Conclusioni

Questo è il primo report che valuta la possibile combinazione di un microorganismo patogeno, *B. thuringiensis*, e di un metazoo entomopatogeno, *S. carpocapsae*, somministrati in combinazione per il controllo biologico di larve di *D. suzukii*. I dati ottenuti sono estremamente incoraggianti e rappresentano un buon punto di partenza per la messa a punto di metodi di controllo della diffusione di questo insetto invasivo con metodi alternativi e compatibili a livello ambientale, allo scopo di evitare massivo l’uso di pesticidi di sintesi.

Bibliografia

- Asplen MK, Anfora G, Biondi A et al (2015) Invasion biology of spotted wing Drosophila (*Drosophila suzukii*): a global perspective and future priorities. *J Pest Sci* 88:469-494.
- Bruck D. J., M. Bolda, L. K. Tanigoshi, et al. (2011). Laboratory and field comparisons of insecticides to reduce infestation of *Drosophila suzukii* in berry crops. *Pest Management Science* 67: 1375–1385.
- Castillo JC, Reynolds SE, Eleftherianos I (2011) Insect immune responses to nematode parasites. *Trends Parasitol* 27:537-547.

- Green JE, Cavey M, Médina Caturegli E et al (2019) Evolution of ovipositor length in *Drosophila suzukii* is driven by enhanced cell size expansion and anisotropic tissue reorganization. *Curr Biol* 29:2075-2082e6.
- Lee JC, Bruck DJ, Curry H, et al (2011) The susceptibility of small fruits and cherries to the spotted-wing drosophila, *Drosophila suzukii*. *Pest Manag Sci* 67:1358-1367.
- Lee JH, Dillman AR, Hallem EA (2016) Temperature-dependent changes in the host-seeking behaviors of parasitic nematodes. *BMC Biol* 14:36. <https://doi.org/10.1186/s12915-016-0259-0>
- Mastore M, Quadroni S, Toscano A et al (2019) Susceptibility to entomopathogens and modulation of basal immunity in two insect models at different temperatures. *J Thermal Biol* 79:15-23.
- Melo AL, Soccol VT, Soccol CR (2016) *Bacillus thuringiensis*: mechanism of action, resistance, and new applications: a review. *Crit Rev Biotechnol* 36: 317-326.
- Van Timmeren S, Isaacs R. (2013). Control of spotted wing drosophila, *Drosophila suzukii*, by specific insecticides and by conventional and organic crop protection programs. *Crop Prot*. 54, 126–133.
- Walsh DB, Bolda MP, Goodhue RE et al (2011) *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae): Invasive pest of ripening soft fruit expanding its geographic range and damage potential. *J Integr Pest Manag* 2:1-7.

Evoluzione e conservazione di specie endemiche in ambienti acquatici mediante approcci multidisciplinari.

Vanessa De Santis¹, Silvia Quadroni¹, Isabella Vanetti¹, Francesca Salmaso¹, Serena Zaccara¹, Giuseppe Crosa¹

¹Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell’Insubria, Varese

Introduzione

L’introduzione di specie esotiche è una delle principali cause di alterazione della struttura degli ecosistemi e gli ecosistemi d’acqua dolce sono tra i più colpiti da questo fenomeno (Gallardo et al., 2016). Gli impatti delle invasioni biologiche possono verificarsi a diversi livelli di organizzazione biologica attraverso meccanismi diretti (es. interazioni trofiche) e/o indiretti (es. alterazioni del comportamento) (Jackson et al., 2017). L’introduzione di specie esotiche può favorire il contatto tra taxa precedentemente isolati da un punto di vista biogeografico a cui possono seguire fenomeni di ibridazione, causando un processo di omogeneizzazione genetica che può culminare con la perdita di biodiversità locale. Non è escluso che l’ibridazione possa provocare anche effetti che si estendono a più membri dell’ecosistema. Gli ibridi infatti possono presentare caratteristiche ecologiche e biologiche diverse rispetto alle specie parentali, attraverso la combinazione dei tratti di quest’ultime oppure manifestando fenotipi completamente diversi, portando gli ibridi ad avere delle interazioni diverse nell’ecosistema invaso (Matsuzaki et al. 2010). Questi impatti sono difficili da rilevare a causa della complessità dei meccanismi coinvolti che richiedono l’impiego di diverse tecniche di analisi. Le specie ittiche d’acqua dolce del genere *Barbus* sono state utilizzate come modelli per comprendere le conseguenze biologiche ed ecologiche derivanti dal processo di ibridazione. Il genere *Barbus* è rappresentato in Italia da quattro specie native vicarianti (*B. tyberinus*; *B. plebejus*; *B. samniticus* e *B. fucini*) che popolano indipendentemente il tratto medio dei principali corsi d’acqua di diversi distretti ittiogeografici (Lorenzoni et al., 2021). Dai primi anni ’90 è stato introdotto in Italia il barbo Europeo (*B. barbus*) che condivide con le specie native italiane la stessa valenza ecologica e con le quali è in grado di ibridarsi e dare origine a prole fertile. In breve tempo, gli ibridi, in grado anche di reincrociarsi con le specie parentali, hanno dato luogo al processo di introgressione, causando il declino delle popolazioni native (Meraner et al., 2013). Lo scopo di questo lavoro è indagare le conseguenze ecologiche derivate dell’invasione di *B. barbus*, mettendo in luce possibili differenze in termini di ecologia trofica (dieta e nicchia trofica) e tratti biologici (struttura demografica, accrescimento, condizione corporea) delle forme ibride rispetto alle forme pure.

Materiali e Metodi

Sono stati selezionati quattro fiumi del centro Italia, afferenti ai distretti ittiogeografici Tosco-Laziale (TL) e Padano-Veneto (PV), popolati rispettivamente dalle specie native *B. tyberinus* e *B. plebejus*. Per ciascun distretto, sono state scelte popolazioni di barbi pure (PVp e TLp) e popolazioni ibride con l'esotico *B. barbus* (PVi e TLi) (Zaccara et al., 2020). I pesci sono stati campionati a luglio 2019 mediante elettropesca ed ogni pesce catturato è stato anestetizzato, pesato e misurato (lunghezza totale (cm)). Per consentire la determinazione dell'età mediante scalimetria, sono state prelevate da ciascun pesce 3-5 scaglie. I dati ottenuti sono stati elaborativi al fine di: determinare la struttura demografica (n° individui/classe d'età), esaminare l'accrescimento (relazione classe d'età-lunghezza) e l'indice di condizione corporea (residui della regressione lineare tra peso e lunghezza) di ciascuna popolazione. Un sotto-campione di circa 20 pesci per popolazione è stato sottoposto ad eutanasia (overdose di anestetico) per consentire l'analisi dei contenuti stomachali (GCA). Il contenuto degli stomaci è stato esaminato allo stereomicroscopio ed ogni categoria alimentare è stata identificata al livello tassonomico più basso possibile, stimando il volume occupato da ciascuna di queste categorie (dallo 0 al 100%) rispetto al volume totale del contenuto. Le differenze nella composizione della dieta e nella dimensione della nicchia trofica tra popolazioni ibride e pure sono state testate mediante tecniche di analisi multivariata (nMDS, PERMAOVA). Infine, un'ulteriore sotto-campione di barbi (10/popolazione) è stato selezionato per l'analisi degli isotopi stabili di carbonio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C} = \delta^{13}\text{C}$) e azoto ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N} = \delta^{15}\text{N}$) delle scaglie di ciascun pesce, per avere una ricostruzione integrata nel tempo della posizione trofica e della nicchia trofica di ciascuna popolazione. I dati ottenuti sono stati analizzati mediante statistica Bayesiana in appositi pacchetti disponibili per il software R (R core team, 2019).

Risultati e Discussione

Tra le 4 popolazioni sono state identificate 7 classi di età (0+-6+). Nelle popolazioni pure, la classe d'età più frequente è stata la 2+ mentre nelle popolazioni ibride la 1+, evidenziando una simile struttura demografica in tutte le popolazioni (Figura 1a). A parità di classe d'età, gli ibridi hanno raggiunto lunghezze totali significativamente maggiori a partire dal secondo anno di età (MANOVA: $F_{2,245} = 31.67$, $p < 0.001$; Figura 1b). Sebbene sia stata riscontrata una differenza significativa nella relazione tra lunghezza e peso tra le popolazioni (ANCOVA: $F_{3, 293} = 1430$, $p < 0.001$), l'indice di condizione corporea è risultato essere simile (≈ 0), indicando così una buona condizione sia delle popolazioni ibride sia delle popolazioni pure. Questi risultati indicano che gli ibridi non presentano svantaggi nella fitness rispetto alle specie parentali (processo noto come vigore degli ibridi) spiegando così il motivo della loro diffusione. Infatti, la maggiore dimensione corporea raggiunta dagli ibridi

potrebbe favorirne la riproduzione perché in grado di deporre un numero di uova maggiore oppure perché le femmine di maggiore dimensioni attraggono un numero maggiore di maschi (selezione sessuale) rispetto alle femmine native di minor dimensioni.

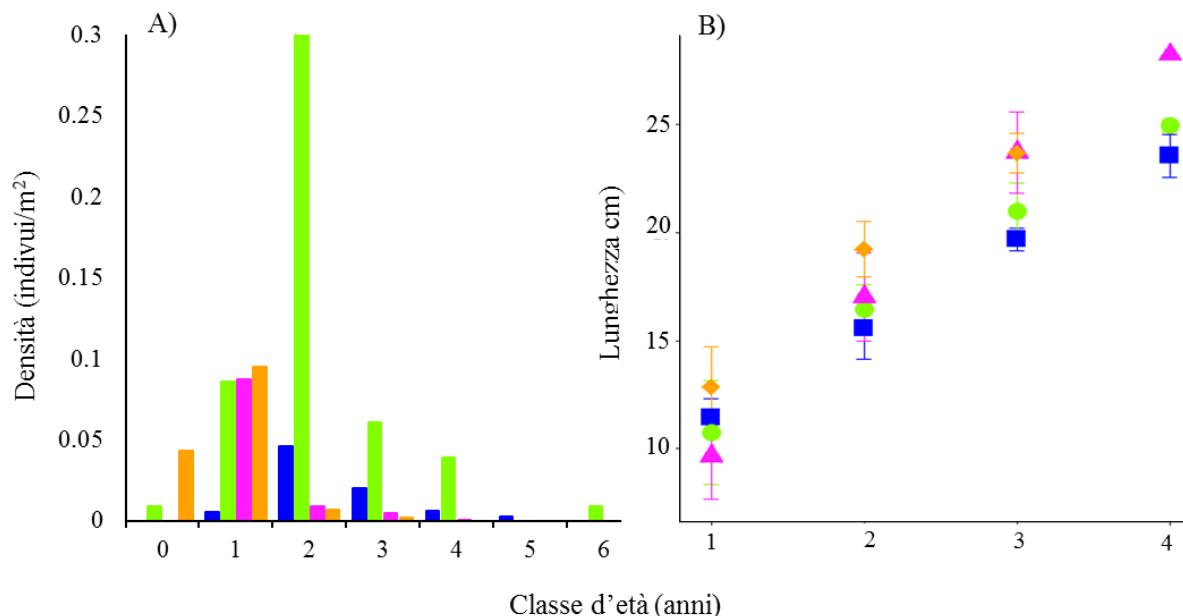


Figura 1. (A) Struttura demografica delle quattro popolazioni in cui ciascuna barra indica la densità (n° individui per m²) per classe d'età dei pesci campionati rispettivamente in PVp, (blu) TLp (verde), PVi (rosa) e TLi (arancione); (B) Lunghezza totale media (e deviazione standard) dei barbi delle classi d'età comprese tra 1+ e 4+ campionati in PVi (triangoli rosa), PVp (quadrati blu), TLp (cerchi verdi) e TLi (rombi arancioni).

Sono state identificate differenze significative nella composizione della dieta delle 4 popolazioni (PERMANOVA: $F_{3,69} = 14.75$, $R^2 = 0.40$; $p < 0.001$). Nelle popolazioni pure, è emersa una strategia alimentare generalista in cui diverse prede (principalmente macroinvertebrati) sono state consumate occasionalmente da diversi individui (alta frequenza ma bassa abbondanza; Figura 2), mentre nelle popolazioni ibride alcuni individui si sono specializzati su piccoli pesci (bassa frequenza ma alta abbondanza; Figura 2).

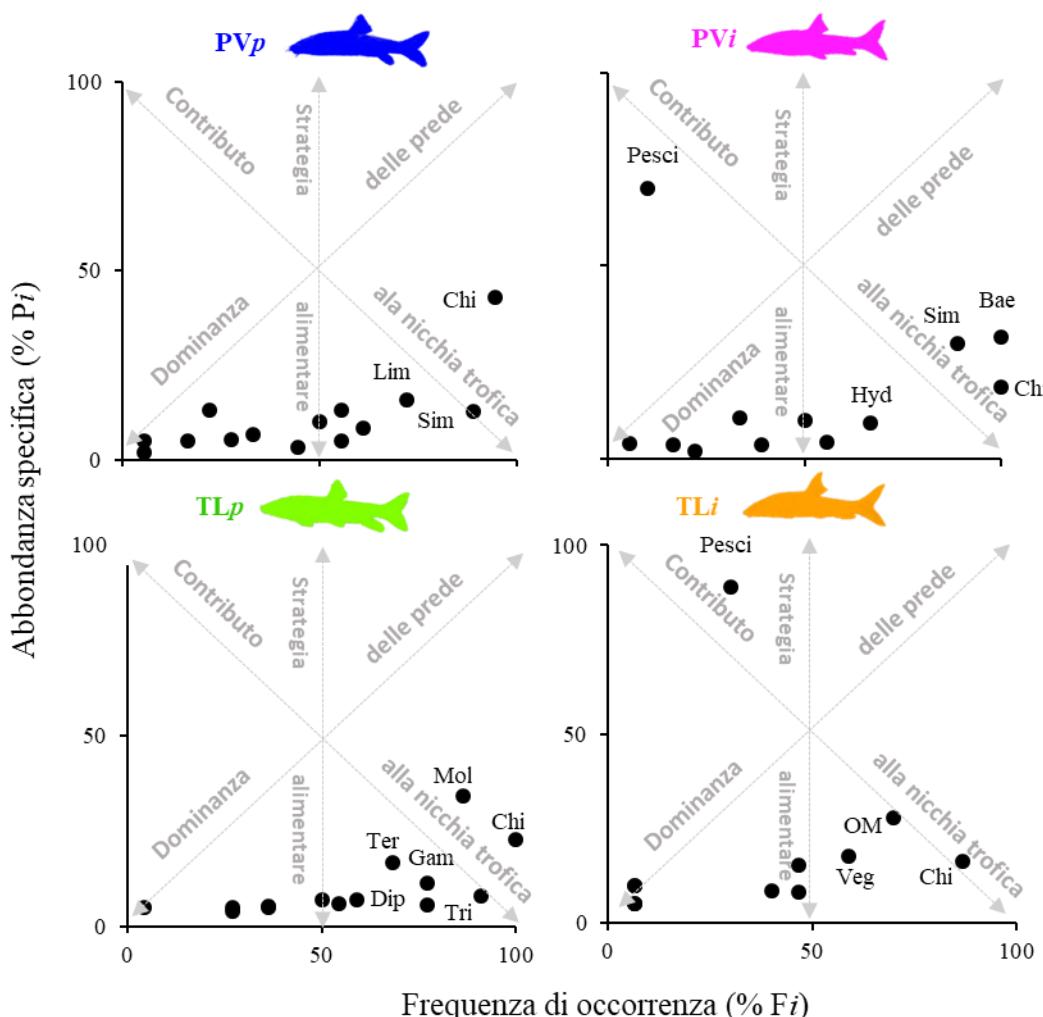


Figura 2. Grafici rappresentanti la strategia alimentare di ciascuna popolazione di barbi (Costello, 1990; Amundsen et al., 1996). Ogni punto rappresenta una categoria alimentare al fianco dei quali sono riportati i nomi delle categorie più frequenti (% $Fi \geq 59\%$) e/o più abbondanti (% $Pi \geq 70\%$): Pesci = ossa di pesci; Bae = Ephemeroptera Baetidae; Chi = Diptera Chironomidae; Dip = altri Diptera; Gam = Amphipoda Gammaridae; Hyd = Trichoptera Hydropsichidae; Lim = Diptera Limoniidae; Mol = Mollusca; OM= altri macroinvertebrati; Veg = materiale vegetale; Ter = organismi terrestri; Tri= altri Trichoptera. La dominanza delle prede incrementa lungo l'asse diagonale, dall'angolo in basso a sinistra (rara) all'angolo in alto a destra (dominante); la strategia alimentare varia lungo l'asse verticale da generalista (in basso) a specialista (in alto); il contributo alla nicchia trofica da parte della variabilità tra individui varia lungo l'asse diagonale dall' angolo in alto a sinistra (alta = specializzazione individuale) all' angolo in basso a destra (bassa = no specializzazione individuale). % $Fi = N_i / N \times 100$ e % $Pi = \sum S_i / \sum S_{ti} \times 100$ in cui N_i = numero di pesci con la preda i negli stomaci, N = numero totale di pesci, S_i = volume occupato dall' i -esima preda e S_{ti} = volume totale dei contenuti di tutti gli stomaci contenenti la preda i (Amundsen et al., 1996).

Inoltre, negli ibridi in TLi, la maggiore proporzione di pesci e di materiale vegetale ha comportato una nicchia trofica più ampia (calcolata come ellissi al 40% di confidenza nell’ analisi nMDS; Figura 3a) rispetto alle altre popolazioni. L’ analisi degli isotopi stabili ha mostrato come la popolazione TLi sia stata caratterizzata anche da una posizione trofica (TP) relativamente più bassa rispetto alle altre popolazioni (TP 2.4 vs. > 2.8) e da una nicchia isotopica (proxy della nicchia trofica) più ampia (Figura 2b).

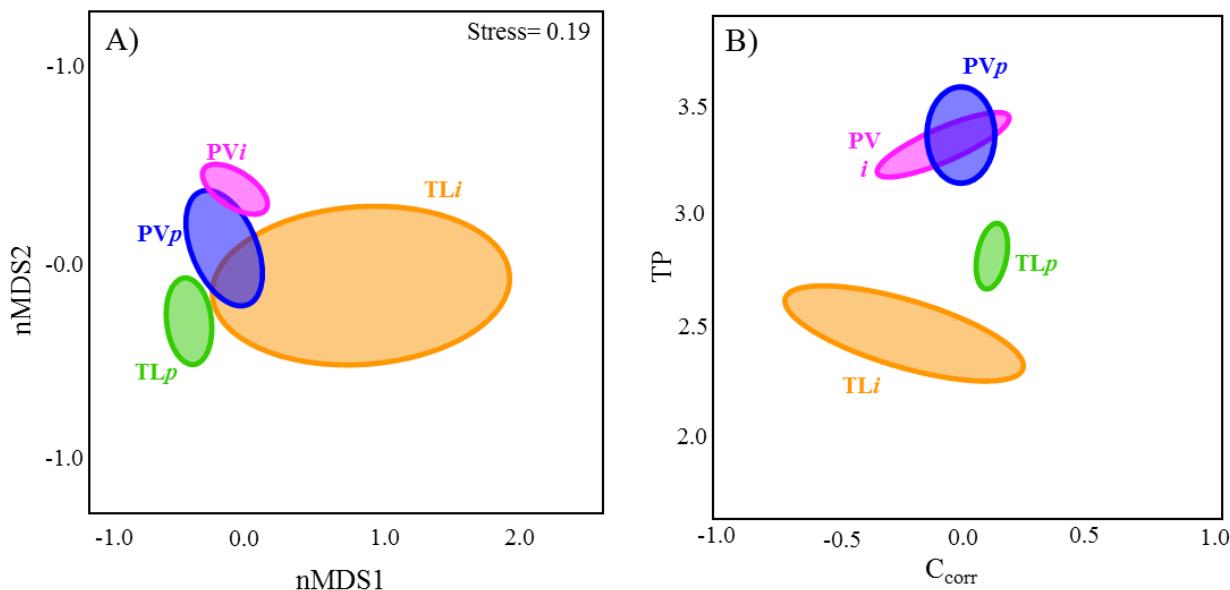


Figura 3. A) Grafico del non-metric multidimensional scaling (nMDS) rappresentante le nicchie trofiche (come ellissi al 40% di confidenza) ricostruite sulla matrice di dati relativa all’analisi dei contenuti stomacali di ciascuna popolazione di barbi. B) Nicchie isotopiche (come ellissi al 40% di confidenza) di ciascuna popolazione ricostruite a partire dai rapporti isotopici di carbonio e azoto corretti per rendere possibile il confronto tra ambienti diversi: $TP = 2 + \delta^{15}\text{N}_{\text{barbo}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{macroinveterbrati}} / 4.2$; $C_{\text{corr}} = [(\delta^{13}\text{C}_{\text{barbo}} - \Delta^{13}\text{C}) - \delta^{13}\text{C}_{\text{macroinvertebrati}}] / CR_{\text{macroinvertebrati}}$. Dove: 2 è la posizione trofica dei consumatori primari (macroinvertebrati), $\delta^{15}\text{N}_{\text{barbo}}$ e $\delta^{13}\text{C}_{\text{barbo}}$ sono i rapporti isotopici rispettivamente di azoto e carbonio per ogni singolo pesce, $\delta^{15}\text{N}_{\text{macroinveterbrati}}$ e $\delta^{13}\text{C}_{\text{macroinvertebrati}}$ sono i rapporti isotopici medi di azoto e carbonio nei macroinvertebrati e $CR_{\text{macroinvertebrati}}$ è il range dei rapporti di carbonio (max-min) nei macroinvertebrati.

Sebbene i due metodi utilizzati per lo studio dell’alimentazione delle popolazioni di barbi siano complementari e rappresentativi di aspetti diversi della dieta, entrambi hanno indicato una significativa differenza nella strategia alimentare di almeno una delle popolazioni ibride, sottolineando una plasticità nella dieta degli ibridi e un’alterazione del ruolo funzionale di questi barbi, passando da prevalentemente invertitori (nelle altre popolazioni) a onnivori. Questi risultati sono in linea con quanto riscontrato in un precedente studio sulla morfologia di queste popolazioni

in cui la popolazione ibrida presente in *TLi* ha evidenziato un marcato differenziamento rispetto alla popolazione pura di riferimento (*TLp*; Zaccara et al., 2020). Nei pesci infatti, la morfologia è strettamente legata al ruolo funzionale dell’animale stesso poiché influenza l’efficienza nella cattura e manipolazione delle prede. È probabile dunque che l’alterato ruolo funzionale dei barbi possa portare ad una riorganizzazione della rete trofica, influenzando altri membri dell’ecosistema.

Conclusione

Grazie alla combinazione di tecniche diverse è stato possibile evidenziare come il processo di ibridazione può alterare il ruolo del barbo nell’ecosistema giocando un ruolo importante nel veicolare gli impatti dell’invasione biologica di *B. barbus* in Italia. Ad oggi rimane da verificare quanto i risultati ottenuti in questo studio siano influenzati dalle specifiche condizioni ambientali. Ciò potrà essere approfondito ampliando l’approccio multidisciplinare ad un numero maggiore di popolazioni provenienti da corsi d’acqua con distinte caratteristiche ambientali e diverso grado di disturbo antropico.

Referenze

- Amundsen P. A., Gabler H. M., Stalder F. J. (1996) A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* 48: 607–614.
- Costello M. J. (1990) Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology* 36: 261–263.
- Gallardo, B., Clavero M., Sánchez M. I., et al. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22: 151–163.
- Jackson, M. C., R. J. Wasserman R. J., J. Grey J., et al. (2017) Novel and disrupted trophic links following invasion in freshwater ecosystems. *Advances in Ecological Research*. Elsevier: 55–97.
- Lorenzoni M., Carosi A., Quadroni S., et al. (2021) Cryptic diversity within endemic Italian barbels: revalidation and description of new *Barbus* species (Teleostei: Cyprinidae). *Journal of Fish Biology*. <https://doi.org/10.1111/jfb.14688>.
- Matsuzaki S. S., Mabuchi K., Takamura N., et al. (2010) Stable isotope and molecular analyses indicate that hybridization with non-native domesticated common carp influence habitat use of native carp. *Oikos* 119: 964–971.

- Meraner A., Venturi A., Ficetola G. F., et al. (2013) Massive invasion of exotic *Barbus barbus* and introgressive hybridization with endemic *Barbus plebejus* in Northern Italy: where, how and why? *Molecular Ecology* 22: 5295–5312.
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Zaccara S., Quadroni S., De Santis V., et al. (2020) Genetic and phenotypic displacement of an endemic *Barbus* complex by invasive European barbel *Barbus barbus* in central Italy. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02379-2>.

Lo studio della fauna nel XXI secolo: al servizio della conservazione

*Alessandro Berlusconi¹, Francesco Bisi¹, Giacomo Cremonesi¹, Alessandra Gagliardi¹, Alessio Martinoli,
Maria Vittoria Mazzamuto, Carlo Morelli, Francesca Santicchia, Lucas Wauters, Damiano Giovanni
Preatoni, Adriano Martinoli*

** Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell’Insubria, via Dunant 3, 21100
Varese, Italia*

Introduzione

Negli anni ’70 viene storicamente collocato l’avvio di una presa di coscienza ambientale e della necessità di adottare dei modelli di vita sostenibili. Dopo 20 anni, i leader mondiali riuniti a Rio de Janeiro concordarono una strategia globale di “sviluppo sostenibile” che includeva tra i suoi pilastri fondamentali anche la Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD), sottoscritta ad oggi da 193 Paesi, che ha tra i suoi principali obiettivi la conservazione della biodiversità e degli ecosistemi. Tali sono infatti gli impatti antropici, sia a scala globale che locale, sul sistema biofisico terrestre, che concetti come “antropocene” o “sesta estinzione di massa” trovano ormai largo consenso nella comunità scientifica. Anche nelle discipline economiche si assiste da due decenni ad una progressiva inclusione di nuovi paradigmi, quali i “servizi ecosistemici”, che mirano a quantificare ed internalizzare nei bilanci funzioni e materiali prodotti dagli ecosistemi ad uso e consumo umano, e a valorizzare il “capitale naturale”. L’impollinazione (a cui contribuiscono insetti, uccelli e chiroteri, e da cui dipende il 10% del valore economico totale della produzione agricola mondiale), la depurazione delle acque (regolazione del regime idrologico, dell’inquinamento e detossificazione), la stabilizzazione dei versanti (“servizio” valutato in oltre 600 €/ha), la regolazione del clima (fondamentale il ruolo dell’evotraspirazione), il *carbon sink* (137 milioni di tonnellate di CO₂ sequestrata dalle foreste solo in Europa), e la purificazione dell’aria (fino a 490 kg/ha per anno di PM₁₀): sono solo alcuni dei servizi ecosistemici di imprescindibile importanza per la vita di *Homo sapiens* sulla Terra. Una componente fondamentale degli ecosistemi è rappresentata dalla fauna, che degli ecosistemi è il motore che consente i flussi di materia ed energia. Le interazioni degli animali con la componente abiotica degli ecosistemi, con la produzione primaria ed i rapporti interspecifici stabilizzano gli ecosistemi rendendoli meno vulnerabili alle perturbazioni esterne, anche di origine antropica (non ultimo, il *global warming*), che ne minano la conservazione e inficiano la funzionalità dei servizi ecosistemici. Molte specie, inoltre, sono considerate “bioindicatrici”, utili strumenti di

studio e interpretazione: si tratta di *taxa* che reagiscono in modo prevedibile, osservabile e quantificabile ad un disturbo ambientale oppure ad un cambiamento dello stato dell’ecosistema. Questa efficacia nel rappresentare il fenomeno d’interesse (e le sue variazioni nel tempo) costituisce una proprietà cardine di un bioindicatore. Lo sono per esempio molti predatori come i rapaci o la lontra, specie che rappresentano la qualità nei contesti in cui vivono.

Dunque, oggi appare sempre più rilevante avviare progetti di gestione e conservazione faunistica con un approccio “ecosistemico”, ossia non solo come interventi sulla fauna ma, in generale, contestualizzando il ruolo e le interazioni degli animali con l’ambiente, attraverso i quali favorire la stabilità dinamica degli ecosistemi. Lo studio, la tutela e la gestione della fauna rappresentano quindi una finalità di grande interesse per la conservazione della biodiversità.

Materiali e metodi

A partire dalla seconda metà del XX secolo, la ricerca in ambito faunistico si è evoluta da un approccio strettamente tassonomico, verso il moderno approccio quantitativo. Attualmente, ci si concentra su temi più ecologici, fino ad arrivare alla biologia della conservazione e alla gestione faunistica applicata, integrando altre discipline via via evolute nel tempo (biologia e genetica di popolazione, biogeografia, ecologia del movimento, telecomunicazioni satellitari, ecologia vegetale, ecc.). Tuttavia, vengono ancora utilizzati metodi di osservazione diretta, mediante attrezzature ottiche e fotografiche, o indiretta, come lo studio delle tracce, per la loro facile applicazione e economicità. Questi metodi, oltre che per la ricerca eco-etologica, sono alla base delle principali tecniche di conteggio della fauna, a fini conservazionistici o gestionali: quantificazione delle popolazioni, localizzazione delle stesse e relativi *trend*, valutazione delle minacce. Dagli anni ‘90, è però ormai comune vedere affiancarsi attrezzature tecnologiche via via più efficienti: telecamere, fototrappole, droni e *song meter* sono sempre più utilizzati, grazie alla praticità e alla crescente accessibilità di questi strumenti, con i quali è facile osservare, censire e studiare le popolazioni delle specie più schive. La telemetria, dapprima analogica (VHF), a partire dagli anni ‘90 satellitare (GPS) ed oggi basata sul fotoperiodo (*light level geolocator*) ha dato un impulso determinante agli studi sull’ecologia del movimento, grazie al quale negli ultimi anni si sono rivoluzionate le conoscenze sulle migrazioni. L’uso dei radar in ambito faunistico sta ulteriormente apendo vasti scenari nell’ambito dell’aeroecologia, consentendo il monitoraggio simultaneo a scala continentale dei flussi migratori di uccelli, chiropteri ed insetti, anche grazie allo sviluppo di algoritmi di classificazione dei segnali radar sempre più accurati. Tecniche di analisi genetica sempre più efficienti e veloci, come il DNA *barcoding*, supportate dalla creazione di banche dati genetiche (es. GenBank) hanno aperto una

finestra sulla diversità biologica criptica e consentono di classificare grandi quantità di campioni biologici in modo efficiente, contribuendo a trasformare l’ecologia da scienza “*species-based*” a “*gene-based*”. Infine, le innovative metodologie di analisi statistica e modellazione, supportate da calcolatori e da tecniche di calcolo sempre più potenti e versatili, permettono con facilità di analizzare i dati raccolti, verificare le ipotesi e formulare teorie. Le applicazioni in campo eco-ecologico e conservazionistico sono molteplici, per esempio permettono di conoscere con elevata accuratezza possibili espansioni delle specie (*Species Distribution Models*, SDM), la consistenza delle loro popolazioni, i fattori di minaccia (*Population Viability Analysis*, PVA) e gli aspetti sui quali intervenire.

Risultati e discussione

I risultati ottenuti grazie a questi nuovi metodi permettono di studiare la fauna in maniera efficace, ottenendo a volte risultati inaspettati, permettendo di pianificare in correttamente azioni di gestione e conservazione. L’approccio ecologico alla materia ha evidenziato come clima, vegetazione e fauna siano strettamente legate tra loro. Ad esempio, uno studio ha mostrato l’effetto dalle precipitazioni, sulle dimensioni di *home range* dei cinghiali in Appennino Settentrionale, mediata dalla produzione di biomassa da seme: gli ungulati riducono i movimenti di foraggiamento negli anni più produttivi, grazie alle elevate piogge primaverili. La conoscenza di queste dinamiche consente di migliorare l’efficacia della pianificazione e gestione faunistica. Il clima, e in particolare i cambiamenti climatici, rappresentano quindi un fattore importante che influisce sulle dinamiche delle popolazioni animali, incluse quelle di specie aliene invasive (IAS). Sfruttando gli SDM, si è mostrato come da solo l’effetto del riscaldamento climatico porterebbe a una considerevole espansione della gamma di 4 specie aliene di scoiattoli introdotti in Italia. Ma per delineare le dinamiche future, è indispensabile considerare anche le previsioni a lungo termine dei cambiamenti di uso del suolo. Se inclusi infatti come predittori nei modelli precedenti, lo scenario prevede una potenziale perdita di habitat idonei e corridoi di dispersione, limitando l’espansione di areale degli sciuridi alloctoni. L’attenzione in merito al legame tra habitat e specie alloctone è importante anche in altri contesti. Sempre utilizzando gli SDM, si è studiato l’aumento dell’ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*) in Italia negli ultimi 31 anni, osservando come le variabili più importanti sono quelle di uso del suolo (risaie e zone umide), l’altitudine e la stagionalità della temperatura, evidenziando aree di possibile espansione in centro-sud Italia. I dati distributivi per questo studio sono stati raccolti sia attraverso osservazioni di progetti di *citizen science*, sia con metodi “classici” come il *distance sampling* e censimenti alle colonie, integrando anche l’ausilio del drone, utile per mappare i nidi dall’alto. L’uso delle fototrappole per la ricerca

faunistica si rivela particolarmente efficace in contesti remoti come le foreste tropicali. In Myanmar, il confronto tra i risultati di monitoraggio dell’orso malese (*Helarctos malayanus*) effettuato mediante metodi tradizionali (rilevi indiretti di tracce) rispetto a quello condotto con fototrappole ha evidenziato la maggior oggettività di queste ultime nell’individuare valori di *occupancy* più precisi. Sempre in Myanmar, le fototrappole si sono rivelate utili anche all’individuazione di attività illegali inerenti alla fauna in ben 107 località del remoto Lampi Marine National Park. Informazioni a fini gestionali ci vengono date anche dalle analisi genetiche: questo aspetto è stato analizzato nel pipistrello ferro di cavallo maggiore, sfruttando il DNA mitocondriale, rivelando un’elevata variabilità genetica in tutta l’area di studio e la presenza di due gruppi geneticamente distinti: il pool sardo e peninsulare. Questa rilevante differenziazione genetica tra colonie italiane e sarde dovrebbe essere attentamente presa in considerazione per la pianificazione della conservazione.

Conclusioni

I recenti cambiamenti globali causati dall’uomo, sia in termini di modifiche agli habitat naturali, introduzione di specie aliene, che in termini climatici, minacciano seriamente la conservazione della biodiversità su scala globale. In questo contesto i metodi di studio “classici” vengono affiancati da tecniche e strumenti sempre più innovativi, in grado di studiare elementi finora sconosciuti. Molti sono gli ambiti di applicazione, permettendo di studiare la fauna in tutti i suoi aspetti. La programmazione di azioni conservazionistiche risulta quindi facilitata: dunque, oggi appare sempre più rilevante avviare progetti di gestione e conservazione intesi non solo come interventi diretti sulla fauna ma, in generale, sull’ambiente, attraverso i quali favorire la stabilità dinamica degli ecosistemi. La tutela, la conservazione e il miglioramento della fauna devono rappresentare una finalità prioritaria.

Il ruolo delle guide ambientali nella divulgazione scientifica e nell’educazione alla sostenibilità

Paola Iotti¹

¹*Centro di Didattica ambientale e Divulgazione Scientifica Proteus, Rete WEEC*

Introduzione

Il ruolo dei divulgatori scientifici e degli educatori alla sostenibilità è quello di accompagnare i processi di trasformazione sociale e ambientale verso la transizione ecologica. La nozione di accompagnamento è in questo caso pregnante: potrebbe trattarsi di un accompagnamento fisico (ad esempio in esperienze più o meno forti e profonde di immersione nell’ambiente naturale) ma anche figurato, ad esempio nei processi di cittadinanza attiva di comunità che cercano di superare problematiche legate al contesto ambientale.

Se la prima situazione ci ricorda più da vicino professioni e attività già sperimentate all’interno dei parchi naturali e negli ambienti naturali dei nostri territori, quali quelli della guida ambientale escursionistica, dell’interprete della natura pur con un’accentuazione decisa dei termini di riduzione dell’impatto ambientale e di cambiamento degli stili comportamentali, la seconda situazione, molto presente nel contesto francese ha a che fare più con l’animatore di comunità e l’educatore professionale o il facilitatore di processi partecipativi.

In questa direzione vanno quegli esempi di progetti di educazione ambientale, presenti in modo cospicuo anche in Italia, inerenti il tema della resilienza, dell’attivazione di reti sociali per risolvere situazioni di crisi ambientale e della mobilitazione delle comunità locali per sostenere azioni di riqualificazione territoriale.

Potremmo quindi dire che l’educatore ambientale non si limita ad accompagnare alla conoscenza del contesto naturale e a conoscere le dinamiche nel “non-umano” ma aiuta il gruppo/ la comunità ad interrogarsi sugli stili di vita e sugli impatti uomo-ambiente a breve-medio-lungo termine; accettando logiche (valori, scelte, azioni) non tese unicamente al massimo profitto, ma alla responsabilità sociale del territorio.

Materiali e Metodi

L’educatore alla sostenibilità, la guida, il divulgatore devono mettere in atto delle competenze specifiche per perseguire il loro compito.

Vengono identificati tre raggruppamenti di competenze: inerenti il sapere (avere conoscenze specifiche sull’educazione ambientale e sulle condizioni ambientali in cui ci si trova a lavorare), il saper fare (basi metodologiche sulla costruzione di un progetto, tecniche di comunicazione e di gestione dei gruppi) e il saper essere (etica della responsabilità, capacità di gestire processi di democrazia partecipativa).

A fronte dell’opportunità di accesso ad una massa straordinaria di informazioni, serve la capacità di vedere ed istituire connessioni, di ricomporre, di scegliere, di dare ordine, di integrare, di costruire ponti tra linguaggi, conoscenze, saperi.

Educare per competenze richiede in primo luogo agli educatori di “scegliere”, di accettare di non poter più contare sulla “tradizione” e sulle conoscenze ritenute indispensabili in passato, per iniziare a domandarsi quali saranno le competenze, e le conoscenze, necessarie in un mondo in continuo e rapido cambiamento, e come riuscire ad educare per qualcosa che ancora non si conosce.

Risultati e Discussione

Educare alla sostenibilità richiede un ‘cambiamento di paradigma’ e figure capaci di superare la posizione di “dispenser of knowledge” per trasformarsi in “facilitators of learning”. L’obiettivo in tutti e due i casi non è più quello della trasmissione di contenuti, ma quello di sviluppare un apprendimento capace di approccio sistematico alla realtà e di pensiero critico.

E’ fondamentale che si crei un legame tra il mondo della scienza e il mondo dei divulgatori e degli educatori affinchè la società civile venga raggiunta attraverso un processo di facilitazione.

Il successo del lavoro di accompagnamento è misurabile a breve medio e lungo termine. Le attività divulgative danno sempre un feedback in tempo reale legato alle domande, agli interventi o alla semplice partecipazione. Perché dalla conoscenza si possa passare all’acquisizione di competenze e alle buone pratiche è necessario però proseguire con un processo educativo a medio e a lungo termine.

Referenze

<https://etreserasmus.eu>

<https://weecnetwork.it/>

<https://www.aigae.org/>

Dalle Alpi all’Antartide: impatti del Cambiamento Climatico sugli ecosistemi vegetali

Francesco Malfasi¹, Silvia Piccinelli¹, Nicoletta Cannone¹

¹*Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell’Insubria, Via Valleggio, 11 – 22100 Como*

Introduzione

Il clima è uno dei fattori che maggiormente influiscono sui sistemi naturali, determinandone la struttura, la composizione specifica, la produttività ed i servizi ecosistemici. Il cambiamento climatico attuale è considerato senza precedenti per intensità e velocità con impatti già ampiamente evidenti in numerosi ecosistemi terrestri, sia sulla componente abiotica che su quella biotica (IPCC, 2014). Tali impatti costituiscono una concreta e grave minaccia a diversi livelli di organizzazione ecosistemica (individui, specie, comunità vegetali, paesaggio), generando ricadute non solo in ambito ecologico, ma anche in ambito economico e sociale (Walther et al., 2002; Chapin et al., 2005). In particolare, le regioni di alta quota e alta latitudine, caratterizzate della vegetazione di tundra alpina e polare, sono tra gli ambienti più sensibili ai cambiamenti climatici e, pertanto, maggiormente esposti e vulnerabili (IPCC, 2014). Tale vulnerabilità è dovuta al prevalente controllo abiotico esercitato dalle rigide condizioni climatiche (es. basse temperature, ridotta stagione vegetativa, cicli di gelo e disgelo) sul la biologia e la distribuzione spaziale di specie e comunità vegetali rispetto alle interazioni biotiche, con la conseguenza che anche lievi climatiche e/o ambientali possono alterare la struttura di interi ecosistemi (i.e. Cannone et al., 2007; Elmendorf et al., 2012; Cannone & Pignatti, 2014), come conseguenza dell’adattamento, della migrazione o dell’estinzione delle specie che li compongono. Nonostante la vegetazione di tundra sia generalmente localizzata in contesti geografici lontani dalle principali aree abitative e spesso remoti (Artico, Antartide), la struttura e la funzionalità di questi delicati ecosistemi influenza i processi e servizi forniti non solo a livello locale, ma anche a livello regionale e globale (Chapin et al, 2005), generando *feedback* a diversa scala geografica. Risultano pertanto di estrema importanza gli studi relativi al monitoraggio, alla comprensione e alla previsione degli impatti del cambiamento climatico, che potranno essere utilizzati non solo per l’integrazione di modelli previsionali a diversa scala spaziale, ma anche a piani di gestione e protezione di specie o comunità vegetali particolarmente vulnerabili. La recente ulteriore accelerazione del cambiamento climatico (Steinbauer et al., 2018) rende vulnerabili anche ecosistemi posti a quote e/o latitudini più basse e di maggiore interesse diretto per le popolazioni umane.

Per questo motivo, si riportano di seguito alcuni dei risultati ottenuti da studi condotti sulle Alpi Centrali italiane e in Antartide marittima, due tra le aree che a hanno registrato i più marcati cambiamenti climatici a livello globale.

Materiali e Metodi

Poiché gli impatti dei cambiamenti climatici su specie ed ecosistemi sono visibili a diversi livelli di organizzazione (fisiologia e comportamento, fenologia, distribuzione ed abbondanza di specie, popolazioni ed intere comunità; Walther et al., 2002), il loro studio può coinvolgere differenti metodologie, utilizzabili a diverse scale di dettaglio. Tali metodologie possono comprendere: monitoraggi a lungo termine di quadrati permanenti, analisi lungo gradienti ambientali, analisi di eventi climatici estremi ed esperimenti di manipolazioni *in situ* di uno o più fattori climatici.

Qui, si riportano risultati ottenuti dagli autori in studi svolti in ambito alpino (Passo dello Stelvio, Alpi Centrali), prealpino (Triangolo Lariano, Prealpi comasche) e polare (Signy Island, Antartide marittima), che hanno coinvolto i seguenti metodi: a) cartografia vegetazionale utilizzando il metodo di rilevamento fitosociologico per la mappatura di dettaglio della vegetazione e confronto con cartografie pregresse in ambiente GIS per una determinazione quantitativa e qualitativa delle variazioni di distribuzione spaziale delle comunità vegetali sia in ambiente alpino (Cannone et al 2007; Cannone et al., in prep.) che in ambiente polare (Cannone et al 2016; Cannone et al., in prep.); b) monitoraggio di lungo termine della vegetazione di *permanent plot*, basato sul fitosociologico ed il point intercept per determinare quantitativamente le modifiche di composizione floristica, dominanza e determinare il debito di estinzione delle comunità vegetali alpine nel periodo 1953-2003 (Cannone & Pignatti, 2014); c) analisi dendroecologiche, che tramite conteggio e misurazione di anelli di accrescimento secondario hanno permesso la ricostruzione della colonizzazione e delle dinamiche di popolazioni di specie arbustive ed arboree in ambiente alpino (Malfasi & Cannone, 2020a) e prealpino (Piccinelli et al., 2020).

Risultati e Discussione

Sulle Alpi italiane il confronto tra dati storici e re-survey recenti ha dimostrato come ci siano stati importanti modifiche negli ecosistemi vegetali, sia a livello di composizione specifica ed abbondanza, sia a livello di distribuzione di intere comunità vegetali. Nel periodo 1953-2003, caratterizzato da un forte aumento di temperatura (+1.0/+1.2°C) e da una riduzione della copertura nevosa, le comunità hanno anche subito un'evidente modifica nella loro distribuzione spaziale, anche se con trend

disomogenei con la quota. Al di sotto dei 2600 m si è osservata una forte espansione della vegetazione arbustiva che ha provocato la concomitante regressione e migrazione verso quote superiori sia della vegetazione climax di prateria alpina (dominata da *Carex curvula*) che della vegetazione di valletta nivale (dominata da *Salix herbacea*). Tali variazioni sono coerenti sia con quanto previsto dai modelli che con la tendenza all’espansione arbustiva osservata e riconosciuta a livello globale come una delle principali risposte dei sistemi vegetali al *climate warming* (Elmendorf et al., 2012) Al di sopra dei 2600 m si sono osservati impatti inattesi, in quanto non si è registrata una generale espansione della vegetazione (come previsto dai principali modelli), ma si sono individuate sia aree con espansione che aree con regressione della vegetazione (Figura 1). In particolare, i trend di regressione sono stati collegati all’instabilità del terreno causata dalla degradazione del permafrost (Cannone et al., 2007; Ponti et al., 2021; Cannone et al., in prep). L’espansione della vegetazione arbustiva (dominata da *Rhododendron ferrugineum*), ha registrato nell’area del Passo dello Stelvio i tassi di incremento più alti a livello globale (+6.7% per decade). Le analisi dendrocronologiche hanno permesso di ricostruire in dettaglio le dinamiche di espansione arbustive, che sono iniziate al termine della Piccola Età Glaciale (con il primo individuo germinato nel 1867) e hanno raggiunto l’apice dopo il 1950, dimostrando che tale fenomeno è stato causato esclusivamente dall’input del cambiamento climatico, senza alcun effetto dell’uso del suolo (Figura 2). La persistenza del riscaldamento ha portato negli ultimi decenni anche alla colonizzazione arborea, le cui dinamiche sono state ricostruite con metodi dendrocronologici per *Pinus mugo* e *Larix decidua*, confermando l’importanza del cambiamento

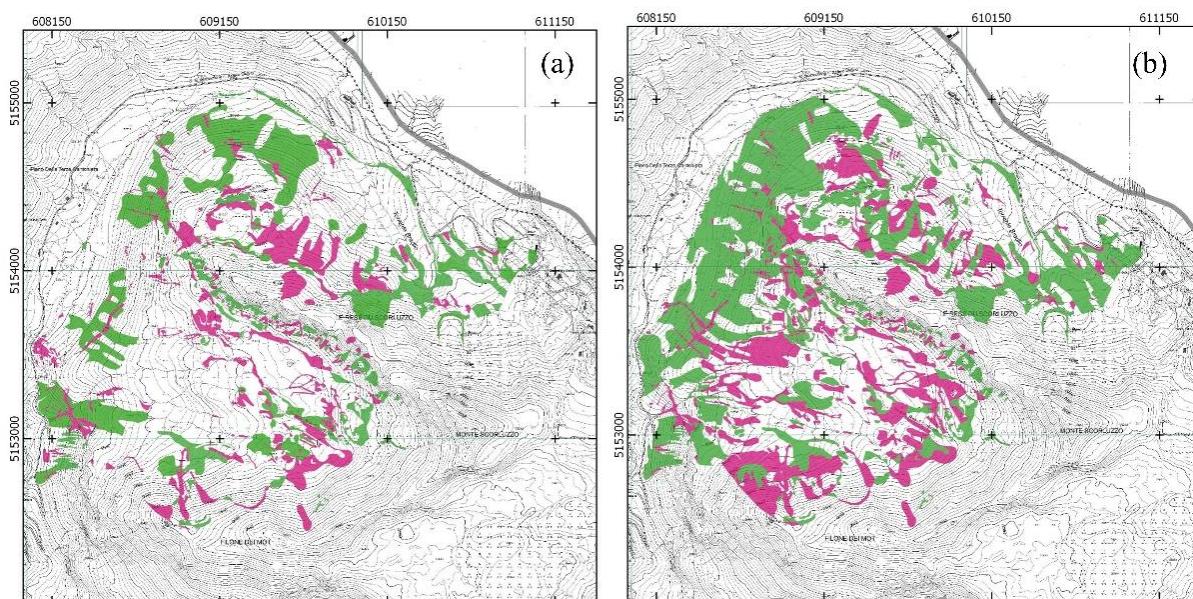


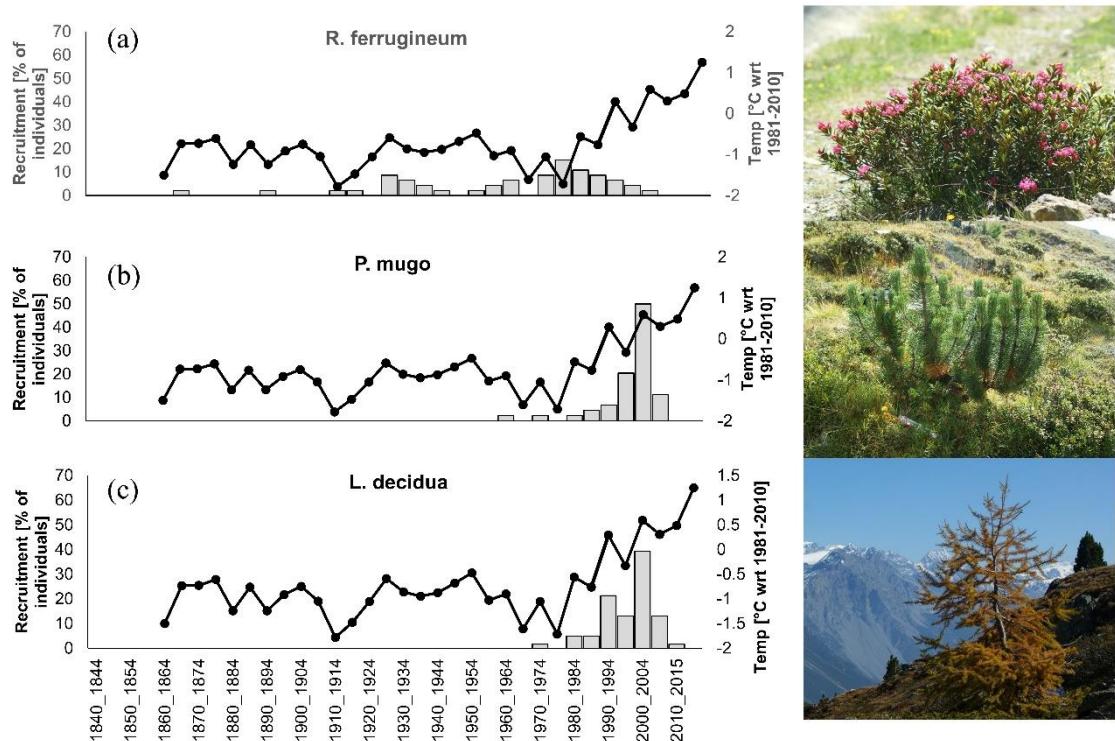
Figura 1 - Variazioni di copertura (a) e di dinamismo (b), rispettivamente, della vegetazione del Passo dello Stelvio nel periodo 1953-2003. Verde = aumento di copertura e aggradazione della vegetazione; magenta = diminuzione copertura e degradazione della vegetazione (modificato da Cannone et al., 2007).

climatico (ed in particolare della persistenza di condizioni climatiche favorevoli), avviando così un’ulteriore fase nell’alterazione delle comunità vegetali alpine (Malfasi & Cannone 2020a).

Il cambiamento climatico sta modificando in modo importante anche la composizione delle singole comunità vegetali, che hanno mostrato un marcato aumento della ricchezza specifica e un forte ricambio di specie, generalmente provenienti da comunità vegetali adiacenti (meccanismo di “*range filling*”), a fronte di una diminuzione dell’abbondanza delle specie dominanti. Ciò ha permesso di individuare l’esistenza di un debito di estinzione che, per il periodo 1950-2003, interessa oltre il 30% del *pool* originario di specie (Cannone & Pignatti, 2014) e che sta ulteriormente incrementando negli ultimi anni (Cannone et al., in prep.).

L’accelerazione del cambiamento climatico sta producendo effetti rilevanti anche a quote più basse, dove l’interazione tra cambiamento climatico e cambiamento di uso del suolo può moltiplicare gli impatti sulle componenti vegetali. Tale trend è stato recentemente documentato nelle Prealpi Italiane, dove si è osservata una forte espansione della vegetazione forestale che ha ricolonizzato ambienti di pascolo e prateria (originariamente ambiti di vegetazione forestale trasformata in praterie e pascoli a causa dell’utilizzo antropico) con un’espansione altitudinale di oltre 200 m di dislivello in circa 20 anni, principalmente ad opera di *Betula pendula* (Piccinelli et al., 2020).

Figura 2 – Pattern di reclutamento di *R. ferrugineum* (a), *P. mugo* (b) e *L. decidua* (c). Colonne grigie = % di individui germinati in classi di 5 anni; linea nera = temperatura media annua, calcolata come anomalia rispetto alla media del periodo 1981-2010 (modificato da Malfasi & Cannone, 2020).



Anche in ambito polare, in Antartide marittima (Isola di Signy), gli impatti del cambiamento climatico recente sono stati documentati sulle uniche due specie di piante vascolari presenti:

Deschampsia antarctica e *Colobanthus quitensis* (Cannone et al., 2016). Il confronto tra cartografie di distribuzione di *D. antarctica* e *C. quitensis* del 1960 e del 2009 ha permesso di quantificare la forte espansione di queste specie in risposta all’incremento delle temperature, con grande rischio di regressione delle comunità vegetali antartiche dominate da crittogramme (muschi e licheni) (Figura 3). Tale tendenza espansiva sta proseguendo mostrando una forte accelerazione anche nell’ultima decade, nonostante il riscaldamento non sia stato così intenso come nelle decadi precedenti (Cannone et al., in prep.). Si è inoltre osservato come in Antartide stia aumentando il rischio di colonizzazione di specie aliene invasive come ad esempio *Poa annua*, recentemente eradicata dall’Isola di Signy (Malfasi et al., 2020b), specie che ha mostrato una forte capacità di competizione con *D. antarctica* e *C. quitensis* e potrebbe quindi invadere gli ambiti di espansione di queste due specie, con conseguenze gravissime per la conservazione del biota nativo antartico.

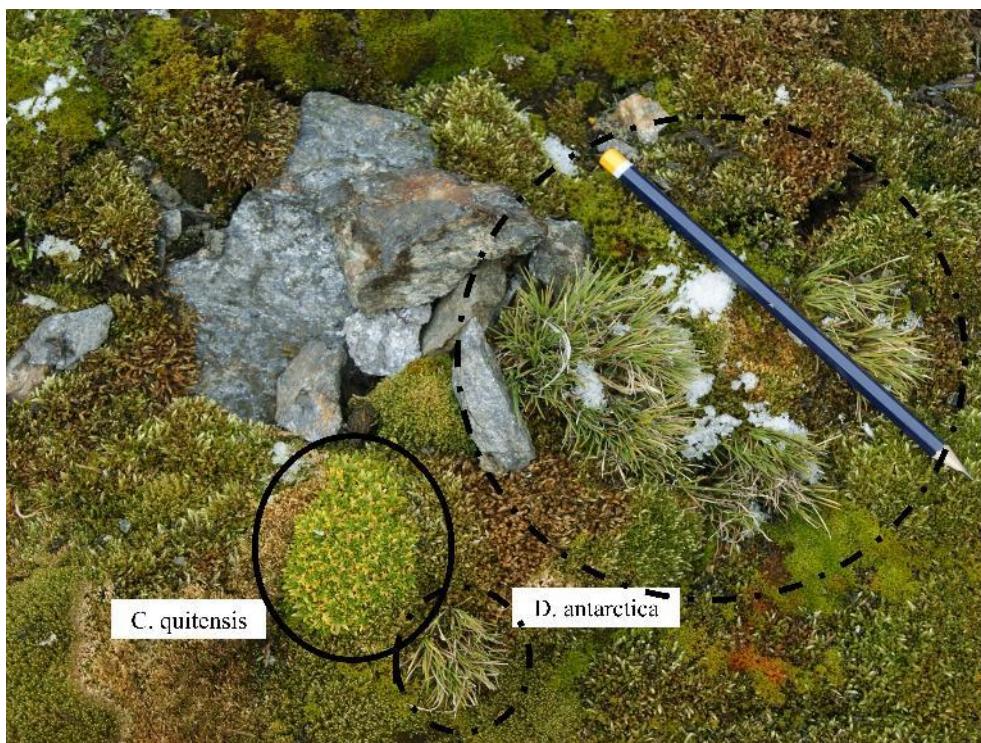


Figura 3 – Cespi di *Deschampsia antarctica* e pulvini di *Colobanthus quitensis* geminati all’interno di una comunità di muschi a Signy Island

Conclusioni

Diversi studi hanno confermato come l’attuale cambiamento climatico, senza precedenti in termini di intensità e rapidità, stia provocando impatti significativi sugli ecosistemi vegetali, che costituiscono ottimi bioindicatori di cambiamento climatico. Numerosi scenari futuri prevedono un’ulteriore accelerazione del cambiamento climatico che porterà inevitabilmente ad un’amplificazione degli

impatti e/o a generare possibili risposte inattese, con profonde conseguenze su biodiversità, funzionalità degli habitat, catene trofiche e servizi ecosistemici. Questa situazione evidenzia la necessità di urgenti misure per favorire l’adattamento ed anche la mitigazione degli impatti del cambiamento climatico e sottolinea l’importanza e l’estrema necessità della formazione di scienziati ambientali preparati e motivati, capaci non solo di proseguire e implementare le attività di ricerca scientifica ma anche di gestire e proteggere il territorio e le sue risorse, in un’ottica di sviluppo sostenibile del nostro pianeta.

Referenze

- Cannone, N., Sgorbati, S., Guglielmin, M. (2007). Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 360-365.
- Cannone, N., Pignatti, S. (2014). Ecological responses of plant species and communities to climate warming: upward shift or range filling processes?. *Climatic change*, 123(2): 201-214.
- Cannone, N., Guglielmin, M., Convey, P., et al., (2016). Vascular plant changes in extreme environments: effects of multiple drivers. *Climatic Change*, 134: 651-665.
- Cannone N., Favero Longo S.E., Guglielmin M., Convey P., Malfasi F. (in prep). Acceleration of vascular plants expansion in maritime Antarctica
- Cannone N., Malfasi F., Ponti S., Guglielmin M. (in prep.). Accelerated impacts of climate warming and permafrost degradation on alpine ecosystems.
- Chapin, F.S., Sturm, M., Serreze, M.C., et al., (2005). Role of land-surface changes in Arctic summer warming. *Science*, 310 (5748): 657-660.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.H., et al., (2012). Plot-scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. *Nature Climate Change*, 2: 453–457.
- IPCC, 2014. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Malfasi, F., Cannone, N. (2020a). Climate warming persistence triggered tree ingression after shrub encroachment in a high alpine tundra. *Ecosystems*, <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00495-7>.
- Malfasi, F., Convey, P., Zaccara, S., et al., (2020b). Establishment and eradication of an alien plant species in Antarctica: *Poa annua* at Signy Island. *Biodiversity and Conservation*, 29, 173-186.
- Piccinelli, S., Brusa, G., Cannone, N. (2020). Climate warming accelerates forest encroachment triggered by land use change: A case study in the Italian Prealps (Triangolo Lariano, Italy). *Catena*, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104870>.
- Ponti, S., Cannone, N., Guglielmin, M. (2021). A new simple topo-climatic model to predict surface displacement in paraglacial and periglacial mountains of the European Alps: The importance of

ground heating index and floristic components as ecological indicators. *Ecological Indicators*, 120, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106889>

Steinbauer, M.J., Grytnes, J.A., Jurasinski, G., et al., (2018). Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*, 556: 231–234.

Walther, G.R., Post, E., Convey, P., et al., (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879): 389-395.

Cambiamento climatico e innovazione tecnologica nello studio della criosfera

Stefano Ponti¹, Alessandro Longhi¹, Giulia Tarca¹, Silvia Picone², Giorgio Barresi¹, Mauro Guglielmin¹

¹ *Università degli Studi dell’Insubria, via J.H. Dunant, 3 – 21100, Varese (Italia)*

² *Università Cà Foscari, Dorsoduro 3246, 30123, Venezia (Italia)*

Introduzione

La criosfera costituisce la parte della crosta terrestre che contiene ghiaccio o è comunque a bassa temperatura ($< 0^{\circ}\text{C}$). Tra gli aspetti visibili della criosfera, il ghiaccio dei ghiacciai e la copertura nevosa sono i più noti a tutti, ma anche il ghiaccio marino ha un enorme ruolo nel sistema climatico terrestre. Tuttavia, sebbene non direttamente visibile, anche il permafrost (qualsiasi materiale a temperatura inferiore a 0°C per più di 2 anni consecutivi) ricopre aree molto estese del pianeta e, con il recente cambiamento climatico, crea effetti altrettanto visibili. Quindi recentemente gli studi degli effetti del cambiamento climatico sulla criosfera non si concentrano solo sul ritiro dei ghiacciai o sulla copertura nevosa ma anche sulla degradazione del permafrost (Etzelmüller et al., 2020). In ambito alpino lo scioglimento dei ghiacciai altera la disponibilità idrica ed il regime idraulico dei corsi d’acqua. La copertura nevosa incide sul bilancio energetico del permafrost quindi sulla sua distribuzione areale e verticale (Ponti et al., 2021a; Guglielmin et al., 2018) e, conseguentemente, sulla degradazione del permafrost che può provocare l’instabilità dei versanti (Dramis et al., 1995) e cambiamenti idrologici che influenzano direttamente le infrastrutture e il turismo montano. La copertura nevosa ovviamente influisce anche sulla stagionalità (ciclo fenologico) della produzione primaria e sul bilancio di massa dei ghiacciai. Tutte queste componenti abiotiche d’alta quota interagiscono tra loro accentuando gli impatti del cambiamento climatico con effetti non solo a livello ambientale/paesaggistico ma anche a livello produttivo/economico. Ad ogni modo, per comprendere meglio la tendenza futura della suscettività della criosfera in ambito alpino, è altresì importante la ricostruzione paleoclimatica e la velocità di deglaciazione del passato che può fornire input fondamentali per comprendere la rapidità dei cambiamenti attuali.

Materiali e Metodi

Sono diverse le metodologie utilizzate per lo studio della criosfera che vanno dal monitoraggio continuo della temperatura a diverse profondità (Guglielmin et al., 2018; Etzelmüller et al., 2020),

dello spessore dello strato attivo del permafrost, al monitoraggio del bilancio volumetrico dei ghiacciai e la mappatura del detrito superficiale dei ghiacciai (Tanca & Guglielmin, 2021). Per quanto riguarda la deglaciazione, invece, si utilizzano tecniche che vanno dalla datazione di paleosuoli all’uso del martello di Schmidt (Longhi et al., 2020, Longhi & Guglielmin, 2020),

Oltre a queste tecniche anche il monitoraggio dei movimenti della superficie sono importanti specie per quei processi quali il creep o la soliflussione che influenzano non solo la morfologia superficiale ma anche gli ecosistemi (Ponti et al., 2018; Ponti et al., 2021a). Tra le tecniche di remote sensing, che necessitano comunque di una validazione sul terreno, non ci si riferisce solamente all’utilizzo di satelliti o droni (UAV), ma anche ad acquisizioni terrestri ravvicinate fotogrammetriche (Ponti et al., 2018) o termiche (Ponti et al., 2021b) che permettono di ottenere molteplici dati ad alta risoluzione temporale o spaziale.

Risultati e Discussione

Tra i più recenti risultati in ambito Alpino, l’innovativo utilizzo del CRF (Cristallinity Ratio of Free Iron Oxides) per la ricostruzione dell’età dei suoli ha permesso di risalire all’epoca della loro formazione e di conseguenza di determinare la velocità dell’ultima deglaciazione (Figura 1) (Longhi et al., 2020).

Una migliore ricostruzione del glacialismo passato è stata possibile anche attraverso l’integrazione del metodo sopra indicato con i valori di rimbalzo del martello di Schmidt (Longhi & Guglielmin, 2020).

I risultati più recenti ottenuti con le tecniche di remote sensing ed in particolare la Structure from Motion (SfM) (Ponti et al., 2018) hanno messo in evidenza come il frost creep non è direttamente correlato al frost heave e che quest’ultimo non dipende solamente dai potenziali cicli di gelo-disgelo. Ancor più recentemente le stesse tecniche ma ad una scala più piccola (immagini da elicottero) hanno consentito la caratterizzazione quantitativa degli effetti di una grande tempesta sulle coste dell’Antartide Continentale (Ponti & Guglielmin, 2021). In ambito alpino l’integrazione dell’analisi di immagini satellitari, modellazione e misure di movimento a terra hanno invece consentito recentemente di quantificare gli effetti che il movimento superficiale può provocare agli ecosistemi alpini (Ponti et al., 2021b). Al Passo dello Stelvio l’indice di riscaldamento del suolo (derivato dalla copertura nevosa e dalla temperatura dell’aria) assieme alle pendenze hanno prodotto un modello di velocità superficiale del suolo/detrito.

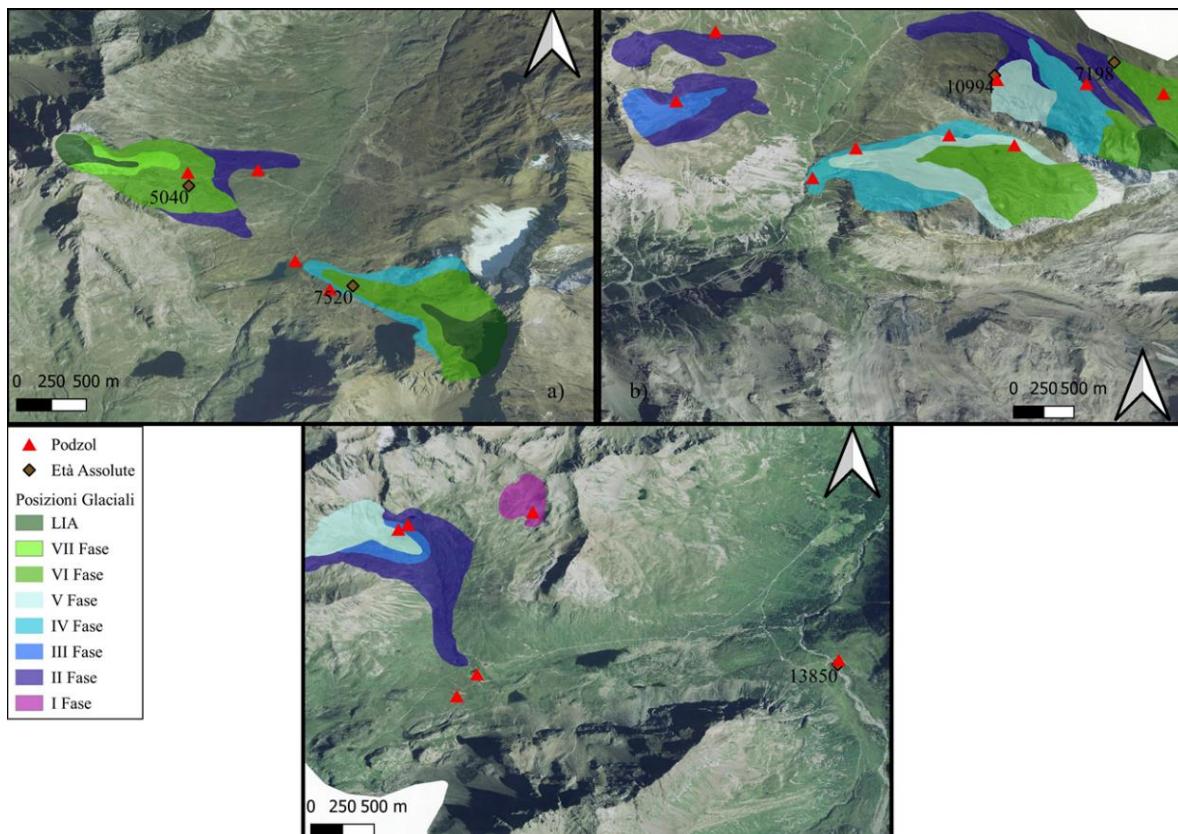


Figura 1. Ricostruzione di diverse fasi glaciali in a) Passo del Gavia, b) Passo dello Stelvio, c) Val Viola e Val Cantone. La ricostruzione si è basata sull'utilizzo dell'indice CRF (Cristallinity Ratio of Free Iron Oxides) sugli orizzonti dei suoli (indicati con il triangolo rosso) e della sua calibrazione con età assolute. Le età delle fasi sono: 16.7-14.7 ka (I Fase), 12.3 ka (II Fase), 11 ka (III Fase), 10-9.7 ka (IV Fase), 9 ka (V Fase), 7.5 ka (VI Fase), 5.3 (VII Fase). L'età della Little Ice Age (LIA) non è stata calcolabile con il metodo in questione per via dell'assenza di suoli relativi. Immagine modificata da Longhi et al. (2020 modificato).

Le classi di movimento (cm yr^{-1}) 1 = 0–1, 2 = 1–5, 3 = 5–10, 4 = 10–20, 5 = 20–35 e 6 >35, hanno contribuito a determinare quali specie vegetali siano più tolleranti al movimento e come la degradazione del permafrost possa essere una causa scatenante dei movimenti più elevati (Figura 2). L'analisi di immagini termiche da terra integrate a misure di temperatura superficiale e dello spessore del detrito su ghiacciaio hanno permesso di ottenere la distribuzione spaziale ad alta risoluzione delle temperature superficiali del Ghiacciaio del Gran Zebrù e di stimare la variabilità spaziale dello spessore del detrito sopraglaciale (Tanca & Guglielmin, 2021).

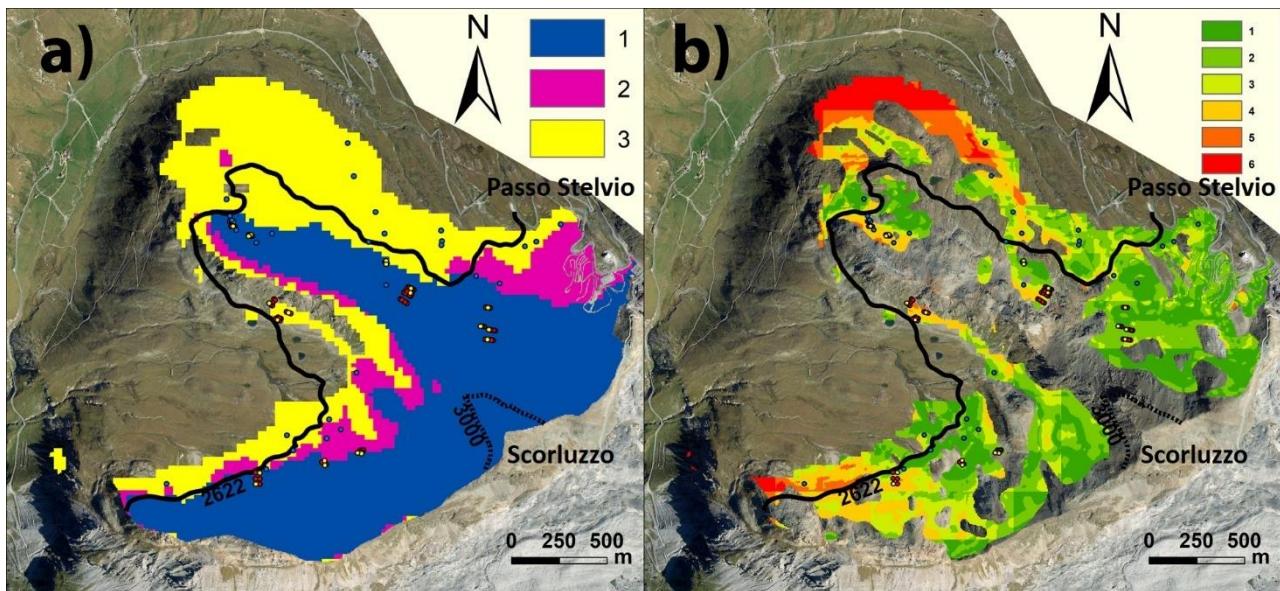


Figura 2. Confronto tra la distribuzione del permafrost secondo Boeckli et al. (2012) (a) e il modello di movimento superficiale (b). Le classi del permafrost si riferiscono a: 1) presente, 2) probabile, 3) poco probabile, mentre le isoline indicano la quota dell’isoterma dell’aria -1°C per il periodo 1978-1990 (linea continua) e 2014-2016 (linea tratteggiata). Immagine modificata da Ponti et al. (2021 modificato).

Infine i recenti voli fotogrammetrici ottenuti con riprese da drone presso il ghiacciaio del Gran Zebrù hanno permesso di ricostruire le variazioni del ghiacciaio tra il 2019 e 2020, non solo dovute all’ablazione estiva ma anche alla variabilità di copertura del manto nevoso (Figura 3).

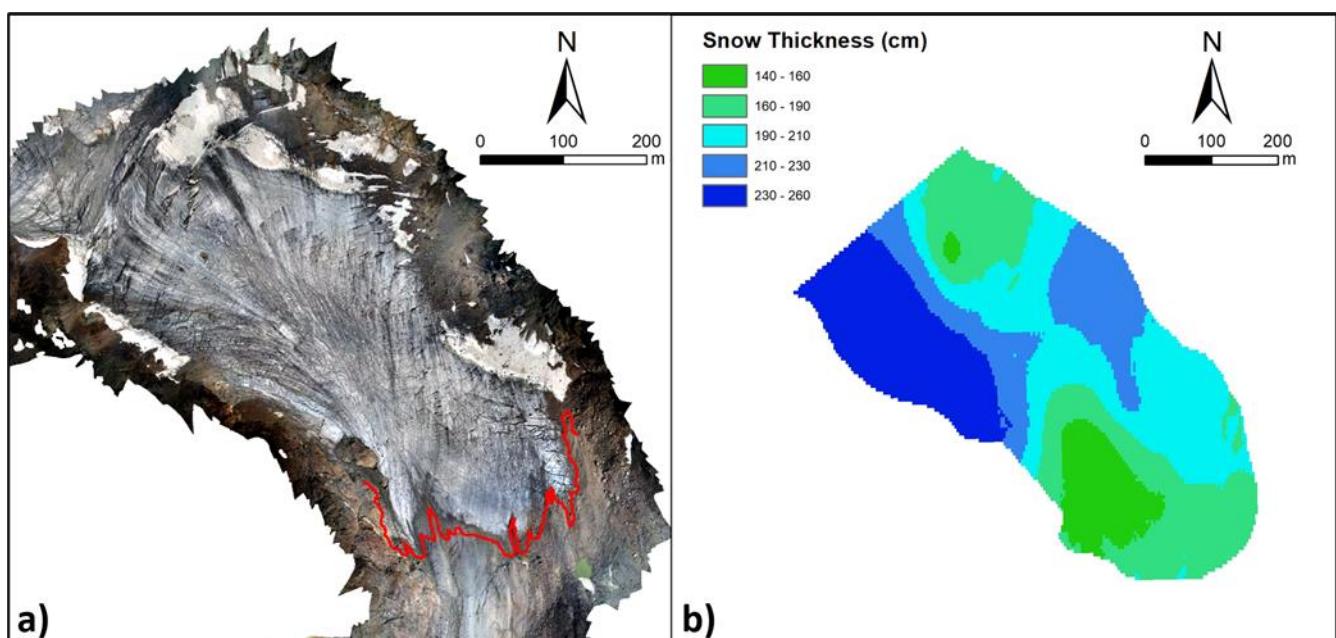


Figura 3. a) ortofoto prodotta dal volo fotogrammetrico che evidenzia il ghiacciaio del Gran Zebrù nel 2020 e il suo limite frontale nel 2019 (linea rossa). b) spessore del manto nevoso al massimo dell’accumulo (maggio 2020) ottenuto grazie all’interpolazione di misure puntuali dello spessore della neve (cm).

In un solo anno la fronte si è ritirata fino a un massimo di 7 m ed alcuni affioramenti rocciosi sono emersi dal corpo centrale del ghiacciaio indicando una diminuzione dello spessore che ha raggiunto mediamente i 2.05 m. Il massimo spessore della copertura nevosa invece si è distribuito in modo non uniforme, con il massimo (260 cm) alla parte nord-ovest della zona di accumulo (Figura 3).

Conclusione

Nonostante sia difficile capire quanto incida ogni variabile climatica sul cambiamento del paesaggio e delle risorse che l’ambiente rende disponibili, la ricerca attuale sta incrementando la conoscenza dei processi e delle loro interazioni. Nel caso degli ambienti freddi, più suscettibili al cambiamento climatico di altri, lo sviluppo del remote sensing è fondamentale per dare continuità spaziale e temporale al monitoraggio, specialmente dove i cambiamenti non sono immediatamente percettibili come la degradazione del permafrost. Sia nel caso di cambiamenti polari che alpini, l’evoluzione del paesaggio sarà il primo anello di una catena che andrà ad incidere su cambiamenti degli ecosistemi, quindi sui servizi ecosistemici ed infine sui rischi naturali accentuati dalla vicinanza antropica.

Referenze

- Dramis, F., Govi, M., Guglielmin, M., & Mortara, G. (1995) Mountain permafrost and slope instability in the Italian Alps: the Val Pola landslide. *Permafrost and Periglacial Processes*, 6(1), 73-81.
- Etzelmüller, B., Guglielmin, M., Hauck, C., et al., (2020) Twenty years of European mountain permafrost dynamics—the PACE legacy. *Environmental Research Letters*, 15(10), 104070.
- Guglielmin, M., Donatelli, M., Semplice, M., Serra Capizzano, S. (2018) Ground surface temperature reconstruction for the last 500 years obtained from permafrost temperatures observed in the SHARE STELVIO Borehole, Italian Alps. *Climate of the Past*, 14(6), 709-724.
- Longhi A., Guglielmin M. (2020) Reconstruction of the glacial history after the Last Glacial Maximum in the Italian Central Alps using Schmidt's hammer R-values and crystallinity ratio indices of soils. *Quaternary International* 558, 19-27.
- Longhi, A., Monticelli, D., Guglielmin, M. (2020) The use of iron chemical analysis of podzols to date the Late Pleistocene–Holocene deglaciation history of the Central Italian Alps. *Journal of Quaternary Science*, 35(8), 1021-1035.
- Ponti, S., Cannone, N., Guglielmin, M. (2018) Needle ice formation, induced frost heave, and frost creep: A case study through photogrammetry at Stelvio Pass (Italian Central Alps). *Catena*, 164, 62-70.

- Ponti, S., Guglielmin, M. (2021) Shore Evidences of a High Antarctic Ocean Wave Event: Geomorphology, Event Reconstruction and Coast Dynamics Through a Remote Sensing Approach. *Remote Sensing* (in press).
- Ponti, S., Cannone, N., Guglielmin, M. (2021a) A new simple topo-climatic model to predict surface displacement in paraglacial and periglacial mountains of the European Alps: The importance of ground heating index and floristic components as ecological indicators. *Ecological Indicators*, 120, 106899.
- Ponti, S., Pezza, M., Guglielmin, M. (2021b) The development of Antarctic tafoni: Relations between differential weathering rates and spatial distribution of thermal events, salts concentration and mineralogy. *Geomorphology*, 373, 107475.
- Tarca G., Guglielmin M. (2021) Using ground-based thermography to analyse surface temperature distribution and estimate debris thickness on Gran Zebrù glacier (Ortles-Cevedale, Italy). *Cold Regions Science and Technologies* (submitted manuscript).

Gli effetti ecologici di un evento estremo di sedimentazione su un fiume alpino regolato: la frana del Pizzo Cengalo e il fiume Mera

Silvia Quadroni¹, Francesca Salmaso¹, Paolo Espa², Isabella Vanetti¹, Vanessa De Santis¹, Serena Zaccara¹, Giuseppe Crosa¹

¹*Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell’Insubria, Varese*

²*Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell’Insubria, Varese*

Introduzione

Le comunità biologiche degli ecosistemi fluviali sono adattate ai disturbi naturali che normalmente li contraddistinguono, come gli eventi di piena. Disturbi catastrofici possono però causare cambiamenti rilevanti in queste comunità minacciando l’integrità ecosistemica (Ledger & Milner, 2015). Tali disturbi possono essere associati a un ingente carico di sedimenti derivante da eventi naturali come frane (Danehy et al., 2012) o incendi (Harris et al., 2018) e/o da eventi antropici come le operazioni di fluitazione del sedimento dai serbatoi artificiali (Espa et al., 2019). Il trasporto e la deposizione di sedimenti associati a questi eventi possono modificare in maniera sostanziale gli habitat fluviali e ripariali e danneggiare o causare la morte degli organismi acquatici (Harris et al., 2018). A lungo termine, però, il sedimento in ingresso può aumentare l’eterogeneità degli habitat e quindi favorire la biodiversità (Danehy et al., 2012).

Tali eventi catastrofici sono rari e difficili da prevedere, perciò la risposta delle comunità acquatiche a questo tipo di disturbo è poco conosciuta, soprattutto in fiumi regolati dalla presenza di dighe. In questo caso gli effetti di tale disturbo si sovrappongono e possono essere amplificati dalle perturbazioni antropiche che caratterizzano il sistema regolato. Ad esempio, la risposta delle comunità acquatiche alla pressione causata da un carico ingente di sedimenti può essere fortemente influenzata dal loro adattamento a condizioni alterate sia del regime idrologico che del trasporto solido. Inoltre, in un contesto regolato, sono diverse le azioni che possono essere adottate per mitigare l’impatto e/o accelerare il recupero.

Il 23 agosto 2017, la frana del Pizzo Cengalo in alta Val Bondasca ha provocato l’ingresso di un enorme quantitativo (3-4 Mm³) di sedimenti nel fiume Mera, immissario del lago di Como. A tale evento catastrofico è seguita l’evacuazione dei sedimenti dal serbatoio idroelettrico localizzato a valle dell’area interessata dalla frana. A scopo precauzionale, gli scarichi di fondo della diga sono stati mantenuti aperti per i successivi 28 giorni; in tal modo, il carico solido entrante (ma anche parte del

sedimento accumulato in precedenza nella diga) è stato fatto fluire verso valle (Figura 1). Questo evento ha rappresentato un’occasione di ricerca unica per indagare l’impatto di un evento estremo di sedimentazione su un ecosistema fluviale alpino regolato (Salmaso et al., 2020). Tale impatto è stato valutato confrontando la composizione e la struttura delle comunità di macroinvertebrati bentonici prima e dopo l’evento. I macroinvertebrati bentonici, che includono insetti, molluschi, oligocheti, crostacei, ..., sono tra gli indicatori dello stato di salute degli ecosistemi fluviali più usati a livello globale.

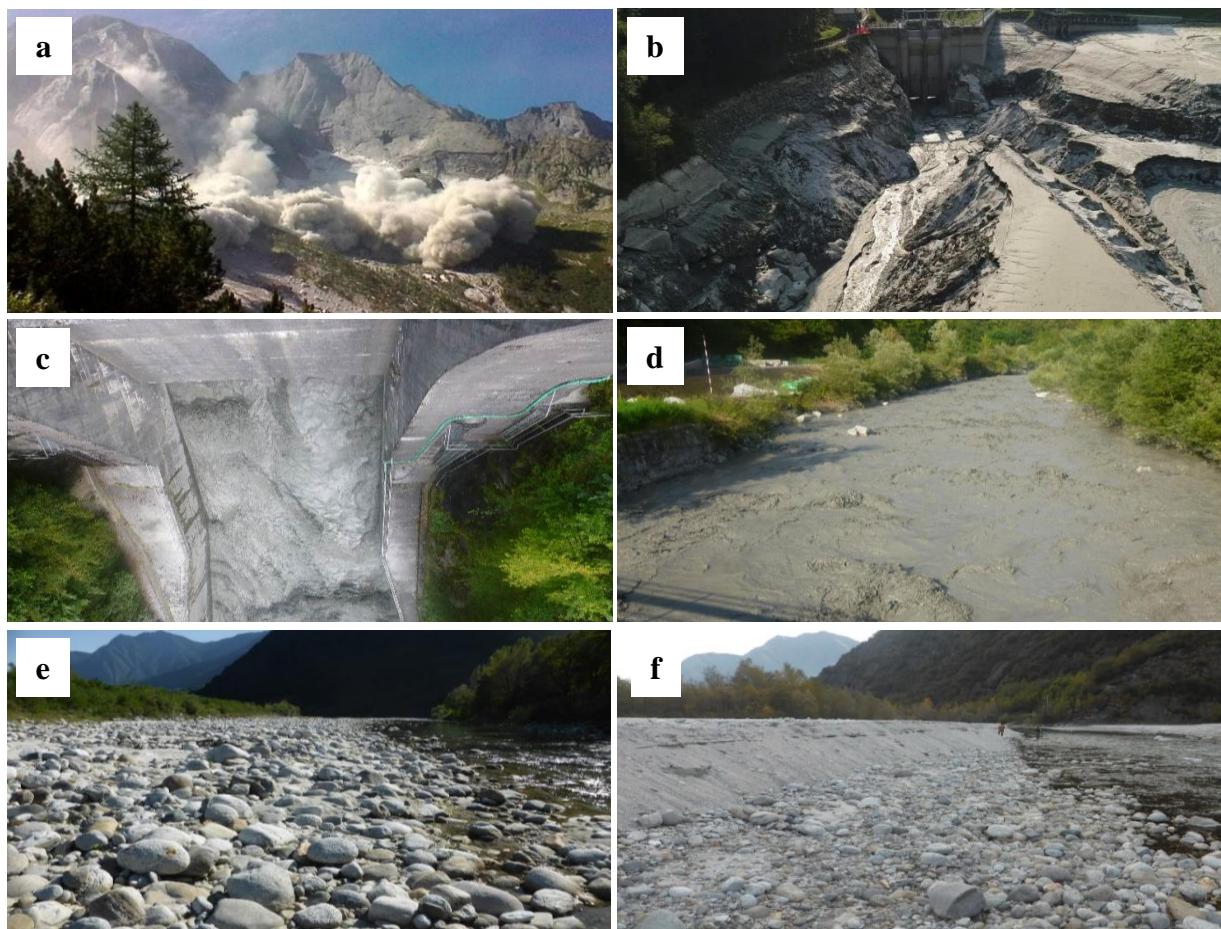


Figura 1. Frana del Pizzo Cengalo del 23 agosto 2017 (a); serbatoio di Villa di Chiavenna dopo lo svuotamento completo successivo alla frana (b); acqua carica di sedimento in uscita dagli scarichi di fondo della diga (c); fiume Mera (M1) durante l’evento estremo di sedimentazione (d); tratto di fiume Mera (M3) prima (e) e dopo (f) tale evento.

Materiali e Metodi

I macroinvertebrati bentonici sono stati campionati con un retino Surber secondo il metodo multi-habitat (ISPRA, 2014) in tre stazioni a valle della diga di Villa di Chiavenna (Figura 2).

I campionamenti sono stati effettuati con cadenza stagionale durante l’anno successivo alla frana (dall’estate 2017 all’estate 2018 comprese). I dati ottenuti da tali campionamenti sono stati poi confrontati con quelli raccolti stagionalmente dal 2009 al 2015 nell’ambito di un precedente progetto, volto alla sperimentazione dei deflussi minimi vitali nei corsi d’acqua della Valchiavenna. Tutti i campioni sono stati fissati con formalina o alcool e trasportati in laboratorio. Gli invertebrati sono stati poi separati dal resto del materiale presente nel campione, riconosciuti a livello di famiglia o genere e contati. Sono state poi calcolate le principali metriche descrittive dello stato della comunità: densità (numero totale di individui per m^2), ricchezza (numero totale di taxa) e diversità (attraverso l’indice di Shannon-Wiener). È stato inoltre utilizzato l’indice SILTES, sviluppato recentemente per valutare l’impatto della sedimentazione in contesto alpino (Doretto et al., 2018; 2021). Oltre alla ricchezza totale, tale indice multi-metrico comprende anche il numero di taxa appartenenti agli ordini Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri (EPT), considerati sensibili alle perturbazioni ambientali, e l’abbondanza relativa di taxa reofili tipici dei tratti montani dei corsi d’acqua, caratterizzati da substrato grossolano.

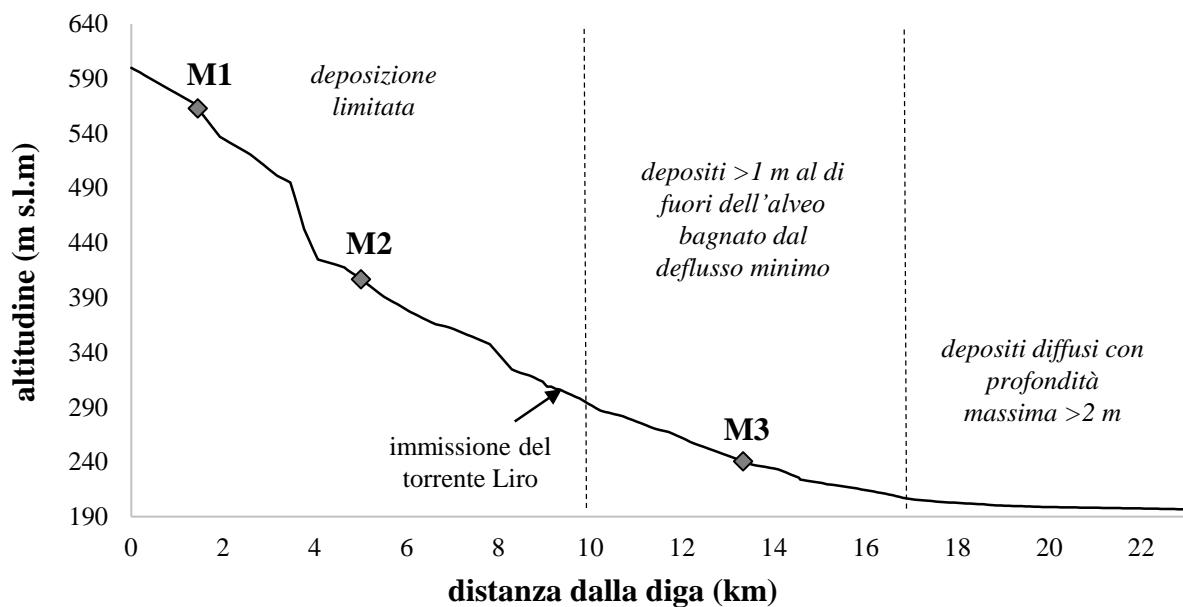


Figura 2. Profilo altimetrico del fiume Mera a valle della diga di Villa di Chiavenna con le tre stazioni di campionamento. Le barre tratteggiate rappresentano il confine tra i tratti di fiume caratterizzati da differenti pendenze e conseguentemente differente grado di deposizione di sedimento.

Risultati e Discussione

Rispetto alle condizioni pre-evento, la morfologia dell’alveo e la composizione del substrato sono risultate considerevolmente modificate soprattutto negli ultimi 15 km del fiume Mera (Figure 1e, 1f

e 2). Diversamente, il tratto superiore del fiume, quello più vicino alla diga, è stato interessato perlopiù dall’ingente trasporto solido verificatosi durante l’evento (Figura 1d). In particolare, è stato possibile distinguere tre tratti con un diverso grado di deposizione del sedimento, principalmente associato alla pendenza del fiume (Figura 2).

Come atteso, a breve termine (ovvero entro 1 mese dopo l’evento) è stata registrata una contrazione rilevante delle comunità di macroinvertebrati bentonici (Tabella 1). In particolare, i valori di densità e ricchezza sono risultati inferiori a quelli registrati prima dell’evento in tutti e tre i siti di monitoraggio. I valori di diversità sono risultati inferiori nel sito più vicino alla diga (M1) e in quello interessato dalla maggior deposizione di sedimento (M3), confermando che l’impatto ha un gradiente spaziale (Tullos et al., 2016) influenzato però dal grado e dalla persistenza dell’alterazione dell’habitat (Quadroni et al., 2016).

Se un evento estremo ha anche un impatto estremo e di lunga durata dipende non solo dall’entità dell’evento ma anche dalla vulnerabilità delle componenti dell’ecosistema interessato (Ledger & Milner, 2015). Una comunità adattata a un ambiente altamente disturbato è generalmente più resiliente a ulteriori impatti, anche se catastrofici. Di conseguenza, nonostante un cambiamento rilevante subito dopo l’evento, nelle stagioni successive non sono state rilevate modifiche sostanziali delle comunità. Questo è principalmente imputabile alla dominanza di poche famiglie generaliste e altamente resilienti, come Chironomidae, Simuliidae, Baetidae e Leuctridae, già nelle comunità pre-evento (Salmaso et al., 2020). Tali famiglie hanno condotto il processo di recupero dopo l’evento e sono responsabili delle fluttuazioni nei valori di densità registrati nell’anno monitorato (Tabella 1). L’indice SILTES ha evidenziato invece la compromissione di alcune famiglie sensibili, appartenenti agli ordini EPT. I valori di questo indice, insieme a quelli di ricchezza e diversità, hanno mostrato che i cambiamenti più rilevanti sono avvenuti presso il sito di monitoraggio caratterizzato dalla più grave alterazione morfologica (M3, Figure 1e, 1f e 2). La ricchezza e la diversità della comunità durante l’anno successivo all’evento sono state significativamente ridotte rispetto ai valori rilevati prima dell’evento. Inoltre, anche se un graduale miglioramento è stato registrato nell’anno monitorato, da parte dell’indice SILTES, la condizione pre-evento non è stata ripristinata. Ulteriori disturbi, perlopiù legati all’attuale gestione della diga, possono influenzare la ripresa delle comunità bentoniche, rallentando tale ripristino. Durante l’anno monitorato, le paratoie della diga sono state completamente aperte tre volte tra gli ultimi due campionamenti di macroinvertebrati. Questi eventi hanno causato un impatto rilevante sul sito più vicino alla diga (M1), ma nessun impatto evidente nel sito più a valle (M3) probabilmente per lo stato ancora scadente della comunità.

Tabella 1. Confronto tra i valori mediani (25° e 75° percentile tra parentesi) di densità, ricchezza, diversità (indice di Shannon-Wiener) e dell’indice SILTES relativi alle comunità di macroinvertebrati bentonici campionate prima dell’evento estremo di sedimentazione e i valori rilevati dopo l’evento nelle diverse stagioni dall’estate 2017 (Post I) all’estate 2018 (post II), nelle tre stazioni di monitoraggio.

		Densità	Ricchezza	Diversità	SILTES
M1	Estate	Pre 981 (857-1246)	11 (8-13)	1.00 (0.84-1.04)	0.24 (0.17-0.30)
		Post I 396	6	0.18	0.10
	Autunno	Post II 33	4	0.91	0.00
		Pre 486 (221-899)	12 (9-14)	1.66 (1.50-2.03)	0.28 (0.22-0.36)
	Inverno	Post 562	11	1.17	0.25
		Pre 1445 (941-1706)	13 (12-15)	1.40 (1.10-1.59)	0.32 (0.30-0.37)
M2	Estate	Post 1137	9	1.16	0.18
		Pre 1142 (635-1230)	12 (8-15)	1.20 (0.75-1.74)	0.24 (0.17-0.36)
	Autunno	Post 1050	11	1.50	0.25
		Pre 1102 (829-1629)	16 (14-18)	1.22 (0.99-1.47)	0.44 (0.38-0.50)
	Inverno	Post I 615	9	1.07	0.15
		Post II 1476	10	0.44	0.25
M3	Estate	Pre 1090 (537-1632)	17 (15-19)	1.65 (1.38-1.85)	0.48 (0.38-0.59)
		Post 1022	17	1.33	0.44
	Autunno	Pre 2150 (1708-2840)	16 (15-18)	1.51 (1.23-1.78)	0.52 (0.47-0.56)
		Post 956	14	1.65	0.36
	Inverno	Pre 1642 (789-2062)	19 (15-21)	1.77 (1.67-1.83)	0.55 (0.47-0.63)
		Post 1564	20	1.24	0.50
M3	Estate	Pre 1844 (704-3030)	15 (12-16)	1.28 (1.09-1.34)	0.33 (0.26-0.39)
		Post I 676	8	0.34	0.10
	Autunno	Post II 1281	11	1.19	0.25
		Pre 1200 (297-2048)	13 (12-15)	1.27 (1.09-1.52)	0.35 (0.29-0.41)
	Inverno	Post 732	8	1.09	0.13
		Pre 2129 (1416-2895)	16 (14-18)	1.36 (1.31-1.43)	0.38 (0.32-0.49)
M3	Primavera	Post 919	11	0.85	0.21
		Pre 1426 (838-2154)	17 (15-17)	1.37 (1.22-1.76)	0.40 (0.37-0.44)
	Post	4029	15	1.09	0.24

Conclusioni

Nonostante l’entità notevole dell’evento di sedimentazione che ha colpito il fiume Mera nell’agosto 2017, il processo di recupero è iniziato entro pochi mesi, probabile conseguenza della resilienza delle comunità adattate ai disturbi associati allo sfruttamento idroelettrico. Tuttavia, il recupero non è stato completo nel corso dell’anno monitorato, a causa della persistente alterazione dell’habitat e delle operazioni di gestione del serbatoio finalizzate alla sicurezza del sistema.

La prosecuzione del monitoraggio negli anni successivi fornirà un’identificazione più precisa delle traiettorie di recupero delle comunità di macroinvertebrati bentonici e, quindi, tramite le loro indicazioni, dell’intero ecosistema fluviale.

Referenze

- Danehy R.J., Bilby, R.E., Langshaw, R.B., et al. (2012) Biological and water quality responses to hydrologic disturbances in third-order forested streams. *Ecohydrology*, 5(1): 90-98.
- Doretto A., Piano E., Bona F., Fenoglio S. (2018) How to assess the impact of fine sediments on the macroinvertebrate communities of alpine streams? A selection of the best metrics. *Ecological Indicators*, 84: 60-69.
- Doretto A., Piano E., Fenoglio S., et al. (2021) Beta-diversity and stressor specific index reveal patterns of macroinvertebrate community response to sediment flushing. *Ecological Indicators*, 122: 107256.
- Espa P., Batalla R.J., Brignoli M.L., et al. (2019) Tackling reservoir siltation by controlled sediment flushing: Impact on downstream fauna and related management issues. *PLoS One*, 14(6): e0218822.
- Harris H.E., Baxter C.V., Davis J.M. (2018) Wildfire and debris flows affect prey subsidies with implications for riparian and riverine predators. *Aquatic Sciences*, 80(4): 37.
- ISPRA (2014) Metodi biologici per le acque superficiali interne. Manuali e linee guida 11/2014. 234 pp.
- Ledger M.E., Milner A.M. (2015) Extreme events in running waters. *Freshwater Biology*, 60(12): 2455-2460.
- Quadroni S., Brignoli M.L., Crosa G., et al. (2016) Effects of sediment flushing from a small Alpine reservoir on downstream aquatic fauna. *Ecohydrology*, 9(7): 1276-1288.
- Salmaso F., Crosa G., Espa P., et al. (2020) The year after an extraordinary sedimentation event in a regulated Alpine river: The impact on benthic macroinvertebrate communities. *River Research and Applications*, 36(8): 1656-1667.
- Tullos D.D., Collins M.J., Bellmore J.R., et al. (2016) Synthesis of common management concerns associated with dam removal. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 52(5): 1179-1206.

Validazione di modelli strutturali e deposizionali per lo studio di giacimenti di idrocarburi: quantificazione delle incertezze attraverso l'analisi di scenari alternativi

Raffaele Bitonte^{1,2}, Emanuele Scaramuzzo¹, Franz Livio¹, Alessandro Michetti¹

¹*Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento di Scienza ed Alta Tecnologia.*

²*Edison Esplorazione e Produzione SpA - Milano*

Introduzione

L'incertezza legata alla modellazione dei dati di sottosuolo per la caratterizzazione di riserve di idrocarburi (oil & gas) è legata a due fattori principali: la qualità e quantità di dati disponibili, e la complessità geologica dell'area.

L'incertezza geologica deriva dalla difficoltà nell'ottenere modelli di sottosuolo adeguati. Queste incertezze sono legate ad aspetti pertinenti la geologia strutturale, la stratigrafia, la variabilità spaziale dei corpi geologici, i modelli adottati, l'interpretazione dei dati (Caers, 2011). Inoltre, i dati utili per l'interpretazione possono essere associati ad incertezze derivanti da errori nell'acquisizione del dato geofisico o da un processamento non ottimale dei dati. Di conseguenza, la gestione dell'incertezza è un tema delicato, e le diverse fonti di incertezza devono essere valutate in base alle specifiche caratteristiche di ciascun modello. In quest'ottica, la *quantificazione delle incertezze* si pone come obiettivo imprescindibile nella modellazione dei giacimenti (*reservoir*). La valutazione di parametri quali il GIIP (Indice di Gas Iniziale In Posto) è strettamente correlata alle caratteristiche della roccia serbatoio (net to gross, porosità, saturazione), all'interconnessione tra le strutture e alla loro distribuzione spaziale.

Materiali e Metodi

Il campo gas di Accettura, all'interno della concessione “Garaguso” di Edison E&P, venne scoperto nel 1968 ma, nonostante la sua lunga attività di produzione, lo studio e la caratterizzazione del giacimento è tuttora poco chiara. L'area è stata investigata nel tempo attraverso una copertura di rilievi sismici a riflessione 2D di bassa qualità, calibrati sulla base di un ridotto numero di pozzi; l'insieme di tali dati lasciano spazio alla formulazione di diverse possibili ipotesi interpretative. Pertanto, quest'area rappresenta un caso di studio interessante per la definizione di modelli 3D/scenari alternativi nello studio dei giacimenti. I dati di sottosuolo sono stati integrati in modelli con differente

assetto strutturale del giacimento, anche molto diversi tra loro; questo ha permesso di verificare quale tra i modelli alternativi corrisponde meglio ai dati di produzione di lungo periodo del campo gas, e di valutare il controllo operato da faglie ereditate sepolte sullo sviluppo di trappole sedimentarie nella Fossa Bradanica.

Le informazioni geologiche, stratigrafiche e strutturali sono state raggruppate in 4 diversi scenari; questi sono stati poi usati per creare modelli strutturali e di giacimenti usando il software Petrel (di Schumberger). Tutti gli scenari geologici sono stati utilizzati al fine di quantificare l’incertezza associata ai modelli. La validazione dei modelli strutturali è stata realizzata tramite un procedimento di retrodeformazione sequenziale di sezioni geologiche bilanciate. Di conseguenza, proponiamo una metodologia per la caratterizzazione dei giacimenti e la valutazione dell’incertezza. A tutti i modelli di base, ottenuto dall’interpretazione di tutti i dati di sottosuolo disponibili e popolato con le proprietà petrofisiche, sono state associate le stesse probabilità di occorrenza. In seguito, una valutazione probabilistica generalmente produce una valutazione più realistica della quantità di idrocarburi, dal momento che fornisce anche una valutazione dell’accuratezza delle stime ottenute.

L’approccio probabilistico consente infatti di considerare, durante i calcoli, la probabilità di distribuzione di ogni singolo parametro coinvolto. Ciascuna di queste distribuzioni riflette in modo quantitativo il grado di conoscenza, e quindi l’incertezza, di ogni parametro.

Per la valutazione probabilistica del GIIP, abbiamo utilizzato un modello stocastico ottenuto da una procedura Monte Carlo, sostituendo le distribuzioni uni-dimensionali con distribuzioni basate su superfici o griglie.

Risultati e Discussione

Il particolare stile deformativo che caratterizza l’Appennino meridionale durante il Miocene (Thin skinned thrusting – sovrascorimenti) ha coinvolto una serie di bacini ed in parte le piattaforme carbonatiche, che in origine formavano la porzione distale del margine passivo Mesozoico della placca Adria (Butler et al., 2004). Il coinvolgimento post-collisionale della piattaforma Apula e della sottostante litosfera, ha prodotto un deciso cambiamento dello stile deformativo, passando da una tettonica *thin skinned* (con accrezione frontale dell’alloctono e subduzione dell’autoctono) ad una tettonica *thick skinned* che ha causato la riattivazione con inversione positiva di vecchie faglie ereditate (Mazzoli et al., 2008; 2014). La nostra interpretazione sismica fornisce delle nuove evidenze chiave per la ricostruzione dello stile deformativo della piattaforma Apula, dominato dalla riattivazione di faglie normali (di probabile età permo-triassica), che hanno controllato la variazione dello spessore della sequenza carbonatica a partire dalla sua base.

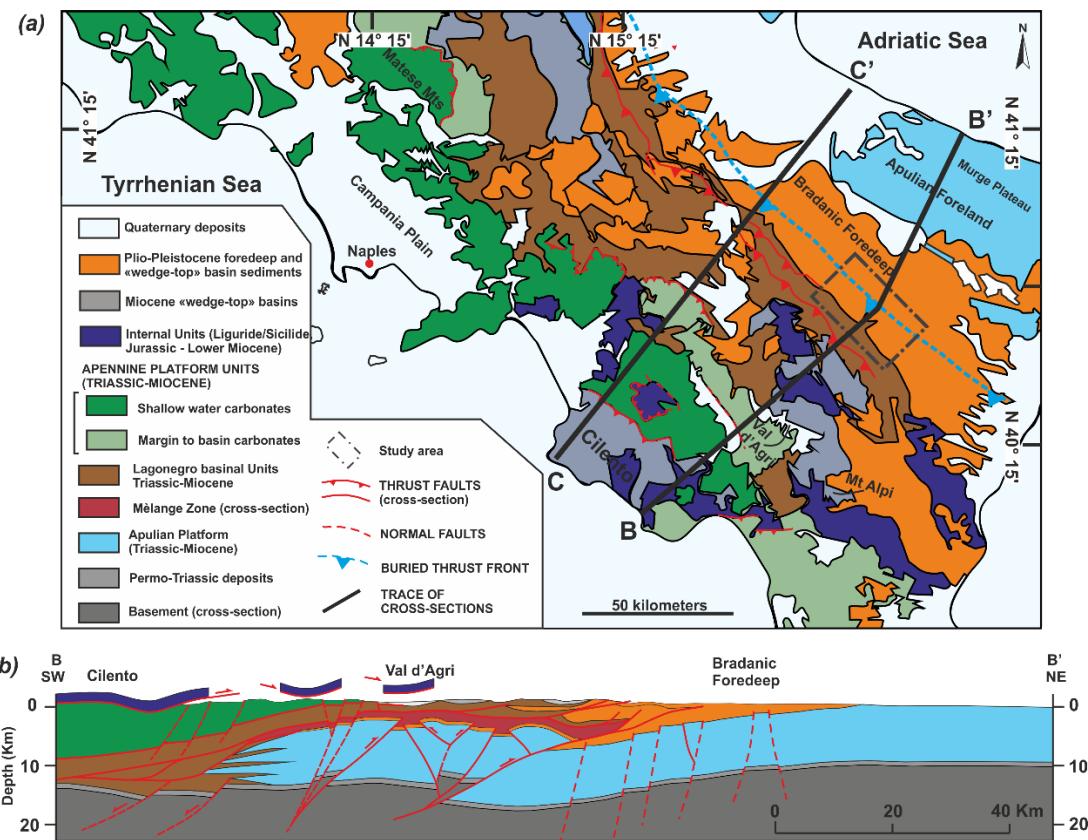


Figura 2: a) Carta strutturale (modificata da Vitale et al., 2017) e (b) sezione geologica dell'Appennino Meridionale (modificata da Mazzoli et al., 2014); l'area di studio è evidenziata dal riquadro nero tratteggiato.

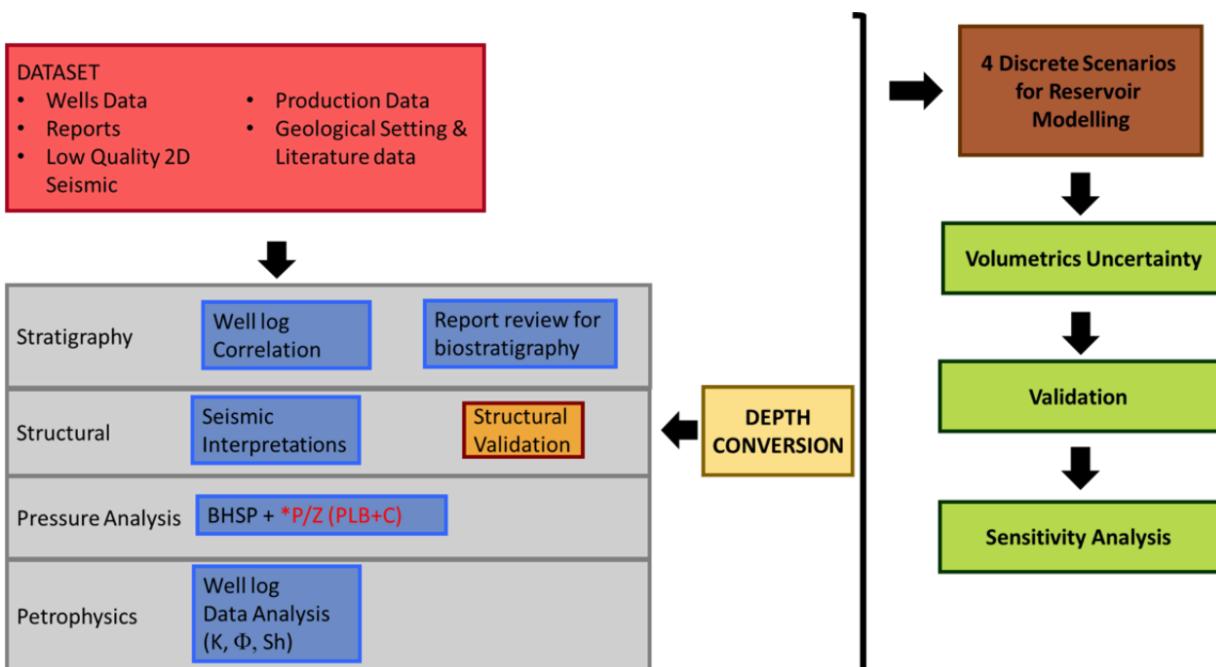


Figura 3: Metodologia usata nel progetto.

Il dataset di sottosuolo analizzato nella presente ricerca, ha permesso di ridurre fortemente il ruolo del *forebulge* nella flessurazione dell'avampaese Apulo e delle relative faglie normali rispetto ad una riattivazione di queste faglie ereditate invertendone la cinematica nella piattaforma Apula, come già suggerito da Shiner et al. (2004).

La validazione strutturale 2D ha permesso di evidenziare inoltre come l'inversione positiva delle vecchie faglie normali, può avvenire nell'avampaese, a distanza dal fronte dell'alloctono. sovrascorrimento. Quindi, da questa analisi è stato possibile ipotizzare che la deformazione nell'avampaese apulo è causato molto probabilmente dalla riattivazione di vecchie strutture causata dalla trasmissione degli stress compressionali.

Questo implica che la migrazione Plio-Pleistocenica verso Est dell'alloctono non è associata all'accavallamento tettonico delle falde autoctone al di sotto del piano di scollamento basale del cuneo accrezionale frontale, come ipotizzato da alcuni autori (e.g. Patacca and Scandone, 2001; Scrocca et al., 2005).

Tuttavia la modellazione strutturale non è stato in grado di ricreare automaticamente i compartimenti del giacimento basati sugli input/interpretazioni dell'assetto strutturali, a causa della forte incertezza nel *picking* di faglie e orizzonti sismici (dati sismici a bassa qualità), l'irregolarità e la discontinuità dei riflettori sismici, i rigetti (rispetto alla risoluzione sismica) e le variazioni di spessore modesti. Questo problema è stato aggirato creando sotto-regioni all'interno del giacimento, che si ipotizzano idraulicamente connesse (sulla verticale), sulla base dei dati di pressione registrati nei pozzi a disposizione.

La stima dell'incertezza del GIIP del campo di Accettura è stata valutata mediante simulazioni Monte Carlo. Per gli scenari 1, 2 e 3 sono stati generati 400 modelli, mentre per lo scenario 4 sono stati realizzati 300 modelli, campionando la distribuzione di ogni parametro in ingresso.

Infine, abbiamo realizzato un'analisi di sensitività per identificare le incertezze chiave nei parametri e per semplificare l'incertezza del modello, riducendo il numero di ripetizioni.

Generalmente, i contatti tra fluidi (acqua/gas) non hanno un grande impatto sull'analisi di sensitività, ad eccezione di uno scenario, che porta ad ottenere una interpretazione strutturale marcatamente diversa dagli altri 3 scenari.

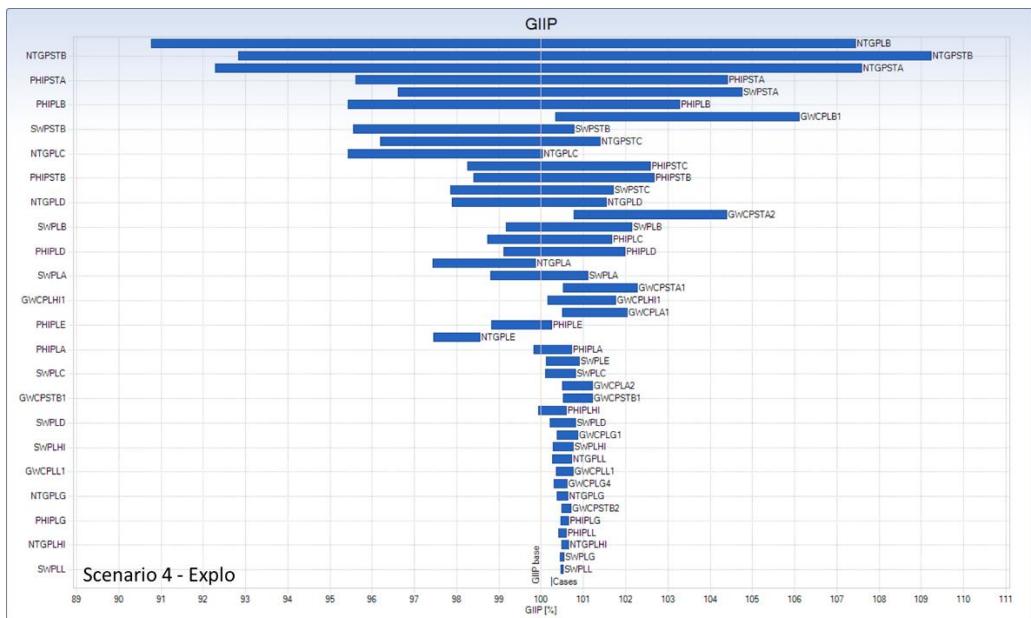


Figura 4: analisi di sensitività sulla stima del GIIP per uno degli scenari considerati.

Conclusioni

Questo studio ha permesso di ottenere una serie di interpretazioni geologiche e strutturali per un campo gas nella Fossa Bradanica. Nonostante la rilevante mole di dati di esplorazione e di produzione raccolti nel sito, l'assetto geologico e strutturale del giacimento, così come il potenziale per lo sfruttamento, erano ancora incerti. Attraverso un approccio multidisciplinare, comprensivo di un'analisi di sensitività delle diverse variabili utilizzate, siamo stati in grado di fornire un nuovo contributo per la caratterizzazione del complesso campo gas di Accettura, e per la quantificazione delle incertezze ad essa collegate.

Referenzen

- Butler R.W.H., Mazzoli S., Corrado S., et al., (2004) Applying thick-skinned tectonic models to the Apennine thrust belt of Italy: Limitations and implications. In: *Thrust Tectonics and Petroleum Systems* (K. R. McClay, ed.), AAPG Memoir, 82, 647-667.

Caers J. (2011) *Modeling uncertainty in the Earth sciences*. Wiley-Blackwell.

Mazzoli S., D'Errico M., Aldega L., et al., (2008) Tectonic burial and young (10 Ma) exhumation in the southern Apennines fold-and-thrust belt (Italy). *Geology*, March 2008, v. 36, no. 3, p. 243–246.

Mazzoli S., Ascione A., Buscher J.T., et al., (2014) Low-angle normal faulting and focused exhumation associated with late Pliocene change in tectonic style in the southern Apennines (Italy): *Tectonics*, v. 33, p. 1802–1818, doi: 10.1002/2014TC003608.

Patacca E., Scandone P. (2001) Late thrust propagation and sedimentary response in the thrust belt-foredeep system of the southern Apennines (Pliocene-Pleistocene). In Vai G.B. & Martini I.P.

Eds., Anatomy of an Orogen: The Apennines and adjacent Mediterranean basins. Kluwer Academic Publ., 401-440.

Scrocca D., Carminati E., Doglioni C. (2005) Deep structure of the southern Apennines, Italy: Thin-skinned or thick skinned? *Tectonics* 24. <https://doi.org/10.1029/2004TC001634>.

Shiner P., Beccacini A., Mazzoli S. (2004) Thin-Skinned versus Thick-Skinned structural models for Apulian carbonate reservoirs: constraints from the Val d’Agri fields, southern Apennines, Italy. *Mar. Petrol. Geol.* 21(7): 805–27.

Vitale S., Amore O. F., Ciarcia S., et al., (2017) Structural, stratigraphic and petrological clues for a Cretaceous– Paleocene abortive rift in the southern Adria domain (southern Apennines, Italy). *Geological Journal*, 53, 660-681. <https://doi.org/10.1002/gj.2919>.

Dal campo alla scuola: come la corretta divulgazione aumenti la consapevolezza nei giovani.

Alessandro Pobbiati¹, Nicoletta Cannone², Mauro Guglielmin³

¹ *Fondazione Istituto San Girolamo Emiliani, Corbetta*

² *Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università dell’Insubria, Como*

³ *Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università dell’Insubria, Varese*

Introduzione

La fiducia nelle scienze da parte del grande pubblico sta diminuendo progressivamente da alcuni anni, principalmente a causa delle modalità che la scienza utilizza per comunicare. Studi recenti dimostrano come le notizie trasmesse dai *mass media*, non siano sempre vere e come la diffusione di *fake news* aumenti sempre di più contribuendo a minare ulteriormente la fiducia che le persone dovrebbero riporre nella scienza. È sufficiente riflettere su quante persone conoscano il concetto di *peer review*, ovvero che ogni scoperta prima di essere pubblicata è vagliata da un *team* di esperti del settore, non essendo quindi frutto di un singolo ricercatore. Questa procedura assicura la validità degli avanzamenti scientifici, ma purtroppo pochissime persone sono a conoscenza di questo meccanismo di salvaguardia. Inoltre, quando la pubblicazione di una notizia scientifica avviene con dei contenuti parziali porta all’effetto contrario, disinforma il pubblico. Questo accade in un periodo storico dove i problemi ambientali sono in aumento e per la loro risoluzione serve la conoscenza ed il coinvolgimento di tutti i cittadini. Uno dei più importanti problemi ambientali attuali riguarda il Cambiamento Climatico (CC) che ha ed avrà, ripercussioni sulla nostra quotidianità e sulla qualità della nostra vita, rendendo quindi necessario che i cittadini siano informati, in modo che siano preparati ad affrontare i potenziali problemi associati a questa situazione in evoluzione.

Viene qui presentato un progetto di divulgazione delle problematiche legate agli impatti del cambiamento climatico destinato agli studenti ed ai cittadini, basato su una metodologia di facile realizzazione e quindi replicabile, fondata su solide basi di conoscenza scientifica.

Materiali e Metodi

Il progetto di divulgazione si articola in diverse fasi. La prima fase riguarda la formazione dell’operatore, che inizia durante il percorso di studi magistrali e prosegue con l’osservazione di attività relative alla terza missione dell’università operate da docenti, dell’Università dell’Insubria, nello specifico attività di divulgazione con la scuola media di Lissone durante due uscite didattiche sul campo. L’operatore ha prestato attenzione sia ai divulgatori, nel loro modo di porsi e di spiegare, sia al pubblico, per cogliere le diverse reazioni. Al termine dell’attività di campo, l’operatore ha intervistato gli studenti ponendo domande precise allo scopo di valutare: 1) il grado di apprendimento dei concetti spiegati dai divulgatori; 2) quali elementi o aspetti li avesse colpiti maggiormente; 3) in cosa avrebbero migliorato l’intervento dei divulgatori.

Dopo questa esperienza l’operatore ha iniziato a strutturare la seconda fase del progetto che prevede la realizzazione di un proprio progetto divulgativo, finalizzato ad illustrare agli studenti delle scuole secondarie inferiori, il CC in tutti suoi aspetti e portare l’esempio pratico di un progetto di ricerca scientifica. A tal fine l’operatore ha approfondito i contenuti del progetto “Risposta di Ecosistemi Sensibili Alpini ai Cambiamenti Climatici” (RESACC) finanziato del Ministero dell’Università nell’ambito dei Progetti di Rilevante Interesse Nazionale. Per questa parte, l’operatore ha seguito, per diversi giorni, alcuni esperti di tale progetto presso il Parco Nazionale dello Stelvio, così da far sue le tecniche di monitoraggio riguardo al CC e l’uso dei diversi strumenti annessi. In questa fase l’operatore ha di certo ampliato le sue conoscenze, in particolare per quanto riguarda le attività di rilevamento e misure sul terreno e l’impiego di diverse metodologie e strumentazioni di misura. Al termine di questa ulteriore fase di acculturamento, l’operatore ha utilizzato le esperienze maturate per l’elaborazione dei questionari da somministrare ai ragazzi della scuola media e dei contenuti specifici del proprio progetto di divulgazione. Per questa fase sono state selezionate: 1 classe di prima media, 1 classe di seconda media e 6 classi di terza media. I vari interventi sono stati svolti secondo la seguente modalità: a) somministrazione del questionario, a risposta multipla, per quantificare le conoscenze pregresse (figura n.1), b) intervento didattico (supportato da un elaborato .pptx) e c) somministrazione di un secondo questionario (figura n.2) per vedere le conoscenze acquisite e quantificarne così l’efficacia, osservando la differenza di risposte fra i due. Gli interventi didattici variavano in: tempistica, mole di informazioni e linguaggio, in base agli alunni ed ai *feedback* dell’attività precedente.

ANNO	CLASSE	DATA
1) Ritieni che sia importante studiare il cambiamento climatico? Si , No o Non so cosa sia;		
1.1) Se hai risposto SI, per quale ragione? sociale - politica - economica - ambientale - (altro.....);		
2) Pensi che il cambiamento climatico avrà ripercussioni sulla tua vita? Si , No o Non ne ho idea;		
2.1) Se hai risposto SI, in quale dei seguenti ambiti: disponibilità d'acqua, disponibilità cibo, energia, salute umana, lavoro, viaggi, (altro);		
3) Puoi far qualcosa per mitigare il cambiamento climatico? Si , No o Non ne ho idea;		
3.1) Se hai risposto SI, indica cosa potresti fare: riciclare, consumare meno acqua, usare più prodotti biodegradabili, diminuire l'inquinamento (altro.....);		
4) Conoscere per voi è importante? Si , No;		
4.1) Se avete risposto SI, scrivete il perchè;		
5) Essere consapevoli di ciò che accade all'ambiente terra, in cosa potrebbe migliorare la tua/nostra vita?		

Figura 5. Questionario pre-intervento

Figura 6. Questionario post-intervento

Test 2.0
1F) Considerazioni generali sull'attività
1.1 F) Indicate da 1 a 10 quanto avete capito di cio' che vi è stato spiegato.....
1.2 F) Ritenete che attività di questo tipo siano UTILI e/o NECESSARIE, a ragazzi della vostra età?
1.3 F) Avete appreso informazioni nuove? Scrivete quali
1.4 F) Come cambiereste in meglio questo lavoro? es. più o meno tempo di lezione, il tipo di linguaggio, oppure il lavoro va bene così.
1.5 F) Ne avevi già sentito parlare? Si o No. Se hai risposto SI, indica se a scuola, sul web, su riviste o a casa.
Ora rispondere nuovamente alle domande che vi sono state poste all'inizio.
1) Ritieni sia importante studiare il cambiamento climatico? Si , No o Non so cosa sia;
1.1) Se hai risposto SI, per quale ragione? sociale - politica - economica - ambientale - (altro.....);
2) Pensi che il cambiamento climatico avrà ripercussioni sulla tua vita? Si , No o Non ne ho idea;
2.1) Se hai risposto SI, in quale dei seguenti ambiti: disponibilità d'acqua, disponibilità cibo, energia, salute umana, lavoro, viaggi, (altro);
3) Puoi far qualcosa per mitigare il cambiamento climatico? Si , No o Non ne ho idea;
3.1) Se hai risposto SI, indica cosa potresti fare: riciclare, consumare meno acqua, usare più prodotti biodegradabili, diminuire l'inquinamento (altro.....);
4) Conoscere per voi è importante? Si , No;
4.1) Se avete risposto SI, scrivete il perchè;
5) Essere consapevoli di ciò che accade all'ambiente terra, in cosa potrebbe migliorare la tua/nostra vita?

Risultati e Discussione

Il primo intervento di cui si è valutata l'efficacia, quello rivolto agli alunni della scuola media di Lissone, ha avuto un riscontro positivo, infatti, degli 8 gruppi di alunni solamente 1 chiedeva di semplificare il linguaggio e 2 di sintetizzare le informazioni. Tale intervento ha dimostrato che mostrare sul campo gli effetti del cambiamento climatico ha un grande effetto sul pubblico, tanto che tutti gli 8 gruppi hanno affermato che la cosa che più gli è rimasta in mente è il ritiro dei ghiacciai (impatto del CC che hanno osservato durante l'uscita di campo).

Nel secondo progetto divulgativo, svolto nelle 8 classi delle scuole medie, dai questionari è emerso un aumento nel numero di risposte in 162 dei 183 eseguiti con un incremento medio pari al 21.02% riguardo le prime tre domande, queste riguardavano le conoscenze generali sul CC, ovvero per quali ragioni si studia, quali aspetti della nostra vita tocca o toccherà e cosa possiamo fare noi cittadini per contribuire al mitigamento di questo.

Con riferimento alla prima domanda (grafico n.1), quasi la totalità dei ragazzi, nel questionario pre-intervento, evidenzia che il CC riguardi solo ed esclusivamente l'ambiente, mentre, dal post-intervento si evince che alcuni studenti abbiano compreso che il CC, non riguardi solo l'ambiente, ma abbia ripercussioni in ambito sociale ed economico (incremento rispettivo del 31,5% e 39,33%).

Nel secondo quesito, che chiedeva ai ragazzi quali ambiti della propria vita il CC potesse coinvolgere, il maggior punto di aumento lo abbiamo sull'opzione “Lavoro” (incremento del 33,88%), molti studenti, già nel pre-intervento evidenziano che si avranno ripercussioni riguardo, la salute, la disponibilità alimentare e le risorse idriche, dato che potrebbe derivare dal fatto che comunque, ad oggi, ci sono diverse fonti che parlano di questi temi. Anche in questo caso, nel post-intervento si osserva un incremento nel numero di risposte rispettivamente del 16,38%, 27,87% e del 21,86% che indica un aumento della consapevolezza.

Nella terza domanda, “Puoi contribuire nel mitigare il Cambiamento Climatico, se si cosa”, da pre a post-intervento tutte le opzioni denotano un aumento della consapevolezza, quello maggiore si riscontra nel “risparmiare l'acqua”, pari al 24,58%.

Nella domanda 1.5F, veniva chiesto di specificare le fonti da cui i ragazzi avevano già sentito parlare del CC, emerge che il 23% non ne ha mai sentito parlare; mentre la principale origine di informazione risulta il *web*. Si sottolinea che considerando le 6 classi di terza media, l'opzione “scuola” è citata solo in 35 questionari dei 125 totali.

Analizzando i *feedback*, domanda 1.4F raccolti post-intervento, quasi il 60% dei ragazzi afferma che l'attività vada bene così e che non abbia bisogno di modifiche, il 16,38% chiede di prolungare in tempistiche l'attività; mentre, riguardo gli aspetti negativi (Meno Tempo e Semplificazione del Linguaggio) vengono citati da circa il 16% degli studenti.

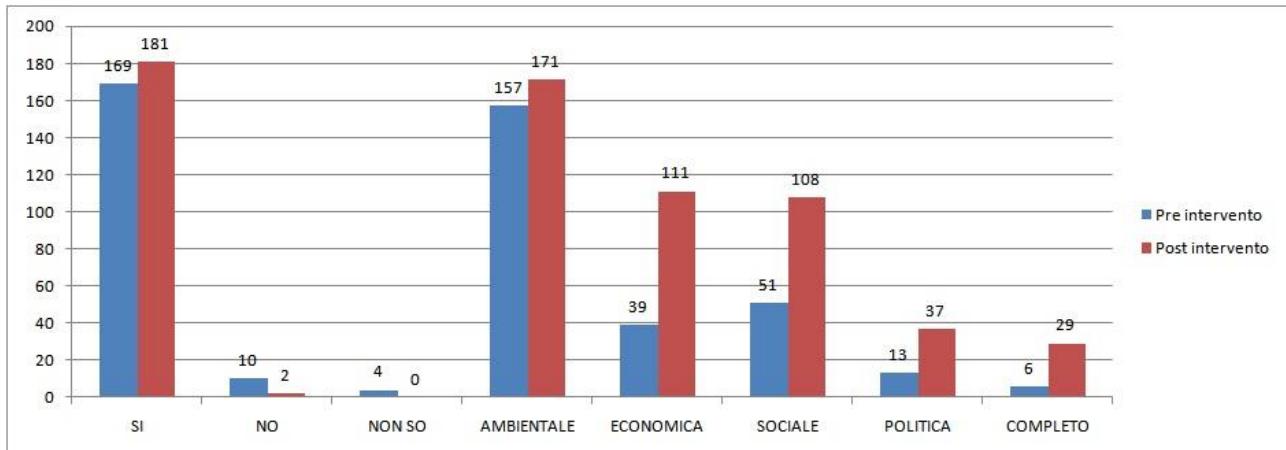


Grafico 1. Grafico sulla variazione delle risposte alla domanda n.1 “Ritieni che sia importante studiare il cambiamento climatico? Si, No, Non so che cosa sia; Se hai risposto sì, indica per quali ambiti? Ambientale, Economico, Sociale, Politico e/o Altro...

Conclusioni

Da tale lavoro sono emersi diversi fattori che potrebbe contribuire a rendere efficacie e migliore ogni intervento divulgativo riguardante diverse tematiche scientifiche.

In primo luogo, l'operatore deve avere una conoscenza pregressa della tematica derivata anche dall'esperienza pratica, in quanto è da questa che si ottiene la possibilità di volgarizzare il tema trattato per renderlo più comprensibile e riuscire anche ad adattarsi per quanto riguardo il dettaglio della tematica in base al pubblico.

Resta fondamentale conoscere quest'ultimo, soprattutto quando ci si rivolgerà a dei ragazzi delle scuole secondarie, e per farlo basta scambiare due parole con i docenti per capire il livello dei ragazzi e cosa più importante, cosa hanno già affrontato nel programma, ed è grazie a queste informazioni che possiamo capire come calibrare il linguaggio e l'approfondimento della tematica.

Altro aspetto importante è il supporto visivo, gli alunni delle scuole non sono un pubblico che ha scelto di essere lì in quel momento, spetta all'operatore coinvolgerli e invogliarli all'ascolto, purtroppo non è sempre possibile andare sul campo, quindi, bisogna portare il campo a loro grazie all'uso della tecnologia.

Infine, i questionari risultano dei buoni strumenti per verificare l'efficacia dell'intervento e possono fornire dei *feedback* sull'attività, che possono risultare utili all'operatore per migliorare i propri interventi futuri e usarli come strumento di autocritica.

Referenze

- ARPAV (2014) Analisi dei bisogni: la Scuola e l'educazione ambientale, un esempio nella Scuola Secondaria di primo grado.
- IPCC (2014) AR5 IPCC, Fifth Assessment Report.
- La Longa F., Crescimbene M. (2008). Le attività di informazione scientifica: uno studio sull'efficacia divulgativa, Quaderni di Geosifca, No. 63.
- Horizon 2020: Il programma quadro dell'UE per la ricerca e l'innovazione
- IPCC (2018)IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C, 2018
- Villa M. L. (2016). La scienza sa di non sapere per questo funziona. Guerini e Associati Editori.
- www.adapation.it & www.adaptationproject.eu
- www.citizenscience.org

Biomasse per un futuro *green*

Gilberto Binda¹, Andrea Pozzi¹

¹Università degli Studi dell’Insubria, Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Via Valleggio 11, Como

Introduzione

L’esaurimento delle fonti di combustibili fossili e le loro emissioni hanno innescato una vigorosa ricerca di fonti energetiche alternative e rinnovabili. Le biomasse risultano un settore di ampio interesse negli ultimi anni a livello ambientale, sia come sorgente di energia (biocarburanti) che come materiale di partenza per diversi prodotti industriali (per esempio polimeri).

In questo contesto, l’utilizzo di materiale carbonioso ottenuto da pirolisi di biomasse (*biochar*) presenta diverse proprietà chimico fisiche che lo rendono un materiale attrattivo per diverse applicazioni ingegneristiche e ambientali (Binda et al., 2020; Spanu et al., 2020; Wang et al., 2020). Tra i diversi precursori di materiale carbonioso e biocarburanti, le biomasse algali si presentano come una materia prima promettente. Queste biomasse infatti hanno un’elevata produttività per unità di superficie coltivata; hanno un elevato fissaggio di CO₂ (riducendo globalmente le emissioni); possono crescere sia in acqua dolce, salata e in acque reflue (in modo tale da non concorrere con i bisogni umani); e non competono con le coltivazioni agricole alimentari. Queste biomasse inoltre presentano il vantaggio di ottenere altri prodotti validi durante la pirolisi (oli e gas) che permettono di ottenere potenziali carburanti, ottimizzando il processo ed evitando sprechi di materiale ed energia.

Materiali e Metodi

Presso l’Università dell’Insubria è in corso un’attività di ricerca che riguarda l’utilizzo di *biochar* derivato da microalghe in diversi contesti ambientali, tra cui l’applicazione come sequestrante di metalli in soluzioni acquose e l’utilizzo per la creazione di elettrodi (sia per sensori che per batterie). La selezione di alcune potenziali biomasse da utilizzare per creare i materiali carboniosi è ricaduta su 2 alghe d’acqua dolce (*Chlorella vulgaris* e *Spirulina* sp.) e su un’alga marina (*Nannochloropsis* sp.). Inoltre, è stata selezionata una biomassa legnosa (guscio di noce) da usare come comparazione.

Le analisi hanno incluso:

- test con tecniche termogravimetriche per ottimizzare il processo di pirolisi e la resa di materiale carbonioso;

- esperimenti di pirolisi a 350 °C per valutazione delle rese di materiale carbonioso, olio e gas utilizzando un forno tubolare con sistema di convogliamento dei gas;
- analisi infrarosso, analisi elementari, analisi in microscopia elettronica delle biomasse fresche e dei materiali carboniosi per osservarne morfologia, contenuto elementare e la presenza di gruppi funzionali sulla superficie;
- analisi gascromatografiche dei campioni di olio per caratterizzare i composti principali e valutare il potenziale uso come biocarburanti.

Risultati e Discussione

I principali risultati hanno dimostrato che vi sono evidenti differenze tra le differenti biomasse (sia morfologiche che chimiche) e che le alghe, vista la loro composizione chimica, presentano un valido materiale da utilizzare sia come elettrodo che come sequestrante di metalli.

La concentrazione elementare di tutti composti ottenuti da alghe, infatti, presenta valori maggiori di fosforo e azoto (Tabella 1; Binda et al., 2020).

Biomassa	Mg (g/kg)	Ca (g/kg)	Na (g/kg)	K (g/kg)	N (% peso)	P (g/kg)
<i>Chlorella vulgaris</i>	2.09	1.78	<0.05	23.26	10.03	26.36
<i>Nannochloropsis</i> sp.	10.01	10.84	95.15	47.95	6.32	19.17
Noce	5.63	11.08	<0.05	16.64	0.36	1.4
<i>Spirulina</i> sp.	4.51	0.88	5.72	31.65	10.35	26.97

Tabella 1: Valori di concentrazione di magnesio (Mg), calcio (Ca), sodio (Na), potassio (K), azoto (N) e fosforo (P) nei *biochar* ottenuti da diverse biomasse.

Le diverse alghe, inoltre, si differenziano tra di loro: *Nannochloropsis* sp., crescendo in ambiente marino, presenta valori di sodio, calcio e magnesio molto più elevati, mentre i composti ottenuti da *Spirulina* sp. e *Chlorella vulgaris* presentano valori più elevati di potassio. Tutti questi elementi possono favorire processi elettrochimici e fenomeni di scambio cationico, e rendono il materiale ottenuto da alghe più attrattivo rispetto a quello ottenuto da biomassa legnosa (Meng et al., 2015; Wang et al., 2020). Le più elevate rese di oli durante il processo di pirolisi da parte delle alghe, inoltre, favorisce una resa più elevata di prodotto totale, nella visione di una possibile applicazione industriale (Figura 1).

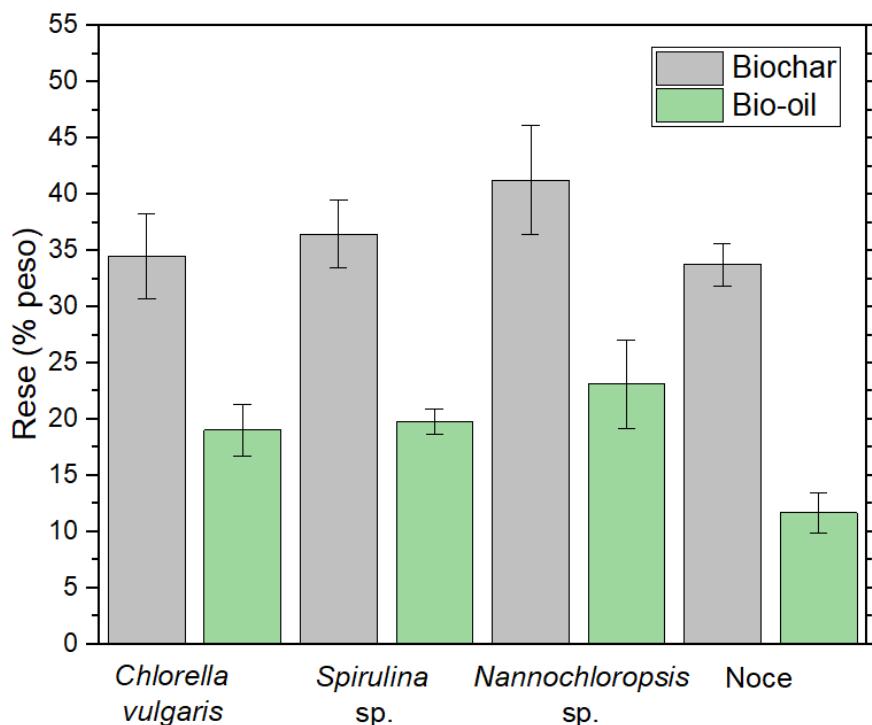


Figura 1: rese di *biochar* (in grigio) e bio olio (in verde) delle diverse biomasse.

Conclusioni

In conclusione, le biomasse algali presentano un’innovativa e valida biomassa di partenza per ottenere materiale carbonioso e biocarburanti tramite processo di pirolisi. Questi materiali, inoltre, presentano buone opportunità anche per una futura applicazione industriale nel campo delle bonifiche, nell’elettrochimica e in processi catalitici (Nguyen et al., 2016; Spanu et al., 2020), sostituendo materiali ottenuti da processi di sintesi con materiali ottenuti in maniera sostenibile.

Referenze

- Binda G., Spanu D., Bettinetti R., et al., (2020) Comprehensive comparison of microalgae-derived biochar from different feedstocks: A prospective study for future environmental applications. *Algal Research*, 52, 102103.
- Meng X., Savage P. E., Deng D. (2015) Trash to treasure: from harmful algal blooms to high-performance electrodes for sodium-ion batteries. *Environmental Science & Technology*, 49(20), 12543-12550.
- Nguyen H. K., Pham V. V., Do H. T. (2016) Preparation of Ni/biochar catalyst for hydrotreating of bio-oil from microalgae biomass. *Catalysis Letters*, 146(11), 2381-2391.

Spanu D., Binda, G., Dossi, C., et al., (2020) Biochar as an alternative sustainable platform for sensing applications: A review. *Microchemical Journal*, 105506.

Wang S., Kwak J. H., Islam M. S., et al., (2020) Biochar surface complexation and Ni (II), Cu (II), and Cd (II) adsorption in aqueous solutions depend on feedstock type. *Science of The Total Environment*, 712, 136538.

Emivite di degradazione dei Policlorobifenili nel suolo: ruolo delle piante e del carbonio organico

Elisa Terzaghi, Elisabetta Zanardini, Cristiana Morosini, Parisa Falakdin, Antonio Di Guardo

Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell’Insubria

Introduzione

Le emivite di degradazione sono dei parametri fondamentali per stimare la persistenza dei contaminanti organici, come ad esempio i Policlorobifenili (PCB), negli ecosistemi terrestri mediante l’uso di modelli multimediali del destino ambientale (Terzaghi et al., 2017). Questi dati si possono ottenere in quattro modi: 1) articoli/libri scientifici che riportino le proprietà chimico-fisiche, 2) metodi di stima basati sulle relazioni struttura-proprietà, 3) esperimenti di laboratorio e 4) di campo. La degradazione dei PCB nel suolo è stata investigata in molti studi di laboratorio; tuttavia, sebbene questi studi abbiano chiarito i meccanismi e i percorsi degradativi di tali molecole, non hanno fornito dati che riflettono le condizioni di campo.

Negli ultimi decenni, si è verificato un interesse crescente verso i metodi per ridurre i tempi di degradazione dei PCB nel suolo. Tra questi, ci sono le tecnologie di biorimedio, che sfruttano l’attività di batteri, funghi e piante per ridurre la concentrazione di contaminanti organici nel suolo (Passatore et al., 2014). La biodegradazione dei PCB dipende da diversi fattori, tra cui le loro proprietà chimico-fisiche, le caratteristiche (carbonio organico) e le condizioni (temperatura, contenuto di acqua ed ossigeno) del suolo e il tempo della contaminazione (recente o *aged*) (Terzaghi et al., 2018). Inoltre, un ruolo fondamentale è svolto dalle piante le quali possono contribuire alla loro degradazione interagendo con i microrganismi del suolo mediante il processo di rizorimedio (Vergani et al., 2017). Il ruolo delle interazioni pianta-microrganismi nel risanare suoli contaminati da PCB è stato investigato attraverso molti studi di laboratorio, di serra e di campo. Recentemente, i dati riportati in questi studi sono stati utilizzati per calcolare le emivite di rizorimedio nel suolo per le dieci famiglie di PCB (Terzaghi et al., 2018), evidenziando l’importanza delle relazioni pianta-microrganismi nel ridurre la persistenza dei PCB nel suolo. Tuttavia, sono necessari ulteriori sforzi per valutare l’effetto del rizorimedio in condizioni più realistiche rispetto a quelle fino ad ora considerate, come ad esempio utilizzando un suolo caratterizzato da una contaminazione *aged*, un elevato rapporto di volume suolo/radici ed un tempo sperimentale nell’ordine di anni.

In questo lavoro verranno presentati alcuni aspetti di un esperimento di rizorimedio in serra a lungo termine, utilizzando un suolo di un sito contaminato italiano caratterizzato da elevate concentrazioni di PCB e diverse specie vegetali selezionate. L’esperimento è stato condotto al fine di individuare le specie vegetali e le condizioni del suolo che meglio stimolano la degradazione dei PCB. I dati ottenuti

sono stati utilizzati per calcolare emivite di rizorimedio per le 10 famiglie di PCB e 79 congeneri, inclusi quelli alto clorurati.

Materiali e Metodi

Origine del suolo. Il suolo utilizzato per la sperimentazione in serra è stato campionato in un'area agricola di un sito di interesse nazionale italiano (SIN Brescia-Caffaro). Il suolo è stato preparato, miscelato e omogeneizzato estensivamente con il metodo Japanese slab cake (Low et al., 2010) al fine di ridurre la variabilità iniziale delle concentrazioni del suolo. Quest'ultimo è stato quindi trasferito in vasi di polipropilene da 6 litri ciascuno.

Disegno sperimentale. Sette specie vegetali selezionate (*Phalaris arundinacea* L., *Festuca arundinacea* Schreb., *Cucurbita pepo* L. ssp *pepo*, *Medicago sativa* L., *Brassica juncea* (L.) Czern, *Athyrium filix-foemina* (L.) Roth, *Salix caprea* L.), sono state coltivate in vaso per 18 mesi (maggio 2015 – novembre 2016), da sole o in consociazione o con un particolare trattamento del suolo (cicli di irrigazione alternati, aggiunta di compost, aggiunta di tiosolfato d'ammonio, aggiunta di rizobio e funghi micorrizici), per un totale di 10 tesi sperimentali (P1 - P10). Sono stati allestiti anche dei controlli con suolo contaminato senza pianta e senza i trattamenti aggiuntivi, per valutare l'effetto dell'attenuazione naturale. Sia le tesi sperimentali che i controlli sono stati allestiti in triplicato.

Campionamento ed analisi. Il suolo è stato campionato all'inizio dell'esperimento (T0) e dopo 18 mesi (T18). La concentrazione di 79 PCB è stata determinata secondo il metodo EPA 1668 C (2010).

Calcolo delle emivite di rizorimedio. Per ogni tesi sperimentale e per ogni famiglia e congenere di PCB sono state calcolate le percentuali di riduzione delle concentrazioni nei trattamenti al T18 rispetto ai controlli al T0. Successivamente, per le molecole per le quali è stata osservata una riduzione statisticamente significativa (test t-Student), è stata calcolata un'emivita di rizorimedio considerando una cinetica del I ordine (Terzaghi et al., 2018).

Risultati e Discussione

Selezione dei trattamenti più efficienti. La somma dei 79 congeneri misurati nel suolo dei vasi al T0 è pari a circa 11000 µg/kg ss. Il fingerprint è predominato dai tetra, penta, esa, epta e deca PCB che rappresentano rispettivamente circa il 10%, 20%, 20%, 15% e 15% dei PCB totali misurati; le altre famiglie rappresentano ciascuna meno del 5%. Dopo 18 mesi (T18), considerando la somma dei PCB, diverse tesi sperimentali sono state in grado di ridurre le concentrazioni di tri, tetra, penta PCB del 16-27%; solo P3 (*Festuca arundinacea*) è stata efficiente nei confronti di mono PCB (23%), mentre solo P4 e P6 (*Festuca arundinacea* in consociazione con *Cucurbita pepo* e *Festuca arundinacea* coltivata con aggiunta di compost) hanno mostrato effetti significativi per esa e epta-

PCB (19-24%). Per P4 e P6, in aggiunta a P7 (*Medicago sativa* coltivata con aggiunta di rizobio e funghi micorrizici), è stata osservata una riduzione statisticamente significativa di circa il 20% della somma dei PCB. Considerando i singoli congeneri, invece, *Festuca arundinacea* (P3), *Festuca arundinacea* in consociazione con *Cucurbita pepo* (P4) e *Festuca arundinacea* con aggiunta di compost (P6) sono state in grado di promuovere la degradazione di oltre il 50% dei 79 congeneri misurati, inclusi quelli più alto clorurati (da otta a deca), risultando le tesi sperimentali più efficienti (**Figura 1**).

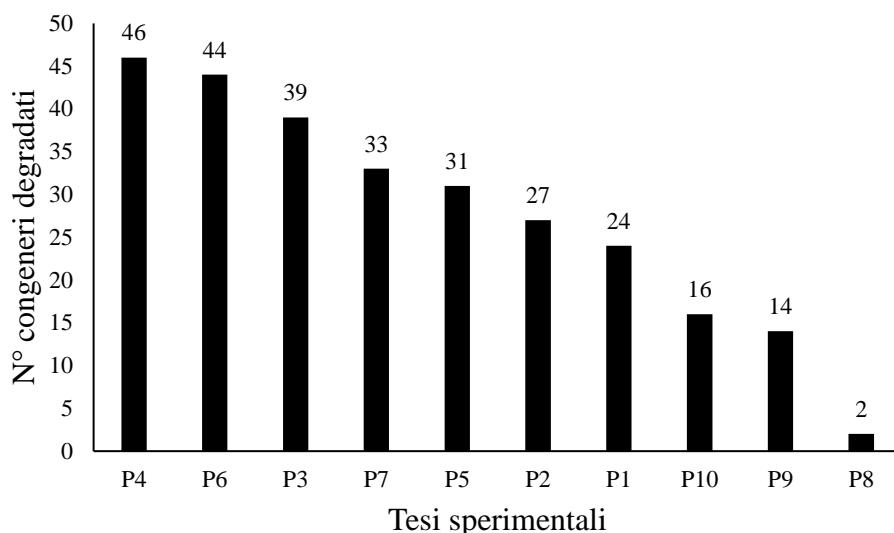


Figura 1 – Numero di congeneri di PCB degradati in modo statisticamente significativo ($p<0.1$) nelle 10 tesi sperimentali (P). P1, *Phalaris arundinacea*; P2, *Phalaris arundinacea* sottoposta a cicli di irrigazione alternati; P3, *Festuca arundinacea*; P4, *Festuca arundinacea* in consociazione con *Cucurbita pepo*; P5, *Festuca arundinacea* sottoposta a cicli di irrigazione alternati; P6, *Festuca arundinacea* coltivata con aggiunta di compost; P7, *Medicago sativa* coltivata con aggiunta di rizobio e funghi micorrizici; P8, *Athyrium filix-foemina* in consociazione con *Salix caprea*; P9, *Brassica juncea*; P10, *Brassica juncea* coltivata con aggiunta di tiosolfato d’ammonio.

Emivite di rhizoremediation. I risultati hanno permesso di calcolare le emivite di rizorimedio confrontando le concentrazioni di PCB nei vasi di controllo al T0 e delle tesi sperimentali al T18. La **Tabella 1** riporta le emivite medie ottenute per le 10 famiglie di PCB, considerando le 10 tesi sperimentali e il range delle emivite dei congeneri di ciascuna famiglia per le due tesi sperimentali migliori (P4 e P6). Le emivite variano da 2.59 a 5.13 anni per le famiglie, mentre da 1.31 a 5.84 anni per P4 e da 1.65 a 5.13 anni per P6 considerando i singoli congeneri. Questi valori sono fino ad un fattore 4 più bassi, rispetto alle emivite generiche di degradazione (non derivanti da esperimenti di rizorimedio) riportate nella letteratura (Paasivirta & Sinkkonen, 2009), specialmente per i congeneri alto clorurati (da otta a deca).

Tabella 1 – Emivite di rizorimedio e generiche in suolo

Emivite di degradazione in suolo (anni)				
n° clori	Emivite di rizorimedio		Emivite generiche*	
	Famiglie (media)	Congeneri (range)		Congeneri (media)
		P4	P6	
1	2.71	nd	nd	0.60
2	2.79	nd	nd	1.04
3	2.72	2.73-3.22	2.06-5.52	2.02
4	3.07	1.61-4.34	1.65-4.08	4.68
5	3.21	1.31-5.84	1.74-3.04	4.43
6	2.59	1.98-5.38	2.14-4.36	6.70
7	2.94	2.82-4.18	1.68-3.55	10.70
8	3.62	3.60-4.66	3.55-3.64	15.98
9	4.50	nd	2.14-2.68	20.55
10	5.13	nd	5.13	22.83

* Da (Paasivirta & Sinkkonen, 2009): media dei congeneri appartenenti alla stessa famiglia; nd: non disponibile

Questi risultati hanno mostrato l’importanza delle interazioni pianta-microrganismi nell’accelerare il processo di degradazione dei PCB nel suolo. Sia la specie vegetale che le condizioni del suolo sono due fattori molto importanti nell’influenzare la biodegradabilità di queste molecole. In particolar modo, *Festuca arundinacea* è risultata essere la specie più efficiente, mostrando, in diverse condizioni (da sola, in consociazione con *Cucurbita pepo*, con aggiunta di compost e sottoposta a cicli di irrigazione alternati) di promuovere la degradazione di un maggior numero di congeneri rispetto alle altre specie. Inoltre, *Festuca arundinacea*, coltivata con aggiunta di compost, ha promosso la degradazione anche del PCB più persistente (deca-cloro); questo grazie alla presenza del compost che, fungendo da precursore di carbonio organico dissolto, è in grado di aumentare la biodisponibilità del contaminante per la degradazione microbica (Terzaghi et al., 2018).

Conclusioni

I risultati di tale esperimento hanno mostrato l’importanza del tipo di coltivazione e delle condizioni del suolo nel promuovere la biodegradazione dei PCB. Questo nuovo dataset di emivite può contribuire, mediante l’utilizzo di modelli del destino ambientale dei contaminanti, a migliorare le stime dei tempi di risanamento di suoli contaminati e il *long-range transport* dei PCB. Inoltre, le emivite ottenute possono anche essere utilizzate per la valutazione del trasferimento lungo la catena trofica di questi contaminanti, nonché dell’esposizione e degli effetti sugli ecosistemi.

Referenze

- EPA Method 1668C (2010) Chlorinated Biphenyl Congeners in Water, Soil, Sediment, Biosolids, and Tissue by HRGC/HRMS.
- Low, J.E., Whitfield Åslund, M.L., Rutter, A., et al., (2010) Effect of Plant Age on PCB Accumulation by *Cucurbita pepo* ssp. *pepo*. *Journal of Environmental Quality*, 39: 245-250.
- Paasivirta, J., Sinkkonen, S.I. (2009) Environmentally Relevant Properties of All 209 Polychlorinated Biphenyl Congeners for Modeling Their Fate in Different Natural and Climatic Conditions. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 54: 1189-1213.
- Passatore, L., Rossetti, S., Juwarkar, A.A., Massacci, A., (2014) Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): State of knowledge and research perspectives. *Journal of Hazardous Material*, 278: 189-202.
- Terzaghi, E., Morselli, M., Semplice, M., et al., (2017) SoilPlusVeg: An integrated air-plant-litter-soil model to predict organic chemical fate and recycling in forests. *Science of the Total Environment*, 595: 169-177.
- Terzaghi, E., Zanardini, E., Morosini, C., et al., (2018) Rhizoremediation half-lives of PCBs: Role of congener composition, organic carbon forms, bioavailability, microbial activity, plant species and soil conditions, on the prediction of fate and persistence in soil. *Science of the Total Environment*, 612: 544-560.
- Vergani, L., Mapelli, F., Zanardini, E., et al., (2017) Phyto-rhizoremediation of polychlorinated biphenyl contaminated soils: An outlook on plant-microbe beneficial interactions. *Science of the Total Environment*, 575: 1395–1406.

Alternative alla sperimentazione animale per la predizione della biotrasformazione *in vitro*

Linda Bertato¹, Ilaria Casartelli¹, Nicola Chirico¹, Alessandro Sangion^{2,3}, Jon Arnot^{2,3,4}, Ester Papa¹

¹Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell’Insubria, via Dunant 3, 21100 Varese, Italia

²ARC, Arnot Research and Consulting Inc., Toronto, ON (Canada)

³Department of Physical and Environmental Sciences, University of Toronto Scarborough, Toronto, ON (Canada)

⁴Department of Pharmacology and Toxicology, University of Toronto, Toronto, ON (Canada)

Introduzione

I modelli *in silico*, quali quelli basati sulle Relazioni Quantitative tra la Struttura e l’Attività delle molecole (i.e. modelli QSAR), sono strumenti utili nelle diverse fasi di valutazione del rischio chimico, sia per fini regolatori sia per arrivare ad un uso sostenibile delle sostanze chimiche (van Leeuwen, 2007) e rappresentano una valida alternativa alla sperimentazione animale. Negli ultimi 20 anni, il nostro gruppo di ricerca ha sviluppato un numero rilevante di modelli QSAR, oltre che un certo numero di strumenti informatici utili per la predizione di proprietà fisico-chimiche ed attività biologiche di sostanze chimiche tra cui inquinanti sia tradizionali che emergenti (Gramatica et al., 2013). I nostri studi più recenti sono focalizzati sulla predizione *in silico*, tramite l’applicazione di modelli QSAR, di parametri di tossicocinetica usati spesso in farmacologia e tossicologia. Questi parametri descrivono l’assorbimento, la distribuzione, il metabolismo e l’eliminazione delle sostanze negli organismi e possono essere utili in un contesto più ampio quale la valutazione del rischio ad esse associato, per giungere ad una migliore descrizione e comprensione dei meccanismi di trasformazione, accumulo e tossicità delle sostanze alle quali gli organismi sono esposti (OECD, 2010). Negli ultimi decenni l’utilizzo di metodologie sia *in vitro* che *in silico* è diventato sempre più rilevante nel contesto della determinazione dei parametri di tossicocinetica, la cui quantificazione *in vivo* prevede esperimenti su animali. Questo ha portato, ad esempio, allo sviluppo di diversi metodi che consentono di estrapolare i parametri di tossicocinetica *in vivo* a partire da esperimenti effettuati *in vitro* ovvero sia facendo estrapolazioni *in vitro-in vivo*, note come metodi IVIVE (Nichols et al., 2013) sia applicando modelli *in silico* (Papa et al., 2018).

In questo abstract descriviamo i principali risultati relativi ai modelli QSAR messi a punto dal nostro gruppo di ricerca nell’ambito del progetto internazionale CEFIC-ECO44. Tale progetto è focalizzato

sull'integrazione dei dati relativi ai parametri di tossicocinetica quantificati *in vivo*, *in vitro* ed *in silico*, per migliorare la stima del bioaccumulo delle sostanze nei mammiferi (CEFIC, 2018).

In questo contesto abbiamo sviluppato oltre cento modelli QSAR usando la regressione lineare multipla (MLR) per la previsione della biotrasformazione misurata *in vitro* in termini di clearance epatica in cellule umane e murine. Questi modelli sono utili per predire, sulla base della struttura molecolare, la capacità di biotrasformazione *in vitro* delle sostanze chimiche (anche non ancora sintetizzate), purché nell'ambito del dominio di applicabilità dei modelli stessi.

Materiali e Metodi

Questo studio parte da un ampio database, principalmente basato su dati di letteratura, messo a nostra disposizione per lo sviluppo di modelli QSAR nell'ambito del progetto CEFIC-ECO44 (CEFIC, 2018). Tali dati sono relativi alla clearance epatica intrinseca misurata *in vitro* (CLint *in vitro*) in epatociti e frazioni subcellulari microsomiali, sia umane che murine, per oltre 10000 molecole organiche eterogenee. La struttura delle molecole incluse nel dataset, annotata in forma di stringa di testo SMILES, è stata usata come input per il calcolo dei descrittori molecolari teorici (in questo studio si tratta di descrittori monodimensionali, bidimensionali e *fingerprints*). I descrittori molecolari sono stati calcolati usando il software PaDEL Descriptor (Yap, 2011). L'informazione sulla struttura molecolare, inoltre, è stata utilizzata come input per il software SMARTCyp (v.3.1.0) (Rydberg, 2010) che consente di stimare i quattro siti molecolari maggiormente soggetti al metabolismo mediato dal citocromo P450 (CYP-450), per i quali possono essere identificati fino a 15 diversi meccanismi di reazione.

I modelli QSAR (MLR), sviluppati in questo studio, sono stati ottenuti mediante il metodo dei minimi quadrati ordinari (OLS) usando il software QSARINS sviluppato dal nostro gruppo di ricerca (Gramatica et al., 2013). La qualità dei modelli è stata infine valutata secondo le linee guida OECD (OECD, 2004) volte a garantire la validità statistica e la trasparenza dei modelli QSAR.

Risultati e Discussione

La prima fase di questo lavoro è stata dedicata alla verifica della correttezza ed all'armonizzazione delle notazioni SMILES mediante canonicizzazione usando il software Open Babel (v. 2.4.1) (<https://github.com/openbabel/openbabel>). Come è stato descritto nei metodi, le stringhe di testo SMILES sono state usate per il calcolo dei descrittori molecolari teorici (oltre 7000, per molecola, in questo lavoro) i quali sono stati a loro volta usati per lo sviluppo dei modelli QSAR (MLR) per la

risposta di interesse (CLint *in vitro*). Nello sviluppo dei modelli il software SMARTCyp è stato usato per raggruppare le sostanze chimiche in base alla loro potenziale reattività mediata dal CYP-450, in modo da ottenere training set coerenti secondo i dati di biotrasformazione *in vitro* a nostra disposizione. Una sintesi comparativa delle prestazioni relative agli oltre 100 modelli QSAR sviluppati in questo studio è proposta in Figura 1.

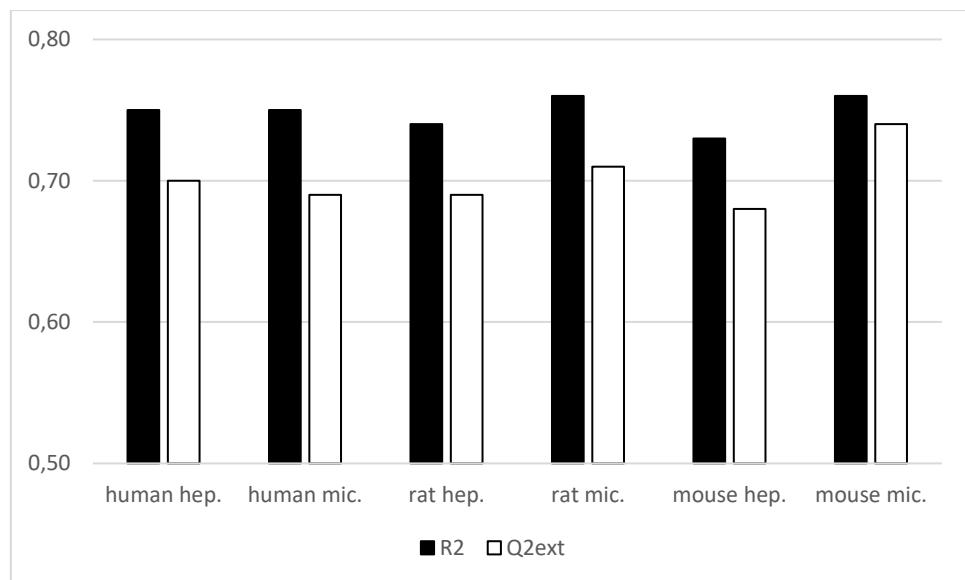


Figura 1. Confronto dei criteri di fitting e validazione dei modelli sviluppati per la predizione della clearance intrinseca *in vitro* nei mammiferi. Sono riportati i valori medi di R^2 e Q^2_{ext} . dei modelli sviluppati in *human*, *rat* e *mouse*, considerando gli epatociti (hep) e microsomi (mic) quali matrici *in vitro*.

La Figura 1 mostra che i modelli sviluppati in questo studio sono caratterizzati sia da buone prestazioni in fitting ($R^2 > 0.7$) sia di predittività esterna ($Q^2_{ext} > 0.5$) (in quest'ultimo caso si tratta di molecole usate solo ai fini della validazione dei modelli, non usate quindi per il calcolo dei modelli). Per ogni modello viene fornito un dominio di applicabilità calcolato usando la matrice dei descrittori. Il dominio di applicabilità consente di valutare l'attendibilità delle predizioni calcolate per nuove molecole. Sulla base dei raggruppamenti secondo la reattività è stato infine sviluppato un framework che consente la predizione della clearance epatica intrinseca *in vitro* a partire dalla struttura molecolare. Tale framework si basa sui modelli QSAR qui presentati che, a seguito di un primo processamento delle nuove strutture molecolari tramite il software SMARTCyp, vengono selezionati e applicati per predire la risposta di interesse.

Conclusione

Questo lavoro dimostra come gli approcci *in silico*, alternativi alla sperimentazione animale, possano essere usati per predire i parametri di tossicocinetica relativi alla biotrasformazione *in vitro* delle

sostanze chimiche, sulla base della loro struttura molecolare. I modelli sviluppati sono in grado di coprire, nel complesso, un ampio dominio strutturale e di reattività, fornendo inoltre indicazioni importanti, utili nel più ampio contesto della valutazione del rischio associato alle sostanze chimiche.

Referenze

- CEFIC-LRI ECO44 (2018) A Toxicokinetic mammalian modelling framework for bioaccumulation assessment. <http://cefic-lri.org/projects/eco44-a-toxicokinetic-mammalian-modelling-framework-for-b-assessment/>
- European Chemicals Agency. (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment: QSARs and grouping of chemicals. Guidance for the Implementation of REACH, R.6(May), 134.
https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r6_en.pdf
- Gramatica P., Chirico N., Papa E., et al. (2013) QSARINS: A new software for the development, analysis, and validation of QSAR MLR models. *Journal of Computational Chemistry*, 34: 2121-2132.
- Nichols J.W., Huggett D.B., Arnot J.A., et. al., (2013) Towards Improved Models for Predicting Bioconcentration of Well-Metabolized Compounds By Rainbow Trout Using Measured Rates of in Vitro Intrinsic Clearance. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32: 1611-1622.
- OECD (2010), Test No. 417: Toxicokinetics, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4, OECD Publishing (Paris).
- OECD, (2004) Principles for the validation, for regulatory purposes, of (Quantitative) Structure-Activity Relationship models, OECD Publishing (Paris).
- Papa, E., Sangion, A., Arnot, J. A., et al. (2018). Development of human biotransformation QSARs and application for PBT assessment refinement. *Food and Chemical Toxicology*, 112: 535–543.
- Rydberg P, Gloriam DE, Zaretzki J, et al. (2010) SMARTCyp: A 2D Method for Prediction of Cytochrome P450-Mediated Drug Metabolism. *ACS Medicinal Chemistry Letters*, 1: 96-100.
- Van Leeuwen, V., (2007) Risk Assessment of Chemicals: An Introduction Second Edition.
- Yap CW (2011). PaDEL-Descriptor: An open source software to calculate molecular descriptors and fingerprints. *Journal of Computational Chemistry*. 32: 1466-1474.

Esposizione a inquinanti da traffico in microambienti di transito: pendolari, autisti, riders

Davide Campagnolo¹, Francesca Borghi¹, Andrea Spinazzè¹, Andrea Cattaneo¹, Domenico Cavallo¹

¹RAHH – Risk Assessment and Human Health Research Group, Dipartimento di Scienza e Alta Tecnologia, Università degli Studi dell’Insubria, via Valleggio 11, 22100 Como

Introduzione

Gli effetti sulla salute umana derivanti da inquinanti atmosferici legati al traffico veicolare (TRAPs – *Traffic Related Air Pollutants*) sono ormai ben noti e riconosciuti dalla comunità scientifica: questi si riferiscono principalmente ad (i) alterazione delle funzionalità cardiache, (ii) aumento delle infiammazioni delle vie aeree e (iii) riduzione della funzionalità polmonare (Strak et al., 2010). Come atteso, i soggetti più esposti a questi inquinanti (principalmente gas di scarico e particolato atmosferico) sono i pendolari (compresi i pedoni e i ciclisti), i lavoratori la cui occupazione richiede di passare molto tempo su mezzi di trasporto (come conducenti di autobus e taxisti), oltre a chi vive vicino a strade molto trafficate. Per questi motivi l’interesse della comunità scientifica verso la valutazione dell’esposizione personale a TRAPs, specialmente durante gli spostamenti casa-lavoro, è aumentato negli ultimi anni. Alla valutazione dell’esposizione personale può essere associata la stima della dose inalata di TRAPs, particolarmente interessante se si analizzano i cosiddetti “pendolari attivi” (pedoni e ciclisti), per i quali il tasso di ventilazione polmonare è maggiore rispetto ai pendolari passivi, a causa del più elevato sforzo fisico. I pendolari attivi possono quindi inalare dosi di inquinanti più elevate rispetto a chi si sposta, per esempio, utilizzando l’automobile.

L’obiettivo principale di questo studio è la valutazione dell’esposizione a TRAPs in diversi microambienti di transito, effettuata utilizzando differenti disegni operativi, al fine di indagare in modo completo ed esaustivo: (i) l’esposizione a TRAPs (e la stima della dose inalata) di un pendolare medio nella città di Milano, considerando un singolo percorso definito *a priori* e (ii) l’effetto delle emissioni del veicolo precedente come determinante dell’esposizione a TRAPs all’interno dell’abitacolo (*in-cabin*). Inoltre, in questo contesto è stata effettuata una valutazione dell’efficacia delle normative introdotte a livello comunitario in materia di riduzione delle emissioni dei veicoli (Regolamento CE N. 692/2008), anche in termini di miglioramento della qualità dell’aria *in-cabin*.

Materiali e Metodi

La valutazione dell'esposizione a TRAPs (e la conseguente stima della dose inalata) di un pendolare medio nella città di Milano è stata effettuata utilizzando strumentazione a lettura diretta (1 dato/min), portatile e miniaturizzata per la misura di inquinanti aerodispersi (UFP - *ultrafine particles*, PM - *particulate matter* e NO₂ - diossido di azoto). La misura delle concentrazioni di esposizione personale agli inquinanti è stata associata alla misura contestuale del battito cardiaco del pendolare, in modo da stimare al meglio la dose inalata degli stessi. Il disegno dello studio ha previsto la valutazione dell'esposizione in diversi microambienti (MEs) di traffico (percorso pedonale e in bicicletta, automobile privata, metropolitana e treno). Il monitoraggio è stato condotto per due settimane consecutive e in due stagioni differenti, seguendo il percorso prestabilito descritto in letteratura (Borghi et al., 2020a; Borghi et al., 2020b). L'indagine di approfondimento dell'effetto del veicolo precedente sull'esposizione all'interno del veicolo immediatamente successivo (veicolo-sonda) ha riguardato, oltre ai TRAPs sopracitati, due specifiche frazioni di particolato fine (PM_{1-2.5} e PM_{0.3-1}), Black Carbon, e CO - monossido di carbonio. Gli strumenti di misura a lettura diretta (con un'alta frequenza di acquisizione dei dati, pari a 10 s) sono stati posizionati all'interno di un veicolo per il monitoraggio della cosiddetta “esposizione individuale”, valutata entro 3 m dal soggetto (Cattaneo et al., 2010). Durante i monitoraggi il veicolo è stato sempre guidato dal medesimo operatore che ha seguito percorsi predefiniti (attraverso strade urbane, extraurbane, superstrade e autostrade), mantenendo invariate le condizioni di ventilazione dell'abitacolo. Contestualmente, mediante l'uso di una videocamera alloggiata sul parabrezza, sono state ricavate tutte le informazioni relative alle condizioni di traffico e ai veicoli precedenti. I risultati sono stati valutati mediante confronti statistici effettuati utilizzando i test non-parametrici di Kruskal-Wallis e Mann-Whitney.

Risultati e Discussione

I risultati principali derivanti dallo studio condotto sul singolo pendolare nella città di Milano (Borghi et al., 2020a; Borghi et al., 2020b) mostrano come i livelli di esposizione più elevati siano stati riscontrati nell'ambiente “metropolitana” (PM e NO₂) e all'interno dell’“automobile privata” (UFP). Al contrario, i livelli di esposizione più bassi sono stati riscontrati negli ambienti: “automobile privata” (PM e NO₂) e “treno” (UFP). Questo trend si riscontra considerando sia l'intero dataset (Tabella 1), sia i dataset stagionali (estate/inverno). Per quanto concerne la stima della dose inalata (massa totale di TRAPs depositati nell'intero tratto respiratorio), i valori più elevati sono stati riscontrati nell'ambiente “metropolitana” e durante il percorso a piedi mentre quelli più bassi sono stati stimati per l'automobile privata.

Alla luce di questi risultati, è stato effettuato un approfondimento del ME “automobile privata”. Nonostante i livelli di PM, NO₂ e, più specificatamente, di dose inalata siano inferiori se posti a confronto con quelli riscontrati negli altri MEs, questo discorso non è valido per i valori di UFP.

	Percorso a piedi (basso traffico)	Percorso a piedi (alto traffico)	Bicicletta	Automobile privata	Metropolitana	Treno
<i>UFP number*</i>	9218	13735	15655	13843	11195	5925
<i>UFP diameter**</i>	46.7	46.9	44.4	51.5	49.8	51.4
<i>UFP LDSA***</i>	22.9	34.0	37.1	37.1	30.1	14.9
UFP mass	3.3	4.5	4.6	6.3	4.5	2.6
PM ₁	12.8	12.3	15.0	5.8	27.9	7.1
PM _{1-2.5}	2.7	2.9	4.1	1.0	14.2	1.1
PM _{2.5}	15.5	15.2	19.1	6.8	42.1	8.2
PM _{2.5-4}	3.1	3.8	5.5	0.9	12.7	1.2
PM ₄	18.6	19.0	24.6	7.7	54.8	9.4
PM ₄₋₁₀	13.5	10.2	14.3	1.6	26.1	4.0
PM ₁₀	32.1	29.2	38.9	9.3	80.9	13.4
PM _{>10}	5.0	3.5	4.4	1.1	11.2	4.1
TSP	37.1	32.7	43.3	10.4	92.1	17.5
NO ₂	32.3	38.5	44.6	10.8	66.3	11.9

Tabella 1. Valori medi delle concentrazioni misurate nei diversi MEs di traffico. I dati sono presentati come $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (*particle/cm³; **nm; *** LDSA: lung deposited surface area, $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$.

Inoltre l’automobile, oltre che per il tragitto casa-lavoro, è un importante ME poiché largamente utilizzata anche da numerose figure in ambito occupazionale (tra cui agenti di commercio, rappresentanti e taxisti). Quindi, conoscendo dalla letteratura i principali determinanti dell’esposizione *in-cabin* (ventilazione dell’abitacolo, velocità del veicolo, ecc.) (Kaur and Nieuwenhuijsen, 2009; Abi-Esber and El-Fadel, 2012; Weichenthal et al., 2015), è stato indagato per la prima volta l’effetto di un altro fattore individuato come potenziale determinante: l’infiltrazione delle emissioni del veicolo precedente nell’abitacolo del veicolo immediatamente successivo. In linea generale, i risultati di questo approfondimento mostrano chiaramente che tale determinante influenza in modo significativo l’esposizione a tutti i TRAPs misurati. Infatti, le concentrazioni mediane sono risultate statisticamente più elevate in presenza di un veicolo precedente (da +7% per CO a +42% per NO₂) rispetto alle condizioni di strada libera. Inoltre, confrontando tra loro le due principali tipologie di veicolo precedente, definito come “leggero” (*light-duty*) e “pesante” (*heavy-duty*), è stato riscontrato che la presenza di un veicolo di tipo *heavy-duty* provoca un aumento statisticamente significativo dell’esposizione a tutti i TRAPs monitorati, (da +10% per CO a +58% per Black Carbon in presenza di veicoli precedenti di tipo “*heavy-duty*”) (Figura 1), ad eccezione di NO₂ per il quale il confronto tra le mediane non risulta significativo. Infine, sono stati confrontati i livelli mediani di esposizione misurati all’interno dell’abitacolo per tutti gli standard emissivi di veicoli precedenti alimentati con carburante diesel (Figura 2). In sintesi, l’esposizione a PM fine e UFP all’interno dell’abitacolo è fortemente dipendente dallo standard emissivo del veicolo precedente alimentato con carburante diesel, con un chiaro trend di miglioramento dagli standard emissivi più datati a quelli più recenti.

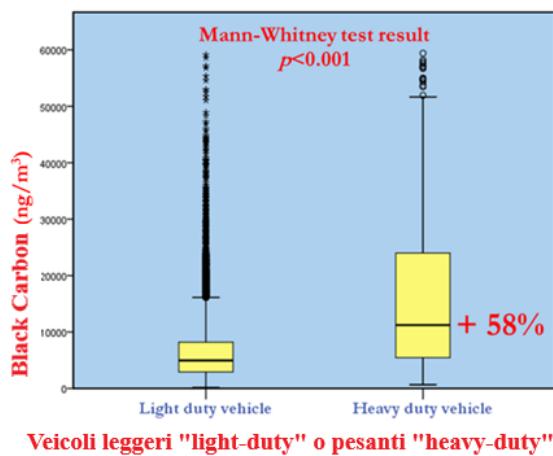


Figura 1. Grafici box-plot che mostrano, come esempio, uno dei risultati dei confronti statistici tra i livelli di esposizione misurati in presenza di due differenti tipologie di veicoli precedenti: veicoli leggeri “light-duty” e veicoli pesanti “heavy-duty”. L’incremento percentuale del 50° percentile (mediana) è evidenziato in rosso (nel caso del Black Carbon è pari al 58% in presenza di veicoli pesanti rispetto a veicoli leggeri).

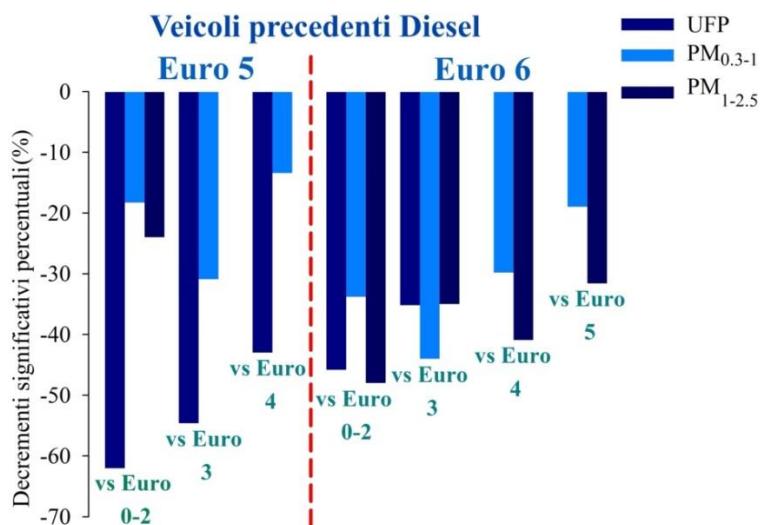


Figura 2. Grafico che riporta i decrementi percentuali statisticamente significativi misurati per le due frazioni di particolato fine e per il particolato ultra-fine, quando il veicolo-sonda è preceduto da veicoli diesel equipaggiati con gli standard emissivi più recenti (Euro 5 e 6) rispetto a standard meno recenti (da Euro 0 a Euro 4) (Campagnolo et al., 2019).

Ad esempio, la concentrazione mediana di UFP si riduce del 60% passando da Euro 0-2 a Euro 5. Per quanto riguarda le particelle fini, le concentrazioni sono minori del 44% (tra Euro 3 ed Euro 6) e del 48% (tra Euro 0-2 ed Euro 6), rispettivamente per PM_{0.3-1} e PM_{1-2.5} (Campagnolo et al., 2019).

Conclusione

Nonostante i risultati derivanti da studi di questo tipo siano difficilmente comparabili con la letteratura scientifica già pubblicata (principalmente a causa del diverso disegno sperimentale dello studio) in generale si può affermare come i pendolari all’interno della città di Milano siano soggetti

a livelli di esposizione (e di conseguenza a dosi di inquinanti inalati) differenti, in funzione della modalità di trasporto. Ovviamente altri parametri devono essere necessariamente considerati: periodo di monitoraggio, tipologia di pendolarismo e condizioni all'interno del veicolo. Oltre a questi, per i veicoli è necessario considerare l'influenza delle emissioni del veicolo precedente, riconoscendo in tal senso l'importanza dell'introduzione delle tecnologie di riduzione delle emissioni. In questo quadro così complesso, esistono nuove categorie di lavoratori (come i *riders*) che sono attualmente privi di tutele sotto numerosi punti di vista, per i quali diventa quindi di primaria importanza la valutazione del rischio occupazionale da esposizione a TRAPs.

Referenze

- Abi-Esber L., El-Fadel M (2012) Determinants of in-vehicle exposure to traffic-induced emissions. *Transportation research record*, 2270(1): 152-161.
- Borghi F., Fanti G., Cattaneo A., et al., (2020a) Estimation of the Inhaled Dose of Airborne Pollutants during Commuting: Case Study and Application for the General Population. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 6066.
- Borghi F., Spinazzè A., Fanti G., et al., (2020b) Commuters' Personal Exposure Assessment and Evaluation of Inhaled Dose to Different Atmospheric Pollutants. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 3357.
- Campagnolo D., Cattaneo A., Corbella L., et al., (2019) In-vehicle airborne fine and ultra-fine particulate matter exposure: The impact of leading vehicle emissions. *Environment international*, 123: 407-416.
- Cattaneo A., Taronna M., Garramone G., et al., (2010) Comparison between personal and individual exposure to urban air pollutants. *Aerosol Science and Technology*, 44(5): 370-379.
- Kaur S., Nieuwenhuijsen M. J (2009) Determinants of personal exposure to PM_{2.5}, ultrafine particle counts, and CO in a transport microenvironment. *Environmental Science & Technology*, 43(13): 4737-4743.
- Strak M., Boogaard H., Meliefste K., et al., (2010) Respiratory health effects of ultrafine and fine particle exposure in cyclists. *Occupational and Environmental Medicine*, 67(2): 118–124.
- Weichenthal S., Van Ryswyk K., Kulka R., et al., (2015) In-vehicle exposures to particulate air pollution in Canadian metropolitan areas: the urban transportation exposure study. *Environmental science & technology*, 49(1): 597-605.

Metodi *in silico* come supporto decisionale per l'uso sicuro delle sostanze chimiche

Mazzucotelli Matilda.¹, Papa Ester¹, Hirmann Doris²

¹Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell'Insubria, via Dunant 3, 21100 Varese, Italia

²Agenzia europea per le sostanze chimiche (European Chemicals Agency, ECHA), Helsinki, Finlandia

Introduzione

I prodotti chimici sono parte integrante della società moderna e svolgono un ruolo importante nella vita quotidiana delle persone in tutto il mondo. Nonostante il loro impiego sia in grado di migliorare la qualità della vita quotidiana, essi possono causare effetti negativi sulla salute umana e sull'ambiente qualora non siano usati e gestiti responsabilmente. L'Agenzia europea per le sostanze chimiche (European Chemicals Agency (ECHA)) fondata nel 2007 e con sede a Helsinki (Finlandia), applica la legislazione europea in materia di sostanze chimiche (sostanze industriali e biocidi) favorendone l'uso sicuro. In questo contesto le informazioni utili per la valutazione dei rischi dovuti all'esposizione a queste sostanze possono essere colmati utilizzando dati sperimentali o stimati con metodi alternativi alla sperimentazione animale. Negli ultimi due decenni l'interesse nei confronti delle metodologie alternative è molto cresciuto sia in ambito scientifico accademico che in ambito regolatorio ed industriale. L'applicazione di tali metodologie si fonda sul rispetto della vita e del benessere animale, e sul principio delle 3R (*reduction, refinement and replacement*) che include, tra le altre cose, la sostituzione degli organismi animali nei test sperimentali (*replacement*) (Doke & Dhawale, 2015). L'attuale regolamentazione europea per le sostanze chimiche (REACH, 2006) favorisce l'impiego di metodi alternativi quali i modelli *in silico* basati su relazioni QSAR (*quantitative structure-activity relationship*), i test *in vitro* (cioè basati sull'uso di cellule o tessuti) e/o di informazioni derivanti da studi preesistenti (REACH, 2006), al fine di completare la fase di registrazione delle sostanze e quindi per caratterizzarne le proprietà chimico-fisiche, tossicologiche, o associate alla persistenza ed al destino ambientale. Nel corso degli ultimi anni la comunità internazionale si è impegnata nello sviluppo di strumenti informatici, in continua evoluzione, volti a facilitare l'applicazione dei metodi *in silico*. Tra questi strumenti, l'OECD QSAR Toolbox è utilizzato da un'ampia gamma di *stakeholders* (accademia, governi, industria) ed offre un'ampia scelta di strumenti *in silico* utili sia per la predizione dei dati mancanti che per confrontare le sostanze sulla base della loro struttura molecolare (Dimitrov et al., 2016). In questo contesto, l'obiettivo del

lavoro presentato in questo abstract è relativo al perfezionamento del *PBT Prioritization scheme*, uno strumento già incluso nel QSAR Toolbox, utilizzato per stimare il potenziale comportamento delle sostanze rispetto alle proprietà persistenza (P), bioaccumulo (B) e tossicità (T), sulla base di regole di valutazione (*profilers*).

Materiali e metodi

I *profilers* presenti del Toolbox consistono in una serie di regole utilizzate per dividere le sostanze sulla base di caratteristiche specifiche, la cui combinazione può portare ad un potenziale effetto/comportamento indesiderato. Ciascuna regola è costituita da una serie di quesiti, che possono essere correlati alla struttura chimica, alle proprietà fisico-chimiche, o ai dati sperimentali associati ad una sostanza. Il perfezionamento del *PBT Prioritization scheme* è stato eseguito in più punti, sia inserendo nuovi valori di soglia (*alert*) nella definizione dei quesiti, secondo le linee guida proposte dall'ECHA (ECHA, 2017), sia migliorando i modelli QSAR inclusi nel precedente *profiler*, che rendendo più immediata la lettura del risultato attraverso l'introduzione del colore.

Risultati

Il perfezionamento del precedente *profiler* è stato eseguito innanzitutto migliorando i criteri di valutazione da utilizzare nel processo decisionale. A tal fine sono stati inclusi i criteri elencati nella sezione 3.3 dell'allegato XIII del regolamento REACH (ECHA, 2017) che riporta i nuovi valori di soglia per l'identificazione delle molecole indesiderate sulla base delle proprietà PBT (Figura 1).

ECHA PBT screening profiler			Old profiler		
Classification	Criteria	Data and models	Classification	Criteria	Data and models
vB	BCF \geq 5000 (L/kg wet)	Experimental data	vB	BCF \geq 3.699 log(L/kg wet)	Experimental data and BCFWIN models
Potentially vB	BCF \geq 5000 (L/kg wet)	BCFWIN, BCFBAF and VEGA models			
B	2000 \leq BCF $<$ 5000 (L/kg wet)	Experimental data	B	3.301 \leq BCF $<$ 3.699 log(L/kg wet) or log Kow $>$ 4.5	Experimental data; BCFWIN and KOWWIN models
Potentially B	2000 \leq BCF $<$ 5000 (L/kg wet) Or 4.5 \leq log kows \leq 10 Or Log koa \geq 5 and Log kow \geq 2	BCFWIN, BCFBAF, VEGA, KOWIN and KOA models			
T	EC50 or LC50 $<$ 0.01 mg/L (fish)	Experimental data	vT	LC50 \leq 1 mg/l [GHS classification]	Experimental data
Potentially T	EC50 or LC50 $<$ 0.1 mg/L	Experimental data; ECOSAR, VEGA and Danish DB models	T	1 mg/l $<$ LC50 \leq 10 mg/l [GHS classification]	Experimental data

Figura 1. Confronto tra i criteri utilizzati nel nuovo *ECHA PBT-Screening Profiler* rispetto al precedente *PBT Prioritization scheme (old profiler)*.

Inoltre, sono stati creati tre *profilers* separati per le proprietà P B e T (*Persistence Profiler*, *Bioaccumulation Profiler* e *Toxicity Profiler*). Ciò consente di scegliere il livello di complessità dell’indagine da eseguire basata su tutti i *profilers* o solo su alcuni.

Nell’insieme, queste modifiche hanno consentito di ottenere classificazioni più coerenti, riducendo l’incertezza della classificazione finale (Yordanova et al., 2019). Figura 2 riporta lo schema generale relativo al processo decisionale incluso nel nuovo *ECHA PBT-Screening Profiler*.

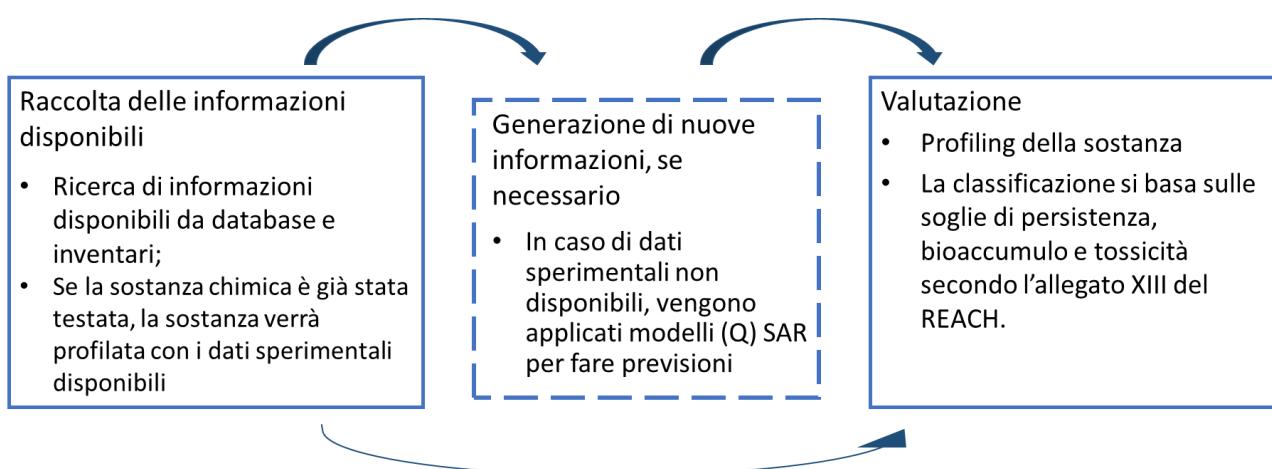


Figura 2. Schema del processo decisionale incluso nel nuovo *ECHA PBT-Screening Profiler*.

Un ulteriore miglioramento è stato introdotto nella fase di predizione delle proprietà PBT per molecole con dati mancanti, attraverso l’inclusione nel Toolbox di nuovi modelli QSAR (VEGA QSAR) per i quali è possibile definire il dominio di applicabilità, garantendo quindi una maggiore attendibilità delle predizioni. I nuovi modelli implementati nel QSAR Toolbox sono disponibili pubblicamente nel Toolbox repository. Tali modelli vengono applicati solo se la sostanza in *input* rientra nel loro dominio di applicabilità.

I colori sono stati utilizzati per distinguere le diverse sostanze sulla base del risultato ottenuto dal *profiler*. Ciò consente di identificare chiaramente sostanze caratterizzate da proprietà indesiderate dando loro priorità per valutazioni ulteriori; ad esempio, se la profilazione effettuata sulla base di valori sperimentali porta ad un risultato scritto in rosso, questo indica che il livello di attenzione rispetto ai valori di soglia è elevato; o all’opposto, il risultato è colorato in verde se non sono presenti caratteristiche indesiderate. Il nero indica una classificazione basata su predizioni QSAR. Inoltre, per differenziare i risultati basati su dati sperimentali o su predizioni *in silico*, essi sono accompagnati dai termini “exp” o “pred”, rispettivamente. In assenza di dati sperimentali o predizioni *in silico*, il risultato del *profiler* sarà: “*No QSAR prediction can be done on P/B or T*”. Infine, per quanto riguarda

la valutazione della proprietà T, il *profiler* fornisce un’indicazione (*alert*) sul modo di azione specifica anche caso di assenza di dati sperimentali o predetti.

Conclusione

I PBT sono sostanze chimiche potenzialmente pericolose per la salute umana e per gli ecosistemi. Il nuovo ECHA *PBT Screening Profiler* valuta le proprietà PBT delle sostanze chimiche rispetto ai criteri stabiliti dal regolamento REACH. I risultati generati con il nuovo *profiler* sono più affidabili e coerenti rispetto al precedente grazie all’uso di regole specifiche basate su nuovi valori di soglia, colorazione del testo, e del dominio di applicabilità nella valutazione dell’attendibilità delle predizioni *in silico*.

Referenze

- Dimitrov, S.D., Diderich, R., Sobanski, T. et al., (2016). QSAR Toolbox – workflow and major functionalities. *SAR and QSAR in Environmental Research*, 27: 203-219.
- Doke S. K., Dhawale, S. C., (2015). Alternatives to animal testing: A review. *Saudi Pharmaceutical Journal*, 23: 223–229.
- ECHA (2006). Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC. Available at: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1907&qid=1606900735318&from=EN>
- ECHA (2017). Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment – Chapter R.11: PBT/vPvB assessment - Available at:
https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf/a8cce23f-a65a-46d2-ac68-92fee1f9e54f
- Yordanova, D., Schultz, T.W., Kuseva, C., (2019). Alert performance: A new functionality in the OECD QSAR Toolbox. *Computational Toxicology*, 10: 26-37.