

WOOD-UP

**Valorizzazione della filiera di
gassificazione di biomasse legnose
per l'energia, la fertilità del suolo e
la mitigazione dei cambiamenti climatici**

a cura di Giustino Tonon

bu,press

bozen
bolzano
university
press

unibz
—
Freie Universität Bozen
Libera Università di Bolzano
—
Università Lìedia de Bulsan

Il progetto di ricerca WOOD-UP è stato finanziato dal Fondo europeo di sviluppo regionale — programma operativo “Investimenti a favore della crescita e dell’occupazione” FESR 2014–2020.



EUROPEAN UNION



AUTONOME
PROVINZ
BOZEN
SÜDTIROL



PROVINCIA
AUTONOMA
DI BOLZANO
ALTO ADIGE

WOOD-UP

**Valorizzazione della filiera di
gassificazione di biomasse legnose
per l'energia, la fertilità del suolo e
la mitigazione dei cambiamenti climatici**

a cura di Giustino Tonon

bu,press

bozen
bolzano
university
press

bu,press

Bozen-Bolzano University Press, 2020
Free University of Bozen-Bolzano
www.unibz.it/universitypress

Cover design/layout: DOC.bz/bu,press
Stampa: Dipdruck

ISBN 978-88-6046-177-3
E-ISBN 978-88-6046-178-0



Questo volume—ad esclusione del cover e delle citazioni—è licenziato in base ai termini della Creative Commons Attribution-ShareAlike 4.0 International License.

Indice

Introduzione	1
<i>Stato dell'arte della gassificazione di biomasse legnose in Alto Adige e analisi tecnico-economica sui possibili miglioramenti verso un assetto poligenerativo</i> <i>Basso, Cordioli, Bonadio, Patuzzi, Dal Savio, Mimmo, Baratieri</i>	5
<i>Estrazione da residui legnosi per applicazioni alimentari e farmaceutiche</i> <i>Ferrentino, Haman, Morozova, Scampicchio</i>	47
<i>L'uso del char come ammendante: test di germinazione e fitotossicità condotti con char raccolti dagli impianti di gassificazione in Alto Adige</i> <i>Celletti, Borruso, Valentinuzzi, Basso, Patuzzi, Baratieri, Cesco, Mimmo</i>	73
<i>Effetto dell'aggiunta di biochar nel suolo sulla produttività di vigneti e meleto dell'Alto Adige</i> <i>Lucchetta, Raifer, Lösch, Matteazzi, Patauner</i>	93
<i>Impiego del biochar come ammendante: effetti sul ciclo dell'azoto e tolleranza a condizioni di stress idrico in piante di vite allevate in vaso</i> <i>Petrillo, Zanotelli, Lucchetta, Aguzzoni, Tagliavini, Andreotti</i>	139
<i>Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio</i> <i>Criscuoli, Ventura, Panzacchi, Glaser, Wiedner, Ceccon, Lösch, Raifer, Tonon</i>	167
<i>Produzione e utilizzo del biochar in Alto Adige: analisi del ciclo di vita (LCA) della filiera</i> <i>Criscuoli, Panzacchi, Rossberg, Mwabonje, Cooper, Woods, Tonon</i>	199
Conclusioni	239

Introduzione

Giustino Tonon – Libera Università di Bolzano

Irene Criscuoli – Libera Università di Bolzano

Il volume riporta i risultati più rilevanti del progetto WOOD-UP. Il progetto, che è stato finanziato integralmente con fondi FESR 2014-2020, si è svolto nell'arco di 4 anni e ha visto la collaborazione tra la Libera Università di Bolzano e il Centro di Sperimentazione Agraria e Forestale di Laimburg.

Ha avuto l'ambizione di porsi come un progetto di innovazione di prodotto e di processo con potenziali effetti significativi su settori chiave dell'economia dell'Alto Adige. L'obiettivo principale è stata la valorizzazione della filiera altoatesina di piro-gassificazione della biomassa legnosa, secondo principi di sostenibilità economica ed ecologica. In particolare, il progetto ha preso spunto dalla peculiarità dell'Alto Adige, che possiede la più alta densità di centrali di teleriscaldamento alimentate da biomassa legnosa in Europa, tanto che la biomassa è la seconda fonte energetica dopo l'idroelettrico. Tra questi impianti esistono un numero significativo di piro-gassificatori di piccola e media taglia, ad elevata resa energetica, particolarmente attraenti per gli investitori del settore energetico, anche alla luce della politica nazionale di incentivazione della produzione energetica da fonti rinnovabili. Nonostante il contesto socioeconomico sia favorevole e la co-generazione di energia termica ed elettrica da piro-gassificazione sia considerata una forma sostenibile di produzione energetica, essa presenta elementi di debolezza suscettibili di miglioramento. È su alcuni di questi elementi che si è focalizzato il progetto WOOD-UP, proponendo ed analizzando potenziali fattori di valorizzazione dell'intera filiera. Nello specifico, la piro-gassificazione comporta la co-produzione di un sottoprodotto solido (char), ricco in carbonio, che viene normalmente trattato come rifiuto da smaltire, rappresentando un costo economico ed ambientale. Un recente filone di ricerca ha però messo in luce come il questo char

possa essere una risorsa preziosa, se utilizzato in agricoltura come ammendante, con ricadute positive sulla fertilità del suolo, sulla produttività delle colture, sul sequestro di carbonio e sulla lotta ai cambiamenti climatici. Il char utilizzato in agricoltura viene comunemente chiamato biochar. Le sue caratteristiche fisico-chimiche, determinanti per valutarne l'idoneità al suo impiego in agricoltura, dipendono però dal materiale di partenza e dai parametri operativi del processo di piro-gassificazione. Prima della realizzazione del presente progetto, le caratteristiche dei char prodotti in Alto Adige erano praticamente sconosciute così come la loro effettiva capacità di migliorare la fertilità dei suoli agrari locali e contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici. Un secondo aspetto suscettibile di miglioramento riguarda la materia prima impiegata per la piro-gassificazione. La matrice ligno-cellulosica impiegata negli impianti è potenzialmente ricca di composti secondari di interesse per l'industria farmaceutica, cosmetica e alimentare, che, se estratti a monte della produzione energetica, potrebbero incrementare la sostenibilità economica dell'intera filiera.

In questo contesto, WOOD-UP ha analizzato l'efficienza energetica e la sostenibilità economica dell'attuale filiera altoatesina di gassificazione, al fine di individuare strategie di incremento della capacità di poli-generazione delle tecnologie attualmente in uso, promuovendo la produzione di biochar idoneo all'utilizzo in agricoltura (capitolo 1). Contemporaneamente, si sono analizzate le caratteristiche fisiche e chimiche dei char prodotti sul territorio provinciale per valutarne il contenuto di elementi pericolosi per l'ambiente e per l'uomo che ne impedirebbe l'utilizzo in agricoltura, secondo la normativa vigente (capitolo 3).

Dal punto di vista agronomico, il progetto WOOD-UP ha voluto verificare l'effetto di alcuni tipi di biochar sulla produttività, sulla qualità produttiva, sull'efficienza d'uso dell'acqua e dell'azoto nei vigneti e meleti altoatesini. I risultati di queste prove sperimentali sono riportati rispettivamente nel capitolo 4 e 5.

Nel capitolo 6, si è valutato il contributo che il biochar può dare alla mitigazione dei cambiamenti climatici, sequestrando carbonio nei suoli agricoli altoatesini per lungo tempo.

Gli interessanti risultati riportati nel capitolo 2 evidenziano come l'estrazione di composti ad alto valore aggiunto per l'industria farmaceutica e alimentare possa rappresentare un'ulteriore modalità di valorizzazione della biomassa legnosa, a monte dello sfruttamento energetico.

Infine, le informazioni raccolte e analizzate nei capitoli precedenti, sono state integrate in un'analisi del ciclo di vita (LCA) i cui risultati sono riportati nel capitolo 7. Inizialmente, si è valutata la sostenibilità ambientale dell'attuale filiera della gassificazione in Alto Adige. Questa è stata poi confrontata con 6 scenari alternativi che prevedono un numero crescente e combinato di varianti innovative, quali: a) l'impiego di tecnologie di piro-gassificazione diverse da quelle attuali; b) la valorizzazione della biomassa legnosa a fini farmaceutici e/o alimentari; c) l'impiego del biochar come ammendante agricolo. Grazie all'analisi LCA si sono potuti individuare gli elementi di forza e di debolezza dell'attuale filiera, individuando possibili soluzioni tese a migliorarne la sostenibilità ambientale ed economica.

Stato dell'arte della gassificazione di biomasse legnose in Alto Adige e analisi tecnico-economica sui possibili miglioramenti verso un assetto poligenerativo

Daniele Basso – Libera Università di Bolzano

Eleonora Cordioli – Libera Università di Bolzano

Elisa Bonadio – NOI Techpark Alto Adige

Francesco Patuzzi – Libera Università di Bolzano

Stefano Dal Savio – NOI Techpark Alto Adige

Tanja Mimmo – Libera Università di Bolzano

Marco Baratieri – Libera Università di Bolzano

Abstract

La diffusione di impianti di gassificazione di piccola scala ha avuto un importante incremento in Alto Adige nell'ultima decade, sia a causa dell'elevata quantità di biomassa legnosa disponibile in questa regione, sia per le condizioni economiche favorevoli generate dagli incentivi nazionali sulle energie rinnovabili. Attualmente gli impianti di gassificazione oltre a produrre energia elettrica e termica, generano uno scarto solido ad alto contenuto di carbonio chiamato char. L'analogia di questo materiale con il biochar prodotto da pirolisi ha sollevato l'interesse della comunità scientifica e degli stakeholder in merito alla possibilità di poterlo utilizzare come ammendante per i terreni. In questo modo un impianto di gassificazione potrebbe essere operato in modalità poligenerativa, cioè per la produzione di almeno tre prodotti: energia termica, energia elettrica e biochar. Al fine di valutare questa possibilità, il presente lavoro si è posto come obiettivo quello di analizzare lo stato dell'arte della diffusione in Alto Adige della tecnologia di gassificazione a piccola scala, caratterizzando qualitativamente e quantitativamente i flussi di char prodotti dagli impianti, confrontando i parametri chimico-fisici dei char con i limiti normativi imposti sugli ammendanti e, infine, valutando preliminarmente la fattibilità tecnico-economica di adeguare gli esistenti impianti per renderli poligenerativi.

1. Introduzione

Le biomasse, ed in particolare le biomasse legnose (legna in ciocchi, cippato, pellet), possono essere trasformate in energia termica ed elettrica oppure in biocombustibili attraverso specifiche tecnologie che implementano processi termochimici. La gassificazione è un processo termo-chimico condotto a temperature superiori ai 700 °C e in presenza di un agente ossidante (tipicamente aria) in percentuale inferiore a quella necessaria per la completa combustione. Questo processo consente di convertire la biomassa solida in una miscela gassosa, altrimenti conosciuta come syngas o producer gas, ricca di monossido di carbonio e idrogeno. Il syngas può essere direttamente utilizzato come combustibile in motori a combustione interna per produrre metanolo o idrogeno, oppure può essere convertito in altri combustibili sintetici liquidi attraverso il processo di Fischer-Tropsch. Il residuo solido del processo di gassificazione, ossia ciò che rimane della degradazione termica della biomassa, è un materiale carbonioso, comunemente noto come char o biochar. Il termine *biochar* viene generalmente utilizzato per indicare il residuo solido ottenuto dalla pirolisi di biomasse legnose, processo che avviene a temperature comprese tra 350 °C e 1 000 °C con quantità minime di ossigeno (European Biochar Foundation (EBC), 2020). Il biochar da pirolisi è un materiale con alto contenuto di carbonio, molto poroso e ricco di minerali e composti aromatici, che può essere utilizzato come ammendante per i terreni o come decontaminante per la purificazione di acque o suoli. A questo proposito, la gassificazione rientra nello spettro di tecnologie assimilabili alla pirolisi. In particolare, il char da gassificazione mostra molte similitudini con i carboni attivi e potrebbe quindi, ipoteticamente, sostituirli in diversi campi di applicazione (Benedetti, Patuzzi, & Baratieri, 2018). Grazie al suo alto contenuto di carbonio e alla porosità ben sviluppata, il char potrebbe essere utilizzato non solo per la combustione (Galhetas et al., 2012; Piazza, Zhang, Patuzzi e Baratieri, 2020), ma anche per l'adsorbimento di gas e coloranti (Benedetti, Cordioli, Patuzzi, & Baratieri, 2019; Marchelli et al., 2019; Runtti et al., 2014), come supporto per la preparazione di catalizzatori (Benedetti, Ail, Patuzzi, & Baratieri, 2019; Benedetti et al., 2020) o per applicazioni di tar cracking (Cordioli, Patuzzi, & Baratieri, 2019; Klinghoffer, Castaldi, & Nzihou, 2012). In letteratura vengono anche

citare applicazioni per la fertilizzazione del suolo (Hansen et al., 2015). Tuttavia, affinché il char prodotto da gassificazione possa essere classificato come *biochar*, il processo deve essere ottimizzato per la produzione del char, il quale deve presentare determinate caratteristiche qualitative. Per esempio, oltre ad avere un alto contenuto di carbonio ed una porosità ben sviluppata, il char deve avere un ridotto contenuto di idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorobifenili (PCB), diossine (PCDD) e furani (PCDF). In questo capitolo verrà utilizzato indifferentemente il termine char o biochar per indicare il residuo solido della gassificazione, proprio perché il lavoro qui presentato, condotto nell'ambito del progetto Wood-Up, ha come obiettivo principale quello di verificare la possibilità di riutilizzo in agricoltura del char prodotto da impianti di gassificazione locali e di individuarne le modalità di impiego. L'utilizzo di questo residuo solido, e quindi la sua valorizzazione, potrebbe rendere la tecnologia della gassificazione più economicamente sostenibile anche in mancanza di un sistema di incentivazione a supporto.

Sono oltre 40 gli impianti di gassificazione di biomassa legnosa attualmente in funzione in Alto Adige (Patuzzi et al., 2016) e questi producono annualmente oltre 1 300 tonnellate di char, che vengono smaltite come rifiuto speciale non pericoloso ad un costo di circa 150 - 160 €/ton. Un riutilizzo in ambito agricolo potrebbe, da un lato, produrre effetti benefici nel terreno qualora fosse confermato il suo potenziale come ammendante, dall'altro ridurre notevolmente l'incidenza degli attuali costi di smaltimento sui costi operativi complessivi di un gassificatore, rendendo così questa tecnologia più sostenibile. In quest'ottica è stato condotto un censimento degli impianti di gassificazione di biomassa legnosa presenti in Alto Adige ed è stata svolta un'indagine sulle tipologie di reattori installati sul territorio provinciale e sulle caratteristiche tecniche di ciascun impianto. In particolare, è stata eseguita un'analisi dettagliata dei flussi di biomassa legnosa utilizzata e dei residui solidi (char) prodotti in tali impianti, con particolare attenzione alle relative procedure di smaltimento o destinazioni finali. Come accennato, il char prodotto in questi impianti può essere utilizzato come ammendante del suolo solamente se rientra nei limiti definiti dalle attuali leggi e prescrizioni in materia, in particolare il D.Lgs. 75/2010. Si è pertanto cercato di individuare, fra quelle analizzate, le

tecnologie di gassificazione più promettenti per la produzione di char utilizzabile a tal fine.

2. Materiali e metodi

2.1 Mappatura impianti. Caratteristiche tecniche delle varie tecnologie

Nella Provincia Autonoma di Bolzano sono presenti ben 42 impianti di gassificazione di biomassa attualmente funzionanti, per una potenza totale installata di circa 6.7 MW elettrici (dato aggiornato a settembre 2018). Si stima una produzione annua di poco più di 52 GWh di elettricità e di circa 101 GWh di calore. La distribuzione sul territorio è abbastanza regolare ed uniforme, grazie anche al fatto che le tecnologie selezionate si adattano bene, sia per taglia che per caratteristiche di impianto, a particolari tipologie di utenza diffuse sul territorio altoatesino. Questa tipologia di impianti, infatti, è adottata in centrali di teleriscaldamento a biomassa, piccole industrie e segherie, e aziende agricole. Le centrali di teleriscaldamento a biomassa, avendo già a disposizione la logistica di approvvigionamento della biomassa, nonché la rete di teleriscaldamento che distribuisce il calore generato dall'impianto alle utenze, si prestano molto bene all'installazione di gassificatori, i quali possono sostituire o affiancare le grosse caldaie a cippato. In particolar modo durante il periodo estivo, quando le utenze necessitano dell'energia termica solo per il riscaldamento dell'acqua sanitaria, gli impianti di gassificazione possono fornire il poco calore necessario alla rete di teleriscaldamento, evitando di far funzionare le grosse caldaie a carico molto ridotto e, perciò, ad efficienze molto basse.

La crescita consistente che si è avuta nel numero di impianti di gassificazione in Alto Adige soprattutto fra il 2012 ed il 2014 è stata strettamente legata al sistema di incentivazione che con la legge 23/07/2009 prevedeva una tariffazione molto favorevole. Per esempio, per impianti sotto i 300 kW era prevista una tariffa di 280 € al MWh di elettricità generata. Tale crescita poteva essere potenzialmente maggiore, ma è stata rallentata da alcune problematiche di carattere tecnico o autorizzativo, legate al fatto che si trattava di una tecnologia

nuova e non ancora del tutto matura. Nel successivo periodo, compreso tra il 2014 e il 2018, l'incertezza legislativa e la riduzione della tariffa incentivante hanno comportato una diminuzione degli investimenti verso nuove installazioni. Tale situazione si è quindi evoluta in una paralisi quasi totale del mercato della gassificazione a partire dal 2019 e fino ad oggi: tale situazione è connessa alla mancanza di un sistema di incentivazione per nuovi impianti di gassificazione.

In Figura 1 è riportata la mappa con la distribuzione degli impianti di gassificazione operativi in Alto Adige, raggruppati per anno di installazione.

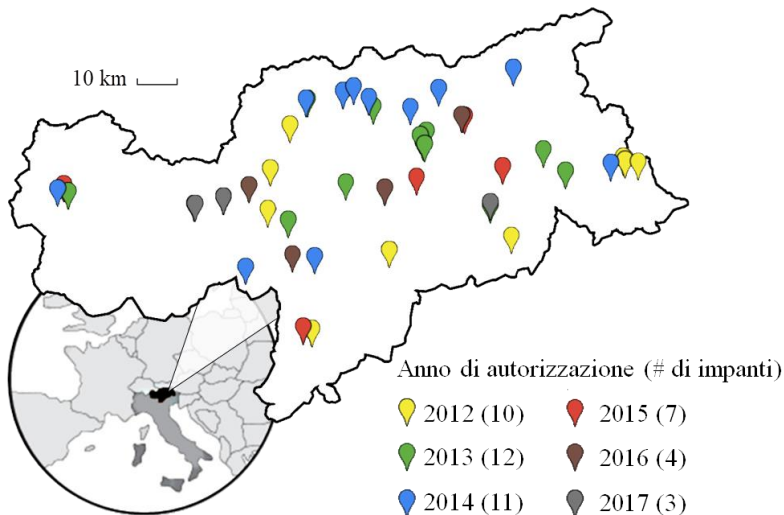


Fig. 1 – Diffusione degli impianti di gassificazione in Alto Adige nei diversi anni.

Per avere un quadro dettagliato delle tipologie di impianti installati in Alto Adige e raccogliere sia valori economici sia dati quantitativi di produzione e di consumo, è stato sottoposto un questionario ai gestori dei singoli impianti che si sono resi disponibili a collaborare al progetto, così da raccogliere il maggior numero di informazioni per quanto riguarda, in particolare:

- i flussi di biomassa legnosa utilizzata;
- i flussi di residui prodotti (char).

Sono state quindi raccolte informazioni sulla tipologia di biomassa utilizzata (cippato, pellet o bricchetti), sulla sua provenienza, sulle caratteristiche del materiale (es. umidità), sul consumo annuo dell'impianto e sul costo della materia prima utilizzata. Per quanto riguarda il char prodotto, sono state raccolte informazioni sulla tipologia del residuo (char secco, char umido, cenere, o liquidi di condensa), sulla sua destinazione, sulle quantità prodotte annualmente e sui costi di smaltimento (o prezzo di vendita).

Nel complesso sono stati raccolti i questionari di 17 impianti, rappresentativi di 10 delle 11 tecnologie presenti in Alto Adige, consentendo quindi di avere un quadro generale rappresentativo della situazione della filiera locale della gassificazione di biomasse legnose.

2.2 Monitoraggio degli impianti e chiusura dei bilanci di massa e di energia

A supporto e complemento dei questionari compilati dai gestori degli impianti, sono stati effettuati dei monitoraggi alcuni impianti di gassificazione, anche in questo caso a seconda della disponibilità dei gestori stessi. Per le attività di monitoraggio, è stata seguita la procedura contenuta nella Raccomandazione CTI 13 del Comitato Termotecnico Italiano, la quale traccia le linee guida per il monitoraggio di impianti che producono ed utilizzano gas di sintesi dalla gassificazione di biomasse legnose. I flussi di massa e di energia sono stati misurati tramite monitoraggio dell'impianto in esercizio, per una durata minima di cinque ore continuative, senza interruzioni o fasi di transizione dovute ad avvii o spegnimenti del reattore di gassificazione. Un parametro fondamentale che è stato considerato è il flusso di energia in ingresso, ossia la quantità di biomassa nell'unità di tempo, determinata pesando la biomassa stessa prima del suo ingresso nel reattore oppure – qualora non fosse possibile effettuare una misura diretta della massa – valutando la variazione del volume di stoccaggio della materia prima nel periodo di riferimento. La portata dell'agente gassificante (aria), così come quella del gas di sintesi in uscita, è stata calcolata a partire da misure di velocità dell'influente o dell'effluente effettuate con un tubo di Pitot e sulla base della composizione, nota per l'aria,

o rilevata per il gas di sintesi, rispettivamente. Infine, il flusso di char prodotto è stato determinato raccogliendo e pesando il residuo solido durante tutta la durata del monitoraggio. Sia la biomassa in ingresso che il char raccolto sono stati successivamente analizzati in laboratorio per determinarne il contenuto di umidità (UNI EN 14774) e di ceneri (UNI EN 14775:2010), il contenuto di carbonio, idrogeno, azoto, zolfo ed ossigeno (analisi elementare, UNI EN ISO 16948:2015), ed il potere calorifico (UNI EN 14918:2010). Anche la composizione del gas di sintesi prodotto dalla gassificazione è stata determinata durante il monitoraggio; in questo caso è stato utilizzato un gas cromatografo portatile, equipaggiato con colonne adatte alla misura delle concentrazioni di idrogeno, ossigeno, azoto, metano, monossido e diossido di carbonio del flusso gassoso analizzato.

Per quanto riguarda i flussi di energia, la potenza in ingresso P_{biom} , associata alla biomassa in input, è stata calcolata a partire dalla portata di biomassa \dot{m}_{biom} e dal suo potere calorifico inferiore LHV_{biom} :

$$P_{biom} = \dot{m}_{biom} \cdot LHV_{biom}$$

La potenza elettrica prodotta dall'impianto P_{el} è stata misurata durante il monitoraggio attraverso un analizzatore di potenza, o servendosi del misuratore già integrato nel sistema di controllo dell'impianto monitorato. La potenza termica prodotta, qualora non registrata dal sistema di controllo dell'impianto, è stata stimata misurando la portata del fluido termovettore con un misuratore di portata ad ultrasuoni e rilevando le temperature di mandata e di ritorno del circuito idraulico con termometri a resistenza di platino PT100. Sono quindi state calcolate l'efficienza elettrica η_{el} , l'efficienza termica η_{th} e l'efficienza totale η_{tot} dell'impianto:

$$\eta_{el} = \frac{P_{el} - P_{aux}}{P_{biom}}$$

$$\eta_{th} = \frac{P_{th}}{P_{biom}}$$

$$\eta_{tot} = \eta_{el} + \eta_{th}$$

dove P_{aux} è la potenza elettrica consumata dagli apparecchi ausiliari.

2.3 Caratterizzazione del char

Oltre a quelle precedentemente indicate, il char raccolto dagli impianti di gassificazione è stato sottoposto ad ulteriori analisi di caratterizzazione per misurarne il contenuto di metalli, il contenuto di idrocarburi policiclici aromatici (IPA, metodo MI-03 rev. 13 2016) e il contenuto di diossine (metodo EPA 1613B 1994). L'obiettivo di queste analisi è quello di evidenziare possibili correlazioni tra le caratteristiche fisico-chimiche dei char raccolti e i principali parametri di processo, nonché con le specifiche caratteristiche degli impianti monitorati, quali ad esempio tipologia di reattore, potenza nominale, tipologia di biomassa utilizzata. Infatti, molti autori suggeriscono che le caratteristiche del char dipendano, innanzitutto, dal tipo di biomassa di partenza, ma anche, ed in modo significativo, dalla geometria e dalle condizioni operative (temperatura, pressione, flussi, agente gassificante) del reattore di gassificazione. Di conseguenza anche la tipologia del reattore può influire notevolmente sulle specificità del char prodotto.

2.4 Char prodotti in condizioni controllate

Al fine di valutare possibili correlazioni tra le caratteristiche chimico-fisiche dei char e le condizioni operative del processo di gassificazione, e quindi poter analizzare in dettaglio come la variazione di tali condizioni possa influire sulla qualità dei char, rendendoli, per esempio, conformi ai limiti normativi per i fertilizzanti, sono stati condotti dei test di gassificazione su biomassa legnosa utilizzando un prototipo di gassificatore installato presso i laboratori Bioenergy & Biofuels della Libera Università di Bolzano. Le prove sono state effettuate variando specifici parametri di processo, così da avere a disposizione un maggior numero di dati per il confronto, mantenendo fissa la quantità del combustibile in ingresso.

In particolare, sono stati prodotti dei char sia con differenti configurazioni di reattore, sia facendo variare le condizioni di processo. Sono stati prodotti in totale 6 differenti char, denominati R100, R75, R50, O-R, O-C e Q. I char R100, R75 e R50 sono stati prodotti a partire da cippato di legno e utilizzando un reattore downdraft open top. La temperatura media all'interno del reattore è stata di circa 750 °C. I char sono stati prodotti a differenti condizioni di carico

del reattore, ossia al 100% del carico nominale (R100), al 75% (R75) e al 50% (R50). I char O-R e O-C sono stati prodotti a partire da cippato di legno ed utilizzando un reattore downdraft di piccolissima taglia (20 kW). Il char O-R è stato estratto dal reattore, mentre il char O-C è stato prelevato dal ciclone a valle del reattore. Infine, il char Q è stato prodotto con un reattore prototipale downdraft open top di micro taglia (5 kW). La temperatura media di gassificazione è stata in questo ultimo caso superiore ai 600 °C. In Tabella 1 sono riportati i dettagli dei char prodotti in condizioni controllate.

Tabella 1 – Dettaglio sui char prodotti in condizioni controllate

Denominazione char	Condizioni di produzione
R100	Biomassa: cippato di legno Tipologia reattore: downdraft, open top Carico: 100% del carico nominale
R75	Biomassa: cippato di legno Tipologia reattore: downdraft, open top Carico: 75% del carico nominale
R50	Biomassa: cippato di legno Tipologia reattore: downdraft, open top Carico: 50% del carico nominale
O-R	Biomassa: cippato di legno Tipologia reattore: downdraft (20 kW) Char: prelevato all'interno del reattore
O-C	Biomassa: cippato di legno Tipologia reattore: downdraft (20 kW) Char: prelevato all'interno del ciclone (sezione filtrante)
Q	Biomassa: cippato di legno Tipologia reattore: downdraft, open top (5 kW)

2.5 Valutazione comparativa rispetto alla normativa vigente e agli standard europei

Le caratteristiche dei char prodotti in condizioni controllate, di cui al precedente paragrafo, e quella dei char raccolti durante i monitoraggi degli impianti commerciali, sono state confrontate con i limiti della vigente normativa italiana in merito ai fertilizzanti e con i principali standard di riferimento europei, ossia IBI (International Biochar Initiative, <https://biochar-international.org/>), EBC (European Biochar Certificate, <http://www.european-biochar.org/en>) e BQM (Biochar Quality Mandate). Infine, sono stati considerati i biochar commerciali prodotti dall'UK Biochar Research Center e anche questi sono stati confrontati con i limiti normativi previsti dalla legislazione italiana attualmente vigente.

3. Risultati e discussione

3.1 Flussi di biomassa

Le 10 tecnologie di gassificazione considerate fra quelle attualmente operative in Alto Adige utilizzano biomassa legnosa sotto forma di cippato, pellet o bricchetti di diverse misure ed umidità. La pezzatura varia fra G30 (30 cm di lunghezza massima) e G150 (150 cm di lunghezza massima) ed il contenuto della frazione più fine non può superare il 20%, per evitare problemi di impaccamento all'interno dei reattori. Inoltre, per garantire un corretto funzionamento dell'impianto, per tutte le tecnologie l'umidità della biomassa all'ingresso dei reattori non può superare il 10%. Alcuni gestori acquistano biomassa già essiccata (cippato essiccato o pellet con umidità del 5 – 10%), che ha un prezzo più elevato (circa 132 – 136 €/ton per il cippato e 195 – 245 €/ton per i pellet); altri utilizzano, invece, un essiccatore esterno o sfruttano una tecnologia di reattore che prevede uno stadio iniziale di riscaldamento ed essiccamento della biomassa in ingresso (in questo caso il costo della biomassa si riduce a 65 – 96 €/ton).

Cippato e bricchetti provengono per la quasi totalità da attività manutentive di boschi o da residui di lavorazione di segherie dell'Alto Adige, in quest'ultimo caso il costo della materia prima è nullo. Il pellet proviene, invece, principalmente da Austria e Polonia, ma anche, in misura minore, dall'Alto Adige. Estendendo i dati raccolti tramite i questionari a tutti gli impianti oggi in funzione in Alto Adige, è stato calcolato che quasi 50'000 tonnellate di biomassa legnosa vengono consumate in impianti di gassificazione, per una spesa complessiva di quasi 5 milioni di euro all'anno per l'acquisto della materia prima.

3.2 Tipologie e flussi di residui

Le due principali tipologie di residui del processo di gassificazione sono il char e il liquido da condensa che viene raccolto durante la fase di pulizia e raffreddamento del gas di sintesi prodotto dal reattore. Entrambi questi scarti vengono smaltiti da aziende specializzate e in alcuni casi vengono classificati come rifiuti speciali non pericolosi.

Il char si presenta come una polvere nero-grigia molto fine e volatile, spesso di difficile gestione proprio per queste sue caratteristiche. Alcune delle tecnologie considerate in questo studio prevedono l'umidificazione del residuo tramite aggiunta di acqua nella sezione di scarico del char. Se tale processo consente da un lato una più agile gestione del residuo, dall'altro comporta un elevato costo di smaltimento, in quanto quest'ultimo viene generalmente calcolato in base al peso del materiale smaltito e l'aggiunta di acqua aumenta notevolmente il peso del residuo.

In generale, il trattamento del char prodotto costituisce una delle maggiori criticità nella gestione di un impianto di gassificazione, soprattutto perché il suo smaltimento comporta un costo non trascurabile nel bilancio economico dell'investimento. Il costo medio di smaltimento del char si aggira intorno ai 150 – 160 € a tonnellata, ma può variare considerevolmente a seconda della tipologia del rifiuto. A tal proposito si citano due casi particolari fra gli impianti di gassificazione analizzati. Alcuni impianti prevedono un "reformer" a valle del gassificatore in grado di ridurre il char in cenere, ossia una sorta di post-combustore. Tale dispositivo permette, da un lato, di ridurre notevolmente il volume e il peso del materiale di scarto e, dall'altro, di poterlo smaltire non più come rifiuto, bensì come semplice sottoprodotto di processo. Uno

degli impianti considerati, conferisce inoltre la cenere che esce dal reformer ad un cementificio limitrofo, arrivando ad annullare quasi del tutto il costo per il suo smaltimento. Il char prodotto da un'altra tipologia di reattore, invece, viene venduto in Austria come ammendante agricolo, trasformando così un costo in un ricavo, pari a circa 200 € a tonnellata.

La quantità totale di char prodotto dai gassificatori in Alto Adige ed il relativo costo complessivo di smaltimento sono stati stimati estendendo a tutti gli impianti in funzione i dati raccolti tramite i questionari. È stato calcolato che, annualmente, vengono prodotte oltre 1 200 tonnellate di char, a cui corrisponde un costo di smaltimento totale annuo di 180 000 - 192 000 €.

Relativamente al liquido da condensa, si tratta di un residuo marginale, prodotto dalla maggior parte delle tecnologie analizzate solo nelle fasi di avvio e di fermo macchina. Questo residuo contiene del tar, ossia una miscela di composti organici aromatici e poliaromatici con elevate temperature di ebollizione, che si formano durante la conversione termica della biomassa tramite gassificazione e che rendono il liquido da condensa inutilizzabile, lasciando come unica opzione possibile quella dello smaltimento come rifiuto.

3.3 Tecnologie

Tra le tecnologie adottate negli impianti di gassificazione installati in Alto Adige, la più diffusa è quella con configurazione *downdraft* a letto fisso, che consiste in un letto fisso costituito dal combustibile (la biomassa) attraverso il quale si fa passare, in equi-corrente verso il basso, il flusso dell'agente gassificante (tipicamente aria). Due tecnologie hanno invece adottato una configurazione a letto fluido doppio stadio, in cui gli stadi di pirolisi e di gassificazione della biomassa sono separati.

Infine, altre due tecnologie hanno optato per una configurazione *rising co-current*, molto simile a quella *downdraft* per la distribuzione delle varie zone del processo di gassificazione, ma la biomassa viene introdotta nella parte bassa del reattore ed il gas viene estratto dall'alto. Inoltre l'aria viene immessa nella zona di combustione in modo tale da formare un vortice che ricorda i reattori a letto fluido.

In Tabella 2 sono elencate le tipologie di reattore delle varie tecnologie selezionate per le analisi. Vengono indicate, oltre alla tipologia di biomassa utilizzata, anche la potenza elettrica e la potenza termica di ciascun modulo installato. Le tecnologie con due o più valori di potenza si riferiscono ad impianti con taglie diverse. Si precisa che l'ordine alfabetico con cui sono elencate le tecnologie in Tabella 2 non corrisponde all'ordine con cui verranno indicate in seguito le varie tecnologie (identificate tramite lettere maiuscole).

Tabella 2 – Tipologie di gassificatori installati in Alto Adige

Tecnologia	Tipologia reattore	Biomassa	Potenza elettrica	Potenza termica
			[kW/modulo]	
Burkhardt	rising co-current, stationary fluidized bed	pellet	180	270
Entrade Energiesysteme	downdraft, fixed bed	pellet	25	60
Holzenergie Wegscheid	downdraft, fixed bed	cippato	133	250
Kuntschar Energieerzeugung	downdraft, fixed bed	cippato	133	250
Spanner Re ²	downdraft, fixed bed	cippato	9 30 45	22 80 120
Stadtwärke Rosenheim	double stage, fluidized bed	cippato	50	110
Syncraft Engineering	double stage, floating fixed bed	cippato	200	480
Urbas Maschinenfabrik	downdraft, fixed bed	cippato	150	300
Wubi	downdraft, fixed bed	cippato	100 199	200 300
Xylogas & EAF	downdraft, fixed bed	cippato	220	440

3.4 Bilanci di massa e di energia

La Figura 2 mostra i risultati aggregati dei bilanci di massa effettuati utilizzando i dati raccolti dal monitoraggio degli impianti, in forma di box plot. Tale rappresentazione permette di visualizzare la distribuzione dei dati relativi a tutte le tecnologie, evidenziando gli intervalli di valori in cui sono concentrati il maggior numero di dati (compresi tra il primo ed il terzo quartile), nonché i valori mediani, i valori massimi e i valori minimi di ciascun parametro considerato. Sono indicate, in particolare, le quantità specifiche di aria introdotta nel gassificatore e di producer gas generato, espresse per unità di massa della biomassa utilizzata, e la quantità di char prodotto, espressa come percentuale (in massa) della biomassa utilizzata. Si osserva che, per tutti gli impianti analizzati, la quantità di aria utilizzata è circa 1,5 - 2 volte quella della biomassa in ingresso, e che la quantità di gas prodotto è circa 2,4 - 3 volte quella della biomassa. La quantità di char prodotto mostra una maggior variabilità da un impianto all'altro, ma in media circa il 2% della biomassa viene raccolto all'uscita del reattore come residuo solido.

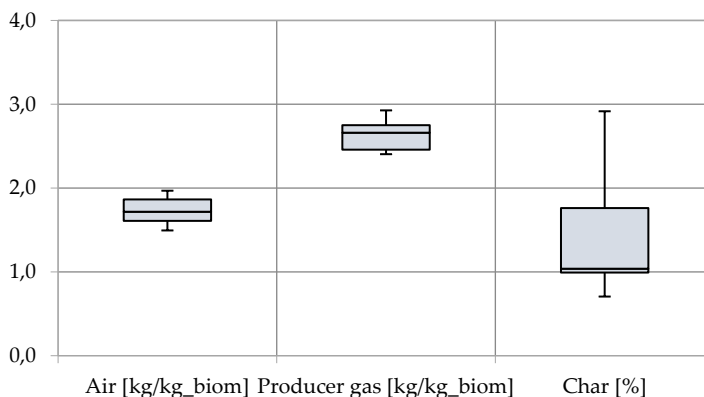


Fig. 2 – Risultati dei bilanci di massa effettuati sui dati raccolti dal monitoraggio degli impianti installati in Alto Adige: quantità di aria utilizzata, quantità di producer gas e char prodotti.

Per quanto riguarda i bilanci energetici, la Figura 3 raccoglie i risultati dei calcoli delle efficienze elettrica η_{el} , termica η_{th} e totale η_{tot} degli impianti monitorati. In generale, l'efficienza elettrica degli impianti è compresa tra il

17% e il 26%, l'efficienza termica tra il 36% e il 59%, l'efficienza totale tra il 68% e il 78%, con l'unica eccezione di un impianto che ha un'efficienza totale pari al 53%.

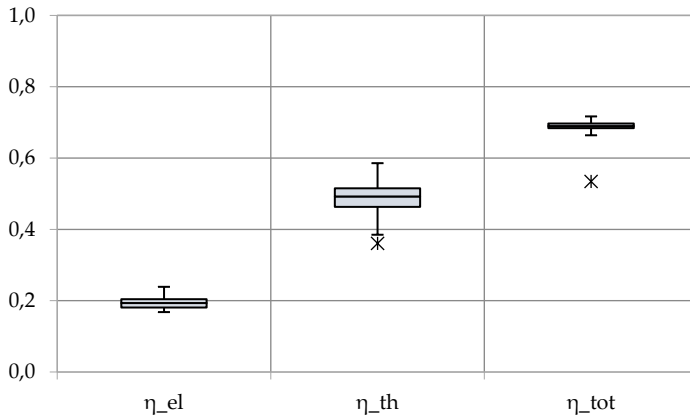


Fig. 3 – Risultati dei bilanci energetici effettuati sui dati raccolti dal monitoraggio degli impianti installati in Alto Adige: efficienza elettrica, efficienza termica ed efficienza totale.

3.5 Caratterizzazione char

Nelle seguenti tabelle, vengono riportati i risultati delle analisi chimico-fisiche condotte sui char raccolti durante i monitoraggi degli impianti commerciali.

Come si può notare in Tabella 3, il contenuto di carbonio nei char varia da un minimo di 48,03% (tecnologia C) ad un massimo di 91,51% (tecnologia F), con una media pari al 71,67%. Questa elevata variabilità dimostra come la tipologia del sistema di gassificazione, nonché le condizioni interne del reattore, influiscano sul rendimento complessivo del processo. In particolare, la tecnologia F implementa un reattore a doppio stadio, mentre la C un reattore downdraft. Risulta anche interessante notare come la tecnologia C produca un char con una superficie specifica molto inferiore rispetto alle altre (solo 78 m²/g).

Tabella 3 – Analisi prossimale, elementare, potere calorifico superiore (HHV) e potere calorifico inferiore (LHV) e superficie specifica dei char prodotti da impianti commerciali

Tecnologia	A	B	C	D	E	F	G	H
Ceneri [%]	27,84	16,08	49,52	31,50	13,34	6,49	29,17	25,64
C [%]	68,63	80,23	48,03	66,96	78,97	91,59	69,46	69,49
H [%]	0,33	0,49	0,89	0,18	0,68	0,52	0,11	0,20
N [%]	0,83	0,23	0,25	0,16	0,20	0,25	0,12	0,46
S [%]	n.d.	0,28	n.d.	0,63	0,31	0,56	0,27	0,33
O* [%]	2,37	2,69	1,31	0,57	6,50	0,60	0,87	3,88
HHV [MJ/kg]	23,11	26,74	14,52	19,69	25,53	30,92	22,87	24,17
LHV [MJ/kg]	23,04	26,64	14,33	19,65	25,38	30,81	22,84	24,12
Umidità [%]	n.d.	1,04	n.d.	81,73	2,58	1,59	0,23	2,02
Sup. specif. [m ² /g]	352	128	78	281	587	272	320	306

In Tabella 4 vengono riportati i dati relativi al contenuto di minerali e metalli pesanti all'interno dei char prodotti dagli impianti commerciali analizzati. In questo caso si può notare una discreta presenza di cromo e zinco all'interno dei char. Questi metalli possono derivare dalle parti metalliche delle automazioni presenti all'interno dei gassificatori (e.g. coclee), così come dai processi meccanici di pretrattamento della biomassa, quali ad esempio la cippatura o la pellettizzazione. Nell'ottica di poter utilizzare il char come ammendante, diventa pertanto necessario individuare dei possibili miglioramenti degli impianti al fine di ridurre i quantitativi di questi metalli e rendere così i char conformi ai requisiti normativi, come discusso al paragrafo successivo.

Sono stati inoltre analizzati i contenuti di diossine all'interno dei char. Come si può facilmente evincere dai dati riportati in Tabella 5, il contenuto di questa classe di composti organici risulta molto ridotto, se non addirittura al di sotto dei limiti di rilevanza dello strumento (<0,1 ng/kg), per tutti i campioni di char analizzati.

Stato dell'arte della gassificazione di biomasse legnose in Alto Adige

Tabella 4 – Analisi dei minerali e dei metalli pesanti presenti nei char prodotti da impianti commerciali

Tecnologia	A	B	C	D	E	F	G	H
Li [mg/kg]	9,9	8,7	6,9	9,1	9,6	8,0	6,8	10,4
Na [mg/kg]	268,4	1724,9	235,7	495,1	341,8	238,0	450,1	576,8
Mg [mg/kg]	5522,6	4802,7	11467,5	4931,4	3680,8	1562,4	9330,9	4268,6
Al [mg/kg]	803,2	299,6	988,5	7081,8	488,4	141,9	680,3	165,9
K [mg/kg]	18570,4	14810,4	18974,8	14106,5	12273,9	6429,8	31825,2	15711,6
Ca [mg/kg]	4670,3	14528,7	3400,4	11431,8	14790,1	10792,5	4621,6	16714,4
Ti [mg/kg]	36,4	40,7	47,7	38,9	46,1	13,0	35,7	23,0
V [mg/kg]	1,0	0,6	1,3	0,9	3,2	0,3	1,0	0,5
Cr [mg/kg]	6,6	5,3	14,3	3,9	383,3	2,7	16,7	28,7
Mn [mg/kg]	3036,3	5154,0	7056,8	839,1	903,9	557,3	2905,9	3408,0
Fe [mg/kg]	615,9	511,9	2509,3	589,3	2162,1	138,2	759,7	351,0
Co [mg/kg]	0,9	3,0	3,1	0,5	4,3	1,3	8,1	1,8
Ni [mg/kg]	6,6	12,8	16,5	5,3	274,2	4,2	40,6	61,9
Cu [mg/kg]	34,4	54,9	73,3	26,5	24,8	8,0	46,9	34,6
Zn [mg/kg]	478,1	449,7	1316,9	182,6	263,1	84,0	397,4	346,6
As [mg/kg]	1,1	0,3	0,7	0,5	0,7	0,2	0,6	0,2
Se [mg/kg]	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
Rb [mg/kg]	41,8	71,1	43,3	35,1	21,3	15,3	73,9	43,1
Sr [mg/kg]	50,5	48,8	57,8	38,8	65,2	60,8	26,1	55,8
Mo [mg/kg]	0,9	1,5	2,1	0,7	7,3	0,4	2,6	1,5
Cd [mg/kg]	1,5	5,9	0,1	1,7	1,8	0,5	0,4	0,1
Sn [mg/kg]	1,1	1,1	0,7	0,8	1,2	0,8	0,8	0,9
Sb [mg/kg]	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Ba [mg/kg]	26,4	42,4	15,5	57,2	41,1	69,8	29,4	34,5
Tl [mg/kg]	0,3	0,8	0,0	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0
Pb [mg/kg]	0,4	1,6	0,2	0,4	0,4	0,7	0,4	0,3

Tabella 5 – Analisi del contenuto di diossine nei char prodotti da impianti commerciali

Tecnologia		A	B	C	D	E	F	G	H
Diossine	2378 TCDD [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	12378 PCDD [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123478 HxCDD [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123678 HxCDD [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123789 HxCDD [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	1234678 HpCDD [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,3	<0,1	<0,1
	OCDD [ng/kg]	2,7	1,5	1,2	0,6	2,1	2,2	0,7	2,2
	2378 TCDF [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	12378 PCDF [ng/kg]	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	23478 PCDF [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123478 HxCDF [ng/kg]	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1
	123678 HxCDF [ng/kg]	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	234678 HxCDF [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123789 HxCDF [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	1234678 HpCDF [ng/kg]	0,3	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2	<0,1	0,3
	1234789 HpCDF [ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
OCDF [ng/kg]	<0,1	0,6	<0,1	0,4	2,4	0,6	<0,1	<0,1	

Anche il contenuto di policlorobifenili (PCB) risulta globalmente limitato per la maggior parte dei char analizzati, come evidenziato dai dati riportati in Tabella 6. Sia per quanto riguarda le diossine che i PCB è possibile quindi ipotizzare che la tipologia di processo e i profili di temperatura coinvolti nei gasificatori, assieme alla tipologia di biomassa utilizzata, concorrano a limitare la formazione di questi composti.

Infine, le concentrazioni di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono state riportate in Tabella 7. In questo caso, si può facilmente notare come la presenza di questi composti non sia trascurabile e sia addirittura decisamente rilevante per alcuni char. La presenza di questi composti all'interno dei char li rende non direttamente utilizzabili in agricoltura, in quanto tossici. Pertanto, dei miglioramenti tecnologici volti a limitare la formazione e l'accumulo degli IPA all'interno dei char risultano essere di fondamentale

importanza perché determinanti per la possibilità o meno di usare i char come ammendante. Nel paragrafo successivo verranno evidenziate le differenze tra il contenuto di IPA nei char analizzati e i limiti imposti dalla vigente normativa sui fertilizzanti (D.Lgs. 75/2010).

Tabella 6 – Analisi del contenuto di PCB nei char prodotti da impianti commerciali

Tecnologia		A	B	C	D	E	F	G	H
PCB	Iupac77 [ng/kg]	10	<1	4	9	7	6	5	8
	Iupac81 [ng/kg]	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Iupac123 [ng/kg]	7	<1	10	10	8	4	1	7
	Iupac118 [ng/kg]	347	391	252	410	292	282	518	248
	Iupac114 [ng/kg]	1	2	<1	4	<1	<1	<1	2
	Iupac105 [ng/kg]	59	6	39	95	45	59	53	52
	Iupac126 [ng/kg]	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Iupac167 [ng/kg]	50	54	49	59	43	49	65	49
	Iupac156 [ng/kg]	173	224	118	142	81	133	230	120
	Iupac157 [ng/kg]	15	11	12	15	10	13	17	13
	Iupac169 [ng/kg]	<1	<1	1	2	<1	<1	<1	<1
	Iupac189 [ng/kg]	19	1	13	18	14	15	11	18

3.6 Conformità dei char prodotti da impianti commerciali con la vigente legislazione in merito ai fertilizzanti

La vigente normativa italiana sui fertilizzanti si basa sul Regolamento (CE) 2003/2003 e sul D.Lgs. 75/2010 e s.m.i.. In particolar modo in questo ultimo decreto vengono imposti dei limiti sull'utilizzo di char in agricoltura. Innanzitutto, il suddetto decreto definisce come "biochar" un materiale prodotto per mezzo di un "processo di carbonizzazione di prodotti e residui di origine vegetale provenienti dall'agricoltura e dalla silvicoltura, oltre che da sanse di oliva, vinacce, crusconi, noccioli e gusci di frutta, cascami non trattati della lavorazione del legno, in quanto sottoprodotti delle attività connesse. Il processo di carbonizzazione è la perdita di idrogeno, ossigeno e azoto da parte della materia organica a seguito di applicazione di calore in assenza, o ridotta presenza, dell'agente ossidante, tipicamente l'os-

sigeno. A tale decomposizione termochimica è dato il nome di pirolisi o di piroschissione. La gassificazione prevede un ulteriore processo ossidoriduttivo a carico del carbone prodotto da pirolisi". Il char così prodotto deve quindi soddisfare i limiti normativi riportati in Tabella 8.

Tabella 7 – Analisi del contenuto di IPA nei char prodotti da impianti commerciali

Tecnologia		A	B	C	D	E	F	G	H	
Naftalene	[µg/kg]	2128649	1912973	2386	200368	859491	110338	26861	563819	
Acenaftilene	[µg/kg]	514300	171045	138	19495	62838	140	7	62703	
Acenaftene	[µg/kg]	314055	11197	26	1565	29918	515	270	4536	
Fluorene	[µg/kg]	16341	5287	13	27	86	203	1650	367	
Fenantrene	[µg/kg]	584386	385187	119	78749	190237	9806	1220	118217	
Antracene	[µg/kg]	412102	40452	18	6351	13454	457	1245	25644	
Fluorantene	[µg/kg]	477586	47703	36	4934	29200	1218	114	46343	
Pirene	[µg/kg]	434026	51745	22	4160	38312	817	60	44436	
BaA	[µg/kg]	104671	3742	4	226	547	20	21	12673	
CHR	[µg/kg]	135638	4514	5	236	892	220	26	25125	
B(b)F	[µg/kg]	32126	630	3	27	119	17	5	5197	
IPA	B(j)F	[µg/kg]	14180	251	2	7	29	12	2	3318
	B(k)F	[µg/kg]	10309	217	6	14	38	13	1	2170
	BeP	[µg/kg]	20993	722	3	25	107	73	41	8817
	BaP	[µg/kg]	14709	458	4	15	51	5	66	4349
	Per	[µg/kg]	3273	100	3	7	24	16	38	866
	BghiP	[µg/kg]	1632	58	1	1	17	0	1	1658
	IcdP	[µg/kg]	1921	49	1	2	2	2	1	967
	DBahA	[µg/kg]	1066	30	1	0	2	2	2	771
	DBalP	[µg/kg]	290	21	6	3	2	11	25	393
	DBaeP	[µg/kg]	492	12	8	2	2	4	28	211
	DBaiP	[µg/kg]	70	11	13	2	6	6	20	20
	DBahP	[µg/kg]	151	87	27	3	9	19	51	29

Tabella 8 – Modifiche dell'Allegato 2 del D.Lgs. 75/2010

Titolo minimo in elementi e/o sostanze utili. Criteri concernenti la valutazione. Altri requisiti richiesti	Elementi o sostanze utili il cui titolo deve essere dichiarato. Caratteristiche diverse da dichiarare. Altri requisiti richiesti	Limiti ai parametri chimico-biologici	Note
C tot di origine biologica ^(*) % s.s.	Granulometria (passante mm 0,5-2-5)	IPA (Σ 16 molecole) < 6	^(*) sottratto il C da carbonati
≥ 20 e ≤ 30 (CI ^(*) 3)	Azoto tot	mg/kg s.s.	^(*) Classe di qualità
> 30 e ≤ 60 (CI ^(*) 2)	Potassio tot	PCB < 0,5	^(§) Per utilizzo quale ammendante di substrati per ortovivaismo ≤ 100
> 60 (CI ^(*) 1)	Fosforo tot	mg/kg s.s.	^(§) Per utilizzo quale ammendante di substrati per ortovivaismo ≤ 100
Salinità mS/m ≤ 1000 ^(§)	Calcio tot	Diossine < 9 ng/kg	^(§) Per utilizzo quale ammendante di substrati per ortovivaismo ≤ 100
pH _(H2O) 4-12	Magnesio tot		^(§) Per utilizzo quale ammendante di substrati per ortovivaismo ≤ 100
Umidità % ≥ 20 per prodotti polverulenti ^(*)	Sodio tot		^(*) Indice di stabilità del carbonio
Ceneri % s.s.	% C da carbonato		^(*) Dato comunque da dichiarare
> 40 e ≤ 60 (CI ^(*) 3)	Test fitotossicità e accrescimento (test lombrichi e o saggio germinazione/accrescimento)		
≥ 10 e ≤ 40 (CI ^(*) 2)	Max ritenzione idrica		
< 10 (CI ^(*) 1)			
H/C (molare) ^(*) ≤ 0,7			

Nella Tabella 9 vengono riportati i risultati delle analisi chimico-fisiche condotte sia sui char prodotti da impianti commerciali che su quelli prodotti in condizioni controllate. I dati riportati in tabella sono limitati ai parametri che sono significativi a livello normativo. In colore rosso vengono evidenziati i parametri che non soddisfano gli attuali limiti normativi. Si può in particolare notare come tutti i char (tranne uno) eccedano il limite imposto sulla concentrazione di IPA, in alcuni casi assumendo valori cinque volte più elevati.

Tabella 9 – Comparazione tra le caratteristiche chimico-fisiche dei char e i limiti normativi italiani (in rosso i parametri che non soddisfano i limiti)

C	H/C	Ceneri	Umidità	Cr(tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ IPA	TEQ _{PCB}	TEQ _{DX}
	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[ng/kg]	[mg/kg]
Limiti	> 20 < 0,7	< 60	> 20	--	100	230	500	1,5	140	6	0,5	9
A	68,6 0,0	27,8	> 20	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1
B	80,2 0,1	16,1	1,0	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1	<0,1
C	48,0 0,2	49,5		14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1
D	67,0 0,0	31,5	81,7	3,9	5,3	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1
E	79,0 0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1	<0,1
F	91,6 0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1	<0,1
G	69,5 0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1	<0,1
H	69,5 0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1	<0,1
I	55,2 0,1	29,5		5,3	8,0	51,4	586,2	6,1		60,2	<1	<0,1
M	48,1 0,0	32,5		25,8	16,0	36,3	418,9	0,3		124,3	<1	<0,1
R100	62,1 0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0		132,6		
R75	41,4 0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1		193,3		
R50	48,5 0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4		414,8		
O-R	71,1 0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1		34,2		
O-C	23,9 0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5		409,4		7,0
Q	84,9 0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0		27,0		

Le elevate concentrazioni di IPA possono essere dovute principalmente ai profili di temperatura che si generano all'interno del gassificatore, che contribuiscono alla formazione di questi composti, e a fenomeni di adsorbimento nel letto di char, che di fatto funge da filtro per il producer gas nella zona di riduzione. Di conseguenza, diventa necessario individuare una modalità di post-trattamento dei char per renderli conformi ai limiti normativi previsti per gli ammendanti, in quanto risulta particolarmente complesso poter efficacemente variare i parametri di processo dei gassificatori.

Come precedentemente evidenziato, anche la concentrazione di metalli quali cromo e zinco all'interno dei char rappresenta un fattore limitante per l'utilizzo di questo materiale come ammendante. In questo caso, le parti metalliche che movimentano i materiali solidi all'interno dei gassificatori, nonché quelle delle macchine utilizzate nei pretrattamenti (e.g. cippatrici e pellettatrici), potrebbero essere le principali responsabili di questa contaminazione. Infatti, come risulta dai dati riportati in Tabella 10, la biomassa cippata utilizzata in ingresso ad alcuni gassificatori, presenta già discrete concentrazioni di metalli (fra cui si evidenzia il contenuto di cromo).

Potrebbe risultare quindi di particolare interesse condurre uno studio sull'incidenza delle prime e delle seconde negli effetti di contaminazione da metalli dei char e valutare possibili sostituzioni o miglioramenti in fase di progettazione dei nuovi sistemi di gassificazione.

Tabella 10 – Concentrazioni di metalli nella biomassa pretrattata in ingresso ad alcuni gassificatori

	As	Cd	Cr	Pb	Ni	Cu	Se	Zn
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
B	6,00	< 0,5	1,90	< 0,5	< 0,5	1,00	2,20	9,60
D	5,60	< 0,5	1,90	< 0,5	< 0,5	1,50	2,30	12,30
E	5,40	< 0,5	1,80	< 0,5	< 0,5	1,20	2,10	15,00
F	5,10	< 0,5	1,60	< 0,5	< 0,5	1,00	2,10	9,40
G	5,60	< 0,5	2,10	< 0,5	< 0,5	0,90	2,30	9,90
H	4,80	< 0,5	2,20	1,10	< 0,5	1,10	2,20	10,60

3.7 Biochar commerciali e altri standard europei di certificazione

Sia i char raccolti durante le attività di monitoraggio degli impianti attualmente operanti in Alto Adige, sia i char prodotti in condizioni controllate, sono stati confrontati con i limiti imposti da altri standard europei, nello specifico: IBI, EBC e BQM. Mentre biochar commerciali sono stati confrontati con i limiti normativi italiani.

In Tabella 11 sono riportate le caratteristiche dei biochar commerciali prodotti dall'UK Biochar Research Center (<https://www.biochar.ac.uk/>). Questi biochar sono stati confrontati con la normativa italiana riguardo agli ammendanti attualmente vigente. Come si può notare dai dati riportati in tabella, ed in particolare dai valori evidenziati in rosso, anche i biochar prodotti e commercializzati dall'UK Biochar Research Center non soddisfano totalmente i parametri imposti dalla normativa italiana, soprattutto per quel che concerne il contenuto di alcuni dei metalli pesanti. Si può osservare, infatti, come il valore più significativo sia il contenuto di cadmio, eccedente i limiti normativi in quasi tutti i casi. Peraltro, risulta importante notare come i fattori di emissione relativi alla sommatoria dei 16 idrocarburi policiclici aromatici rientrino pienamente all'interno dei suddetti limiti. Questo dato risulta essere di particolare interesse, in quanto pressoché tutti i char prodotti dagli impianti operanti in Alto Adige presentano concentrazioni di IPA molto maggiori rispetto ai limiti, come già ampiamente discusso in precedenza. In Tabella 11 sono stati utilizzati i seguenti acronimi per identificare biochar prodotti a partire da differenti materiali (pellet di miscanto, pellet di colza, lolla di riso, pellet di conifera, pellet di paglia di grano, liquami) e a due diverse temperature (i.e. 550 °C e 700 °C): MSP – Miscanthus Straw Pellets; OSR – Oil Seed Rape Straw Pellets; RH – Rice Husk; SWP – Soft Wood Pellets; WSP – Wheat Straw Pellets; SS – Sewage Sludge.

Tabella 11 – Confronto tra i parametri dei biochar commerciali e i limiti normativi italiani

C	H/C	Genere	Umidità	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ IPA	TEQ _{PCB}	TEQ _{DX}
[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[ng/kg]	[mg/kg]
Limiti	> 20 < 0,7	< 60	≥ 20	0,5	100	230	500	1,5	140	6	0,5	9
MSP550	75,4	0,4	12,2	1,8	8,7	5,0	26,6	63,4	0,7	0,5	0,0	2,7
MSP700	79,2	0,2	11,6	2,2	36,1	30,4	5,9	44,5	4,6	0,1	0,0	3,9
OSR550	68,9	0,3	19,5	2,6	2,5	7,9	7,2	1,8	17,6	0,5	0,0	6,8
OSR700	67,7	0,2	21,9	3,6	4,4	3,3	13,8	8,8	3,0	< 0,11	0,0	4,5
RH550	48,7	0,3	47,9	1,5	5,0	3,0	5,4	23,6	17,8	0,2	0,0	5,1
RH700	47,3	0,2	47,9	1,5	2,7	26,9	36,2	20,0	0,3	0,3	0,0	5,9
SWP550	85,5	0,4	1,3	1,5	34,6	3,3	19,4	25,7	3,5	4,4	0,2	0,0
SWP700	90,2	0,2	1,9	1,0	123,4	74,1	9,7	99,6	8,2	0,2	0,2	3,3
WSP550	68,3	0,4	21,3	1,9	1,0	3,6	10,5	3,2	0,4	0,4	0,0	4,3
WSP700	69,0	0,2	23,8	2,2	4,5	2,5	4,7	12,0	1,3	< 0,11	0,0	1,8
SS550	29,5	0,5	58,9	2,5	275,7	57,2	255,2	835,7	11,7	201,2	0,1	3,1
SS700	29,6	0,3	63,9	1,7	292,7	66,3	296,6	896,2	12,4	195,9	0,1	0,4

Nelle tabelle riportate qui di seguito (tabelle 12–14) sono state confrontate le caratteristiche qualitative dei char prodotti dagli impianti altoatesini con i limiti imposti dai principali standard internazionali: IBI, EBC e BQM.

Come si può notare, anche nel caso in cui i char vengano confrontati con differenti standard i valori relativi ai metalli pesanti (soprattutto lo zinco) e agli idrocarburi policiclici aromatici risultano essere discriminanti. Come precedentemente ipotizzato, la contaminazione da zinco può essere generata dalle parti metalliche delle automazioni degli impianti così come da quelle dei macchinari che vengono utilizzati nei pretrattamenti di cippatura o di pellettizzazione della biomassa di partenza. Per quanto riguarda invece gli IPA, questi sembrano essere fortemente influenzati dal processo di gassificazione stesso e quindi devono essere eliminati attraverso efficaci post-trattamenti.

È inoltre interessante osservare la variabilità dei limiti imposti dai diversi standard considerati, che, a volte (per esempio nel caso dello standard IBI) sono anche piuttosto alti. Tanto che, per quanto riguarda il confronto dei valori dei char considerati con lo standard IBI, l'unico parametro che non risulta conforme riguarda gli idrocarburi policiclici aromatici. Tutti gli altri valori, compresi quelli relativi al contenuto di metalli pesanti, rientrano nei limiti imposti dallo standard.

Tabella 12 – Confronto tra i parametri dei char prodotti dagli impianti di gassificazione e i limiti dello standard IBI (in blu i valori eccedenti i limiti)

C	H/C	Ceneri	Umidità	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ IPA	TEQ _{PCB}	TEQ _{Dx}
[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[ng/kg]	[mg/kg]
≥10	<0,7	--	--	64-1200	47-600	63-1500	200-7000	1,4-39	70-500	6-20	0,2-0,5	9
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1
B	80,2	0,1	16,1	1,0	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1
D	67,0	0,0	31,5	81,7	3,9	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1
E	79,0	0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1
F	91,6	0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1
I	55,2	0,1	29,5	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1		60,2		<0,1
M	48,1	0,0	32,5	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3		124,3		<0,1
R100	62,1	0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0	132,6		
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1	193,3		
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4	414,8		
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1	34,2		
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5	409,4		7,0
Q	84,9	0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0	27,0		

Tabella 13 – Confronto tra i parametri dei char prodotti dagli impianti di gassificazione e i limiti dello standard EBC (in verde i valori eccedenti i limiti)

C	H/C	Ceneri	Umidità	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ IPA	TEQ _{PCB}	TEQ _{DX}	
[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[ng/kg]	[mg/kg]	
EBC	> 50	< 0,7	--	--	80	30	100	400	1	120	4	0,2	20
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1	
B	80,2	0,1	16,1	1,0	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1	<0,1
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1	
D	67,0	0,0	31,5	81,7	3,9	5,3	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1
E	79,0	0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1	<0,1
F	91,6	0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1	<0,1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1	<0,1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1	<0,1
I	55,2	0,1	29,5	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1	0,1	60,2	<1	<0,1	
M	48,1	0,0	32,5	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3	0,3	124,3	<1	<0,1	
R100	62,1	0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0	132,6			
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1	193,3			
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4	414,8			
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1	34,2			
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5	409,4		7,0	
Q	84,9	0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0	27,0			

Stato dell'arte della gassificazione di biomasse legnose in Alto Adige

Tabella 14 – Confronto tra i parametri dei char prodotti dagli impianti di gassificazione e i limiti dello standard BQM (in arancione i valori eccedenti i limiti)

	C	H/C	Ceneri	Umidità	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ IPA	TEQ _{PCB}	TEQ _{DX}
	[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
BQM	15	10	40	150	3	60	20	0,5	20	0,5	20	<0,1	<0,1
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1	<0,1
B	80,2	0,1	16,1	1,0	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1	<0,1
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1	<0,1
D	67,0	0,0	31,5	81,7	3,9	5,3	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1
E	79,0	0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1	<0,1
F	91,6	0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1	<0,1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1	<0,1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1	<0,1
I	55,2	0,1	29,5	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1		60,2		<0,1	<0,1
M	48,1	0,0	32,5	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3		124,3		<0,1	<0,1
R100	62,1	0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0		132,6		
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1		193,3		
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4		414,8		
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1		34,2		
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5		409,4		7,0
Q	84,9	0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0		27,0		

4. Analisi tecnico economica sui possibili interventi di ottimizzazione d'impianto in un'ottica poligenerativa

4.1 Descrizione del Tool di calcolo

Per valutare la sostenibilità economica di potenziali interventi di ottimizzazione degli impianti di gassificazione operanti sul territorio altoatesino, con il fine di renderli in grado di produrre oltre all'energia elettrica e al calore anche char di qualità compatibile con i biochar per uso agricolo, è stato sviluppato un Tool di calcolo per la realizzazione del business plan d'impianto. Il Tool è stato sviluppato in ambiente Microsoft Excel e concepito al fine di mettere a confronto le prestazioni tecnico-economiche dell'impianto nella "configurazione originale", ossia l'impianto così come viene proposto sul mercato e sta operando sul territorio, con quelle nella "configurazione ottimizzata", ossia l'impianto modificato al fine di produrre char con una qualità migliore rispetto a quella ottenuta con l'impianto nella versione originale e tale da poter essere utilizzato in agricoltura.

Con riferimento alla misura di ottimizzazione individuata ed al relativo investimento, il Tool è stato costruito con la logica di determinarne gli effetti sulle prestazioni di impianto in termini di variazione nella produzione di energia elettrica, variazione nella produzione di energia termica, variazione nella produzione di char, variazione nei costi/ricavi legati alla valorizzazione del char prodotto, al fine di eseguire l'analisi dei flussi di cassa.

A seguito dell'inserimento da parte dell'utente dei parametri di impianto nella configurazione originale e in quella ottimizzata, il Tool restituisce l'andamento nel tempo del flusso di cassa netto e del flusso di cassa cumulato dell'impianto. Ciò con l'intento di evidenziare graficamente l'effetto nel tempo della misura di ottimizzazione d'impianto individuata sul conto economico dello stesso.

4.2 Campo di applicazione

Il Tool è stato sviluppato per essere applicato ad impianti di gassificazione del legno di potenza elettrica nominale compresa fra 1 e 999 kW, che utilizzano biomassa inquadrate come sottoprodotto e che sono entrati in esercizio fra il

2012 e il 2018, fruendo dell'incentivazione statale prevista da uno dei seguenti decreti:

- Decreto Ministeriale 18 dicembre 2008 (tariffa omnicomprensiva);
- Decreto Ministeriale 6 luglio 2012 (Decreto FER 2012);
- Decreto Ministeriale 16 giugno 2016 (Decreto FER 2016).

Avendo riscontrato, attraverso le indagini svolte in corso di progetto, che in Alto Adige non vi sono impianti messi in funzione al di fuori di tali sistemi incentivanti, non si è ritenuto necessario includere altri meccanismi di incentivazione alternativi e non cumulabili con quelli elencati, quali lo Scambio Sul Posto o il Ritiro Dedicato. Le tariffe considerate sono automaticamente selezionate indicando il periodo di avvio ufficiale dell'impianto, considerando anche le decurtazioni annue, laddove previste dalla normativa.

4.3 Analisi economica dei possibili interventi di ottimizzazione

La difficoltà nel correlare le caratteristiche tecniche di funzionamento degli impianti alla qualità del char prodotto, ha impedito di identificare, su base scientifica, soluzioni tecniche e possibili interventi di ottimizzazione d'impianto finalizzati a migliorare la qualità del char prodotto. Nel corso del progetto si è rivelata impraticabile anche la possibilità di sperimentare soluzioni di ottimizzazione di carattere empirico, e ciò per diversi motivi:

- impossibilità di variare i parametri di funzionamento degli impianti a seguito dei rischi connessi con la diminuzione dei profitti conseguente all'uscita dal regime incentivante e con i possibili danni e malfunzionamenti di impianto derivanti;
- peculiarità dell'iter autorizzativo che prevede la valutazione dell'idoneità all'esercizio (da parte dell'Ufficio Aria e Rumore) sulla base di un progetto ben definito e a cui non possono essere apportate modifiche "importanti/sostanziali" nel corso della vita tecnica, pena la decadenza dell'autorizzazione stessa. Da ciò ne è conseguita l'automatica impossibilità di effettuare interventi di ottimizzazione rilevanti quali ad esempio la sostituzione della tipologia del reattore o l'aggiunta di una nuova parte di impianto come ad esempio l'applicazione di un "reformer";
- mancata disponibilità da parte dei gestori di impianto di implementare modifiche d'impianto di carattere empirico e quindi dall'esito poco certo;

- indisponibilità da parte dei partner di ricerca di un impianto di laboratorio di dimensioni paragonabili a quelli di mercato su cui sperimentare liberamente soluzioni e strategie per migliorare la qualità del char prodotto. Ciò premesso si è convenuto di eseguire l'analisi economica di una possibile modifica d'impianto in grado di trasformare il char prodotto da "costo" (a causa della sua scarsa qualità e della conseguente necessità di essere smaltito come rifiuto) a "risorsa" (ossia venduto sul mercato) con un "approccio a ritroso". L'analisi economica a ritroso è stata effettuata nel seguente modo: fissati tre possibili prezzi di vendita del char in funzione delle attuali quotazioni di mercato dello stesso in campo agricolo, è stato calcolato l'ammontare massimo disponibile (ottenuto dalla vendita del char) per eseguire le modifiche d'impianto, considerando come tempo per ammortizzare l'investimento la vita residua dell'impianto.

4.4 Definizione della configurazione originale

L'analisi economica dell'impianto nelle due configurazioni, quella originale (ossia di mercato) e quella ottimizzata (ossia modificata per ottenere un char di qualità) è stata eseguita non con riferimento ai dati ed alle caratteristiche di una specifica tecnologia o impianto di gassificazione, ma ad un impianto ideale caratterizzato da dati tecnici e prestazioni corrispondenti ai valori medi degli impianti censiti in Alto Adige. Nella definizione dei singoli parametri d'impianto nella "configurazione originale" si è tenuto conto delle considerazioni di seguito riportate.

- Dall'analisi dell'evoluzione degli impianti di gassificazione in Alto Adige è emerso come, complice il sistema di incentivazione al tempo molto favorevole, la gassificazione del legno ha visto fra il 2012 e il 2015 la realizzazione di 35 impianti su un totale oggi attivo di 44. Per tale motivo si è scelto di fare l'analisi su un ipotetico impianto entrato in funzione nel 2013.
- Anche la scelta della potenza dell'impianto in oggetto è stata fatta tenendo conto delle caratteristiche degli impianti oggi in funzione. Nello specifico si è quindi optato per un impianto composto da due moduli aventi potenza nominale di 45 kW elettrici e di 100 kW termici (la maggioranza degli impianti presenta tali caratteristiche).

- I restanti parametri tecnico/economici utilizzati per la configurazione originale sono stati scelti partendo dalle medie ottenute dai dati raccolti dal censimento degli impianti ed effettuando una valutazione comparativa con i valori riferiti a singoli impianti aventi potenza elettrica analoga a quella di progetto.

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** si riportano quindi i valori dei parametri scelti per caratterizzare la “configurazione originale” d’impianto.

4.5 Definizione della “configurazione ottimizzata”

L’analisi è stata eseguita considerando un prezzo di vendita del char compreso tra 0 €/ton e 500 €/ton. I parametri e le ipotesi di funzionamento, come anche le giustificazioni che hanno portato alla loro assunzione, sono riportati di seguito.

- “Anno dell’investimento”: la scelta dell’anno in cui eseguire l’intervento è stata fatta tenendo conto di due fattori:
 - la maggior parte degli impianti presenti nel territorio locale è stata autorizzata tra il 2013 e il 2015 (27 impianti su 44 oggi in funzione) e può quindi godere dell’incentivazione prevista ancora per circa 13 - 15 anni;
 - si suppone che serva ancora qualche anno di ricerca per l’identificazione e lo sviluppo di potenziali modifiche d’impianto propeedeutiche a migliorare la qualità del char;
- È stato ipotizzato di attuare la modifica di impianto nel 10° anno di esercizio (considerando che in tale anno si abbia già il vantaggio derivante dall’ottimizzazione di impianto) e considerando quindi un periodo di ritorno dell’investimento legato all’ottimizzazione di impianto di ulteriori 11 anni (stimando una vita utile di impianto di circa 20 anni, pari al periodo di incentivazione).
- La produzione di energia elettrica, termica e di char è stata assunta uguale a quella dell’impianto nella configurazione originale.

Tabella 15 – Parametri relativi alla "configurazione originale" d'impianto riferiti ad un impianto ideale caratterizzato da parametri di funzionamento rappresentativi

Elemento	Valore	Elemento	Valore
Nome della tecnologia	"Impianto Teorico"	Costo specifico impianto [€/kW]	6 500
N° moduli	2	Personale [€/kWh]	0,03
Periodo di avvio	Dal 01/2013 al 12/2013	Assicurazione [€/a]	2 500
Potenza elettrica modulo [kW]	45	Pratiche GSE [€/a]	1 200
Potenza termica del modulo [kW]	100	Manutenzione [€/kWh]	0,03
Ore annue di funzionamento [ore]	7 500	Prezzo di acquisto della biomassa [€/ton]	94
Autoconsumo elettrico [%]	11	Prezzo di vendita del calore [€/MWh]	40
Consumo biomassa annuo [kg/kWh]	1,1	Costo smaltimento char [€/ton]	155
Produzione specifica char [kg/kWh]	0,02	Energia termica utilizzata per essiccazione [%]	50
Capitale proprio [%]	0	Energia termica valorizzata [%]	30
Interesse finanziamento [%]	3,5	Tariffa incentivante [€/MWh]	251,86
Durata mutuo [anni]	10	Durata incentivazione [anni]	20

- Sulla base del prezzo di mercato del char in campo agricolo sono state ipotizzate quattro differenti configurazioni ottimizzate d'impianto, ciascuna caratterizzata da un prezzo target di vendita del char sul mercato:

- Conf. ottimizzata 1 – Prezzo valorizzazione char pari a 0 €/ton;
 - Conf. ottimizzata 2 – Prezzo valorizzazione char pari a 100 €/ton;
 - Conf. ottimizzata 3 – Prezzo valorizzazione char pari a 200 €/ton;
 - Conf. ottimizzata 4 – Prezzo valorizzazione char pari a 500 €/ton.
- Nella configurazione ottimizzata 1 si è ipotizzato che il char non fosse di qualità tale da essere utilizzabile in agricoltura, ma che potesse essere smaltito dall'impianto a costo nullo e non negativo (ad esempio come sottoprodotto riutilizzabile nell'industria delle costruzioni). Nell'ipotesi 4 si è delineato invece il caso migliore, legato cioè ad una produzione di char di qualità tale da permetterne la vendita ad un prezzo di 500 €/ton.

Avendo eseguito l'analisi economica a ritroso, il Tool è stato fatto funzionare inserendo il costo di investimento legato all'intervento di ottimizzazione d'impianto pari a zero. L'ammontare massimo disponibile per attuare le modifiche d'impianto in ciascuna configurazione ottimizzata (dalla n° 1 alla n° 4) è stato dunque ricavato come differenza tra il capitale cumulato dopo i 20 anni di esercizio nella configurazione ottimizzata e quella originale.

4.6 Risultati dell'analisi economica

Con riferimento a ciascuna configurazione ottimizzata, i risultati della simulazione economica, in termini di capitale cumulato a valle dei 20 anni di esercizio e di capitale disponibile per la realizzazione di un intervento di ottimizzazione dell'impianto (da implementare, come da ipotesi, al decimo anno di esercizio), sono riportati in Tabella 16 e nelle Figure 4 e 5. Si osserva che, supponendo di attuare la modifica di impianto a partire dal decimo anno di esercizio e ipotizzando un ritorno dell'investimento nei restanti 11 anni di attività dell'impianto, il budget massimo disponibile per l'eventuale ottimizzazione d'impianto varia da un minimo di 23 mila euro ad un massimo di 97 mila euro. Ad oggi, vista l'impossibilità di definire gli interventi di ottimizzazione attuabili, risulta difficile capire se tali importi risultino adeguati e/o sufficienti a consentire la vendita del char ai prezzi ipotizzati. Tuttavia, il valore degli importi in oggetto può fornire un'utile indicazione in merito ai requisiti economici di una eventuale soluzione tecnologica che potrà essere individuata anche in futuro (sia dal mondo della ricerca che dal mondo degli operatori industriali), perché possa essere appetibile per il mercato.

Tabella 16 – Simulazione dell'andamento del capitale cumulato dopo 20 anni, delle differenze tra capitale cumulato annuo post e pre intervento (Δ post/pre ottimizz.) e del capitale massimo disponibile per l'ottimizzazione di impianto per ogni configurazione ottimizzata.

Config.	Costo smaltimento	Prezzo di vendita	Capitale cumulato (20 anni)	Δ post/pre ottimizz.	Capitale max. disponibile
	[€/t]	[€/t]	[€]	[€]	[€]
Originale	155	0	291 929	-	0
Ottimizz. 1	0	0	314 947	2 093	23 018
Ottimizz. 2	0	100	329 797	3 443	37 868
Ottimizz. 3	0	250	352 072	5 468	60 143
Ottimizz. 4	0	500	389 197	8 843	97 268

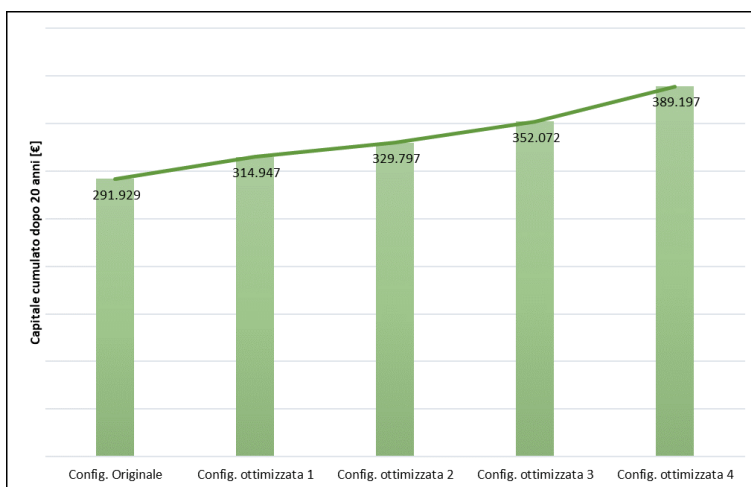


Fig. 4 – Capitale cumulato dopo 20 anni di esercizio nella configurazione originale e nelle quattro ottimizzate

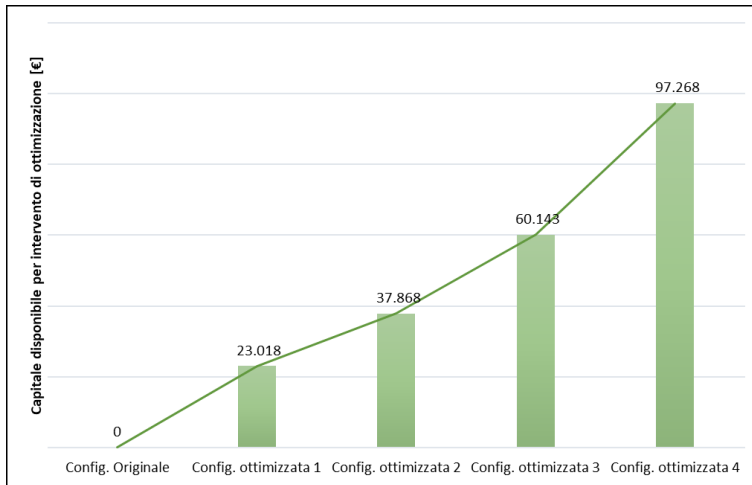


Fig. 5 – Capitale disponibile per l'intervento di ottimizzazione nelle quattro configurazioni individuate

Per una maggiore comprensione del risultato ottenuto e con riferimento ad ogni configurazione ottimizzata, in Figura 6 sono stati riportati gli introiti annui d'impianto legati a:

- incentivazione e vendita dell'energia elettrica prodotta;
- vendita dell'energia termica;
- mancato costo di smaltimento e/o vendita del char (voce identificata nel grafico come "Energia legata conf. Ott.").

Nello specifico si osserva che le maggiori entrate annue legate all'ottimizzazione dell'impianto e derivanti dalla vendita di un char di qualità risultano percentualmente piuttosto limitate e comprese tra l'1% e il 5% delle entrate totali, rimanendo predominante il contributo derivante dall'incentivazione dell'energia elettrica e termica prodotta.

Tuttavia, per prezzi di vendita del char pari a 500 €/ton, come ipotizzato nella configurazione ottimizzata n°4, o superiori, ipotizzabili nel caso di un'evoluzione positiva del mercato del char (ad esempio nell'ipotesi che ad esso possano essere riconosciute importanti proprietà per il miglioramento della qualità dei suoli e/o la capacità di stoccare carbonio), l'intervento di ottimizza-

zione di un impianto esistente trova giustificazione sia dal punto di vista ambientale che economico. Tale affermazione risulta tanto più vera quanto più l'intervento viene fatto a ridosso dei primi anni di esercizio dell'impianto.

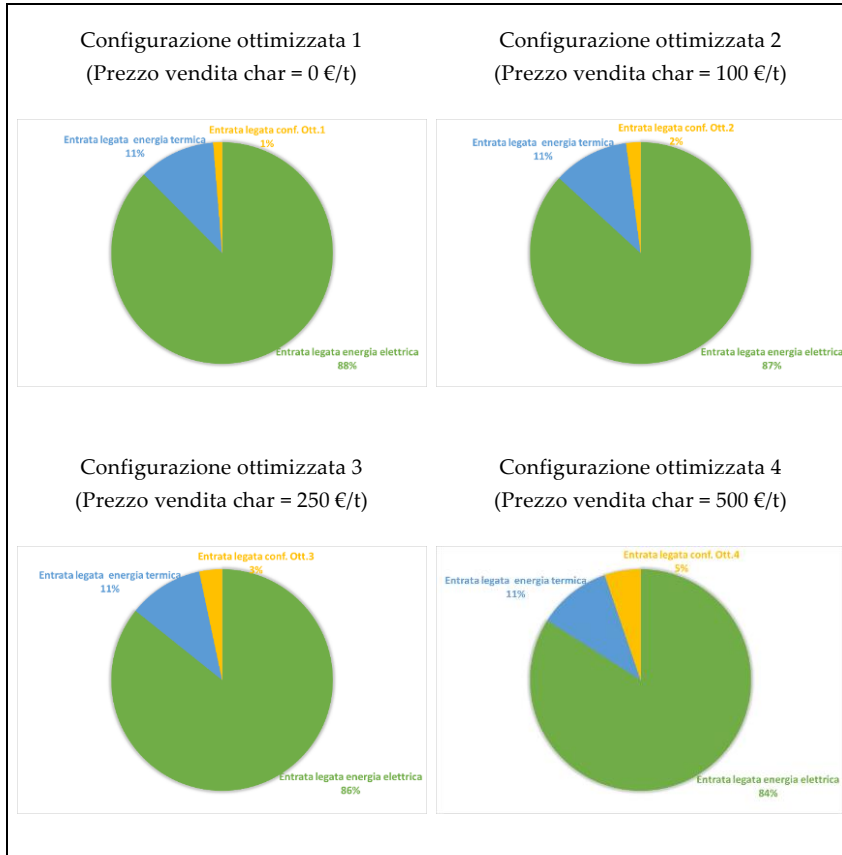


Fig. 6 – Suddivisione percentuale delle singole voci relative alle entrate annue di impianto nelle quattro distinte configurazioni ottimizzate

5. Conclusioni

Le informazioni raccolte in merito ai flussi delle biomasse e dei residui rispettivamente in ingresso e in uscita dagli impianti di gassificazione in funzione in Alto Adige, hanno permesso di costruire un quadro generale e rappresentativo del funzionamento e della gestione di questi impianti. Dallo studio condotto è emerso che annualmente vengono prodotte circa 1 300 tonnellate di char, attualmente smaltite come rifiuto speciale non pericoloso. La possibilità di utilizzare il char prodotto dai gassificatori installati in Alto Adige come ammendante (i.e. assimilabile a biochar), ai sensi del D.Lgs. 75/2010 e s.m.i., è soprattutto vincolata al contenuto di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e alla presenza di alcuni metalli pesanti, i cui valori eccedono, a volte anche di molto, i limiti normativi. Comparando i risultati delle analisi chimico-fisiche condotte sui char con i principali standard europei (IBI, EBC e BQM) è emerso come la presenza degli IPA continui ad essere il fattore limitante per un suo utilizzo in agricoltura. Nell'ottica di rendere gli attuali impianti di gassificazione dei sistemi poligenerativi, in grado quindi di produrre un biochar utilizzabile come ammendante oltre all'energia termica ed elettrica, risulta necessario intervenire sui principali parametri di processo (e.g. i profili di temperature all'interno del reattore) oppure di adottare sistemi di post-trattamento del char che consentano la riduzione degli IPA. Inoltre, la presenza di metalli pesanti all'interno dei char, altro fattore critico, potrebbe inoltre essere dovuta sia alle parti meccaniche utilizzate nella movimentazione dei materiali solidi negli impianti, sia ai pre-trattamenti di cippatura e pellettizzazione della biomassa legnosa.

La mancata individuazione di soluzioni e/o interventi specifici da implementare sugli impianti per ottenere un char di qualità, così come l'impossibilità di sperimentare l'efficacia di eventuali soluzioni empiriche sugli impianti esistenti, ha impedito di definire un set completo di dati tecnico-economici caratterizzanti la configurazione ottimizzata da utilizzare nelle simulazioni. L'analisi dell'effetto sull'economicità d'impianto di un intervento di ottimizzazione finalizzato ad ottenere un char di qualità compatibile con l'uso agricolo è stata quindi eseguita forzando l'uso del simulatore ed eseguendo un'analisi economica "a ritroso". Tale analisi è stata svolta su un "impianto ideale" caratterizzato da parametri medi di funzionamento e di esercizio ricavati dagli impianti censiti in Alto

Adige nel corso del progetto. Sulla base degli introiti generati dalla vendita del char e del mancato costo di smaltimento dello stesso a partire dall'anno in cui si è effettuato l'intervento di ottimizzazione fino alla fine della vita utile dell'impianto, si è stimato il capitale massimo potenzialmente a disposizione per effettuare l'intervento in oggetto. L'analisi economica ha messo in evidenza che il budget massimo disponibile per effettuare l'investimento di ottimizzazione d'impianto è risultato compreso tra un minimo di 23 mila euro a un massimo di 97 mila euro in funzione del prezzo di vendita al mercato del char a valle delle modifiche. Sebbene risulti difficile definire la congruità o meno degli importi in oggetto rispetto all'entità dell'investimento da affrontare per adeguare l'impianto alla produzione di char (al prezzo di vendita ipotizzato), essi possono tuttavia costituire un'indicazione di massima sui requisiti di economicità che una soluzione tecnologica di ottimizzazione dovrebbe avere per essere appetibile sul mercato.

Bibliografia

- Benedetti, V., Ail, S. S., Patuzzi, F., & Baratieri, M. (2019). Valorization of Char From Biomass Gasification as Catalyst Support in Dry Reforming of Methane. *Frontiers in Chemistry*, 7(March), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fchem.2019.00119>
- Benedetti, V., Ail, S. S., Patuzzi, F., Cristofori, D., Rauch, R., & Baratieri, M. (2020). Investigating the feasibility of valorizing residual char from biomass gasification as catalyst support in Fischer-Tropsch synthesis. *Renewable Energy*, 147, 884–894. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.09.050>
- Benedetti, V., Cordioli, E., Patuzzi, F., & Baratieri, M. (2019). CO₂ Adsorption study on pure and chemically activated chars derived from commercial biomass gasifiers. *Journal of CO₂ Utilization*, 33(April), 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2019.05.008>
- Benedetti, V., Patuzzi, F., & Baratieri, M. (2018). Characterization of char from biomass gasification and its similarities with activated carbon in adsorption applications. *Applied Energy*, 227, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.076>

- Cordioli, Patuzzi, & Baratieri. (2019). Thermal and Catalytic Cracking of Toluene Using Char from Commercial Gasification Systems. *Energies*, 12(19), 3764. <https://doi.org/10.3390/en12193764>
- European Biochar Foundation (2020, 1 giugno). *European Biochar Certificate*.
- Galhetas, M., Lopes, H., Freire, M., Abelha, P., Pinto, F., & Gulyurtlu, I. (2012). Characterization, leachability and valorization through combustion of residual chars from gasification of coals with pine. *Waste Management*, 32(4), 769–779. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.021>
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J. K., Henriksen, U. B., & Hauggaard-Nielsen, H. (2015). Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy*, 72(1), 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.013>
- Klinghoffer, N. B., Castaldi, M. J., & Nzihou, A. (2012). Catalyst properties and catalytic performance of char from biomass gasification. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 51(40), 13113–13122. <https://doi.org/10.1021/ie3014082>
- Marchelli, F., Cordioli, E., Patuzzi, F., Sisani, E., Barelli, L., Baratieri, M., ... Bosio, B. (2019). Experimental study on H₂S adsorption on gasification char under different operative conditions. *Biomass and Bioenergy*, 126(April), 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.05.003>
- Patuzzi, F., Prando, D., Vakalis, S., Rizzo, A. M., Chiaramonti, D., Tirlir, W., ... Baratieri, M. (2016). Small-scale biomass gasification CHP systems: Comparative performance assessment and monitoring experiences in South Tyrol (Italy). *Energy*, 112, 285–293. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.06.077>
- Piazzini, S., Zhang, X., Patuzzi, F., & Baratieri, M. (2020). Techno-economic assessment of turning gasification-based waste char into energy: A case study in South-Tyrol. *Waste Management*, 105, 550–559. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.038>
- Runtti, H., Tuomikoski, S., Kangas, T., Lassi, U., Kuokkanen, T., & Rämö, J. (2014). Chemically activated carbon residue from biomass gasification as a sorbent for iron(II), copper(II) and nickel(II) ions. *Journal of Water Process Engineering*, 4(C), 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.08.009>

Estrazione da residui legnosi per applicazioni alimentari e farmaceutiche

Giovanna Ferrentino – Libera Università di Bolzano

Nabil Haman – Libera Università di Bolzano

Ksenia Morozova – Libera Università di Bolzano

Matteo Scampicchio – Libera Università di Bolzano

Abstract

L'attività antimicrobica degli estratti di *Picea abies*, ottenuti con due diverse tecnologie di estrazione Soxhlet ed anidride carbonica supercritica, è stata valutata sulla crescita di *Enterococcus faecalis* e *Streptococcus thermophilus*. La calorimetria isoterma è stata utilizzata come tecnica per valutare l'effetto antimicrobico. Il fitting delle curve del flusso di calore della crescita microbica è stato effettuato con l'equazione di Gompertz modificata per ottenere i parametri relativi al tempo di ritardo ed alla velocità di crescita microbica. Inoltre, i composti fenolici responsabili dell'attività antimicrobica sono stati identificati con la spettrometria di massa. I risultati hanno mostrato che, indipendentemente dalla tecnologia utilizzata, entrambi gli estratti hanno attività antimicrobica simile. Tuttavia, tra i due ceppi *S. thermophilus* ha mostrato una maggiore resistenza all'azione antimicrobica dell'estratto rispetto ad *E. faecalis*. I principali composti fenolici responsabili di tale effetto sono stati la catechina, la diidroquercitina, l'astringina e l'isorapontina. I risultati hanno mostrato le potenzialità dell'estratto di *Picea abies* da utilizzare come antimicrobico naturale ottenuto da fonti sostenibili alternativo agli attuali conservanti artificiali.

1. Introduzione

Sin dai tempi antichi, il legno ha sempre avuto un ruolo centrale nella vita degli uomini. Nonostante il suo utilizzo per applicazioni come la generazione di calore, la costruzione di armi o veicoli sia progressivamente diminuito nel

corso degli anni, ad oggi il legno rimane ancora un materiale essenziale per una miriade di applicazioni, come costruzione di edifici, mobili, produzione di carta, utensili, opere d'arte, e strumenti musicali. Tuttavia, durante le fasi della sua lavorazione e trasformazione, vengono prodotti una grande quantità di residui e sottoprodotti. Spesso, questi sottoprodotti legnosi hanno un valore economico molto limitato. Pertanto, vi è un crescente interesse nel cercare di trovare soluzioni alternative che permettano di riutilizzare e valorizzare i residui legnosi ottenendo nuovi materiali o prodotti.

Un approccio interessante nella valorizzazione di questi sottoprodotti si basa sull'estrazione di alcuni composti, che in esso sono contenuti, e che hanno mostrato interessanti proprietà antimicrobiche ed antiossidanti (Salem et al., 2016; Grassmann et al., 2003). Cortecce e rami di molte specie di alberi, infatti, sono usati da secoli come fonte di aromi, fragranze o pigmenti colorati. Studi recenti hanno indicato il crescente interesse della comunità scientifica nella determinazione di alcune proprietà fisico-chimiche dei composti estratti dai residui legnosi (Bianchi et al., 2014; Kusumoto et al., 2014; Minova et al., 2015; Sahin et al., 2017). Ad esempio, è stato osservato che gli estratti ottenuti dal legno di castagno o ciliegia hanno proprietà antimicrobiche e sono in grado di controllare possibili contaminazioni nei vini (Alañón et al., 2015). Gli estratti ottenuti dall'albero di *Endopleura uchi* hanno riportato un'elevata attività antimicrobica e citotossica (Politi et al., 2011) così come gli estratti del legno di eucalipto che hanno evidenziato un'elevata attività nell'inibizione della crescita di batteri e lieviti (Cruz et al., 2011). Recentemente, estratti dalle foglie aghiformi di *Abies alba* ottenuti con tecnologia di cavitazione idrodinamica hanno riportato un'elevata attività antiossidante (Becvárová et al., 2018).

Tra le diverse specie di alberi, i residui legnosi dell'abete rosso (*Picea abies*) stanno ricevendo un grande interesse. Si tratta di una specie ampiamente diffusa in Europa che rappresenta circa il 38% degli alberi presenti nelle foreste europee (Becvárová et al., 2018). La sua diffusione determina anche il suo largo utilizzo in diverse lavorazioni industriali originando in questo modo importanti quantità di sottoprodotti. Da questo scenario nasce la necessità di trovare soluzioni alternative che ne permettano la valorizzazione ed il riutilizzo. Recentemente è stato dimostrato che la corteccia dell'abete rosso presenta un alto contenuto di composti con attività antiossidante (Neiva et al.,

2018). Inoltre, grazie al suo elevato contenuto di emicellulosa, alcuni studi hanno dimostrato la possibilità di produrre interessanti oligomeri da utilizzare come ingredienti o eccipienti in prodotti commercializzati da industrie nutraceutiche e farmaceutiche. In un altro studio, è stato dimostrato che gli estratti ottenuti dalla corteccia dell'abete rosso hanno una forte attività antimicrobica contro alcuni microrganismi patogeni quali *Staphylococcus aureus*, *Klebsiella pneumoniae* e *Pseudomonas aeruginosa* (Tanase et al., 2018). Allo stesso modo, è stato anche riscontrato un importante effetto di inibizione da parte di estratti ottenuti da *Picea abies* contro la specie microbica dello *Streptococcus pneumoniae* (Vainio-Kaila et al., 2015). Tuttavia, sebbene l'attività antimicrobica ed antiossidante degli estratti ottenuti dai residui legnosi è confermata dai risultati pubblicati in numerosi studi, ciò che non è ancora ben chiaro è l'effetto della tecnologia di estrazione e del solvente utilizzato durante l'estrazione sulle proprietà fisico-chimiche degli estratti finali. Ad esempio, l'estratto ottenuto dal *Thymus pectinatus*, utilizzando metanolo come solvente, non ha mostrato alcuna attività antimicrobica. Tuttavia, è stata osservata una certa attività antimicrobica quando lo stesso olio essenziale è stato ottenuto da distillazione in corrente di vapore utilizzando un sistema Clevenger (Vardar-Ünlü et al., 2003). Tali differenze potrebbero essere legate al solvente utilizzato durante il processo di estrazione. Al contrario, una ricerca effettuata da Salem et al. (2016) ha mostrato che l'estratto metanolico di *Picea abies* presenta una forte attività antibatterica e antiossidante (Salem et al., 2016).

Gli studi pubblicati in questo ambito evidenziano, inoltre, che non solo il solvente, ma anche la tecnologia può avere un effetto significativo sulle proprietà funzionali degli estratti. Ad esempio, è stato riportato che l'estrazione effettuata con liquidi in pressione utilizzando metanolo come solvente da residui legnosi di *Phyllanthus emblica* L. ha prodotto un estratto con attività antiossidante superiore rispetto a quello ottenuto con estrazione con fluidi supercritici oppure con estrazione convenzionale con solvente (Liu et al., 2009). Altri lavori riportano invece che l'estrazione con fluidi supercritici, grazie alle basse temperature utilizzate durante il processo e all'aggiunta di co-solventi come etanolo o metanolo, ha permesso di ottenere oli essenziali con una forte attività antimicrobica. Ad esempio, gli estratti di Agarwood (*Aquilaria crassna*)

hanno inibito la crescita di *Staphylococcus aureus* e *Candida albicans* (Wetwityaklung et al., 2009). Inoltre, estratti dal legno di cedro (Eller et al., 2000) e dagli sottoprodotti di lavorazione di *Pinus taeda* (Pasquini et al., 2005) ed eucalipto ottenuti con la tecnologia di estrazione con fluidi supercritici hanno mostrato notevole attività antiossidante (González-Vila et al., 2000).

Sulla base di queste considerazioni riportate nei diversi lavori scientifici, in questo capitolo gli autori hanno concentrato le loro ricerche sulla valutazione dell'attività antimicrobica di estratti ottenuti da sottoprodotti di lavorazione di *Picea abies*. Per valutare l'effetto della tecnologia di estrazione sulle proprietà finali dell'estratto, sono state utilizzate due diverse tecniche: un'estrazione con sistema Soxhlet usando etanolo come solvente ed un'estrazione con fluidi supercritici con anidride carbonica come solvente. La scelta di questi due tipologie di estrazione si basa essenzialmente sulla diversa polarità dei solventi. L'estrazione con sistema Soxhlet utilizzando etanolo generalmente porta ad ottenere un estratto caratterizzato dalla presenza di composti fenolici polari. Al contrario, gli estratti ottenuti con l'anidride carbonica supercritica forniscono oli essenziali più ricchi in composti apolari (Cao et al., 2007; Caredda et al., 2002). Queste due tecnologie di estrazione sono state applicate ai residui legnosi di *Picea abies* e gli estratti ottenuti sono stati testati su due microrganismi gram-positivi quali *Enterococcus faecalis* e *Streptococcus thermophilus*. Per monitorare l'attività antimicrobica degli estratti si è scelta la tecnica della calorimetria isoterma, un metodo innovativo che fornisce un segnale in continuo nel tempo proporzionale alla quantità di calore prodotta dai microrganismi durante la loro attività metabolica.

È stata, inoltre, eseguita un'analisi degli estratti con tecniche cromatografiche (HPLC-MS) in assenza e presenza dei microrganismi per identificare i composti fenolici responsabili dell'azione antimicrobica.

2. Materiali e Metodi

2.1 Preparazione dei sottoprodotti legnosi

La raccolta dei residui di abete rosso (*Picea abies*) è stata effettuata nella regione dell'Alto Adige (Italia). All'arrivo in laboratorio, i campioni sono stati macinati per ottenere una polvere fine con una granulometria di 300-800 μm . Il contenuto finale di umidità della polvere è risultato pari a 7.8 ± 1.2 mentre l'attività dell'acqua pari a 0.4 ± 0.1 .

2.2 Estrazione con anidride carbonica supercritica

Un impianto pilota ad alta pressione (Super fluidi s.r.l., Padova, Italia) è stato utilizzato per eseguire le estrazioni con anidride carbonica supercritica dai residui legnosi di *Picea abies*. Il sistema comprende un estrattore e due separatori gravimetrici. All'interno dell'estrattore è presente un contenitore di acciaio inossidabile (volume di 800 ml), le cui estremità sono chiuse con filtri porosi di acciaio inossidabile. Una pompa a membrana ad alta pressione (Lewa LDC - M - 9XXV1, Milano, Italia) è stata utilizzata per pompare l'anidride carbonica all'interno dell'estrattore. Per effettuare gli esperimenti, 80 ± 1 grammi di polvere di *Picea abies* sono stati caricati nell'impianto. Le condizioni di estrazione sono state scelte sulla base di un piano sperimentale in cui sono state definite le condizioni di pressione (da 10 a 30 MPa), temperatura (da 35 a 50°C) e tempo (da 10 a 180 minuti) per ottenere la massima resa di prodotto alla fine dell'estrazione. È stato aggiunto etanolo come co-solvente in percentuale pari al 10% (p/p) per aumentare la capacità dell'anidride carbonica di estrarre composti fenolici polari. L'anidride carbonica è stata pompata all'interno dell'impianto con una portata di 2 L / h per garantire tempi di contatto prolungati tra il solvente e il campione.

2.3 Estrazione con apparato Soxhlet

L'estrazione con solvente è stata eseguita con un sistema Soxhlet utilizzando etanolo. Circa 150 mL di etanolo sono stati usati e fatti percolare attraverso 10 grammi di polvere di *Picea abies*. L'estrazione è durata 6 ore alla temperatura di ebollizione del solvente.

2.4 Determinazione dell'attività antimicrobica degli estratti

2.4.1 Crescita microbica

Gli estratti ottenuti dai residui legnosi di *Picea abies* sono stati testati su due microrganismi gram-positivi *Enterococcus faecalis* (ATCC 29212) e *Streptococcus thermophilus* (ATCC 19258). I ceppi microbici sono stati conservati in brodo di coltura (Tryptone soy broth, TSB) e glicerolo (20:80 p/p) a -80°C fino al momento degli esperimenti. Per gli esperimenti, le colture microbiche sono state conservate su terreno solido (Tryptone soy agar, TSA) a 4°C e rigenerate mensilmente.

2.4.2 Inibizione della crescita microbica determinata con calorimetria isoterma

L'attività antimicrobica degli estratti di *Picea abies* è stata valutata sulla crescita di *E. faecalis* ed *S. thermophilus* mediante calorimetria isoterma (Thermal Activity Monitor, Model 421 TAM III, TA Instruments). Per eseguire l'esperimento, una colonia dei due ceppi microbici è stata trasferita in 10 mL di brodo di coltura (TSB) ed incubata a 37°C per *E. faecalis* e 40°C per *S. thermophilus*. Il tempo di incubazione è stato fissato a 18 ore per ottenere le cellule in fase di crescita stazionaria. Le sospensioni microbiche con una concentrazione finale di 10⁸ UFC/mL (unità formanti colonie per mL) sono state diluite in TSB ottenendo soluzioni con una concentrazione microbica finale pari a 10⁵ UFC/mL. Anche gli estratti di *Picea abies* ottenuti con estrazione con fluidi supercritici ed estrazione Soxhlet sono stati diluiti in brodo di coltura TSB sterile. Quindi, sono stati miscelati con le colture microbiche raggiungendo concentrazioni finali pari a 1, 3 e 5 mg/mL. Circa 1 mL dei campioni preparati sono stati successivamente trasferiti in provette di acciaio inossidabile (precedentemente sterilizzate) per iniziare l'analisi con calorimetria isoterma. Il calore generato durante le crescite microbiche in assenza e presenza di estratti è stato monitorato per 24 ore alle temperature di crescita dei microrganismi. Gli esperimenti sono stati effettuati in triplicato.

2.4.3 Identificazione dei composti fenolici responsabili dell'attività antimicrobica degli estratti

I composti fenolici degli estratti di *Picea abies* sono stati identificati mediante cromatografia liquida-spettrometria di massa ad alta risoluzione (HPL-MS) utilizzando lo strumento Q-Exactive Orbitrap HRMS (Thermo Scientific, Milano, Italia) accoppiato ad un UHPLC (Ultimate 300). È stata utilizzata una colonna LC Accucore RP-MS (100 mm × 2,1 mm id, 2,6 μm) con una pre-colonna (Thermo Scientific, Milano, Italia) per ottenere la separazione dei composti fenolici. Le diverse masse dei composti sono state selezionate nel range da 100 a 1.000 m/z con una risoluzione di 70.000 ad un valore di 200 m/z, controllo del guadagno di 1·10⁶, massimo tempo di iniezione di 175 ms. I composti fenolici presenti negli estratti sono stati identificati in base al tempo di ritenzione e all'assorbanza UV misurata a 280 nm. I tempi di ritenzione sono stati confrontati con quelli di standard analitici. La correlazione delle abbondanze relative dei composti chimici e l'integrazione dell'area sotto ciascun picco sono state eseguite utilizzando il software Compound Discoverer 2.1 (Thermo Scientific, Milano, Italia).

Per identificare i composti fenolici responsabili dell'attività di inibizione, circa 5 mg di estratto sono stati aggiunti ad 1 mL di brodo di coltura (TSB) in presenza ed assenza del ceppo microbico di *E. faecalis* inoculato con una concentrazione pari a 10⁶ UFC/mL. Entrambi i campioni sono stati incubati a 37 °C per 24 ore. È stato inoltre preparato un terzo campione aggiungendo 5 mg di estratto ad 1 mL di brodo di coltura (TSB). I tre campioni sono stati analizzati mediante HPLC-MS. Per la fase di preparazione dei campioni, sono stati aggiunti 5 mL di una soluzione MeOH/acqua (70:30) a 500 mg del campione. La miscela è stata agitata su vortex per 5 minuti, sonicata a temperatura ambiente per 15 minuti e centrifugata a 10.000 rpm per 15 minuti. Il surnatante è stato filtrato utilizzando filtri per siringa da 0.2 μm prima dell'analisi. Sono state eseguite tre estrazioni indipendenti per ciascun campione. L'analisi è stata effettuata in triplicato ed i risultati sono stati espressi come valori medi e deviazione standard.

3. Risultati e discussioni

3.1 Estrazione con sistema Soxhlet ed anidride carbonica supercritica

In questo paragrafo viene illustrato il processo di estrazione dai residui legnosi di *Picea abies* effettuato con le due diverse tecnologie (Figura 1). Il processo di estrazione con anidride carbonica supercritica è stato effettuato alla temperatura di 45°C, pressione di 20 MPa per un tempo pari a 120 minuti. Alla fine del processo la resa, calcolata come rapporto tra i grammi di estratto e quelli del campione di legno usato per l'estrazione, è risultata pari a $3.4 \pm 0.5\%$ (p/p).

L'estrazione con sistema Soxhlet è stata effettuata utilizzando etanolo come solvente. La temperatura è stata impostata a 76°C ed il processo è durato 5 ore. Alla fine dell'estrazione l'estratto è stato recuperato facendo evaporare il solvente. La resa è risultata pari al $2.6 \pm 0.7\%$ (p/ p).

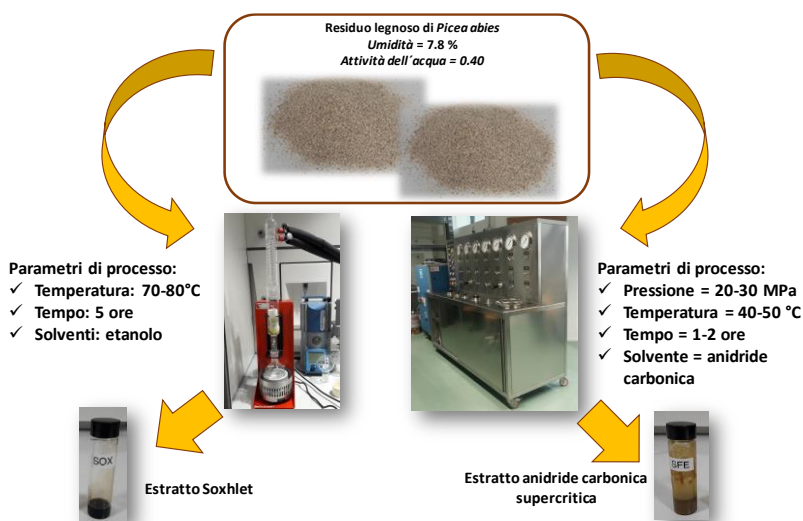


Fig. 1 – Estrazione con sistema Soxhlet e con anidride carbonica supercritica dai residui legnosi di *Picea abies*.

La caratterizzazione chimica di entrambi gli estratti è stata effettuata con HPLC-MS ed è riportata in Tabella 1.

I composti fenolici presenti in maggiore quantità sono: l'acido metilbenzoico, l'acido gallico, la catechina, la diidroquercetina, l'idrossipinoresinolo e l'isorapontina. Tali composti sono stati identificati in entrambi gli estratti.

Tabella 1 – Caratterizzazione chimica degli estratti di *Picea abies* ottenuti con tecnologia Soxhlet ed anidride carbonica supercritica (SFE). La tabella è stata adattata dal lavoro di Haman et al., 2019.

Composto	Formula	[M-H] teorica	[M-H] misurata	Area estratto SFE 1*10 ⁶	Area estratto Soxhlet 1*10 ⁶
Acido 2-Metilbenzoico	C ₈ H ₈ O ₂	135.0452	135.0450	61.8 ± 0.8	50.1 ± 0.5
Acido cinnamico	C ₉ H ₈ O ₂	147.0451	147.0452	2.03 ± 0.1	1.5 ± 0.4
Acido protocatecuico	C ₇ H ₆ O ₄	153.0193	153.0192	1.5 ± 0.1	1.1 ± 0.2
Acido cumarico	C ₉ H ₈ O ₃	163.0401	163.0401	1.6 ± 0.1	1.3 ± 0.4
Acido gallico	C ₇ H ₆ O ₅	169.0142	169.0143	4.1 ± 0.3	3.1 ± 0.5
Acido ferulico	C ₁₀ H ₁₀ O ₄	193.0506	193.0507	0.60 ± 0.13	0.55 ± 0.12
(+)-Catechina	C ₁₅ H ₁₄ O ₆	289.0718	289.0720	1.6 ± 0.3	0.84 ± 0.01
Diidrossiquercitina (Taxifolina)	C ₁₅ H ₁₂ O ₇	303.0513	303.0513	59 ± 2	42 ± 3
(+)-6- idrossipinoresinolo	C ₂₀ H ₂₂ O ₇	373.1293	373.1293	312 ± 23	201 ± 12
Astringina	C ₂₀ H ₂₂ O ₂	405.1191	405.1196	16 ± 1	10 ± 2
Isorapontina	C ₂₁ H ₂₄ O ₉	419.1348	419.1349	432 ± 56	323 ± 15

3.2 Crescita microbica descritta con la calorimetria isoterma

La crescita microbica in presenza ed assenza di estratti di *Picea abies* è stata monitorata con la tecnica della calorimetria isoterma.

La Figura 2 (linea tratteggiata) mostra il tipico segnale calorimetrico che si può ottenere durante una crescita microbica in presenza di aria e nutrienti presenti ad libitum. L'andamento del flusso di calore (dq/dt in funzione del tempo) presenta una forma caratteristica che può essere spiegata qualitativamente dividendo il segnale in tre fasi distinte:

- una prima fase costituita da un tempo di ritardo iniziale durante la quale la quantità di calore generato è trascurabile;
- una seconda fase durante la quale il flusso di calore aumenta esponenzialmente associata alla crescita metabolica delle cellule;
- una terza fase in cui si osserva una rapida diminuzione del flusso di calore che si verifica quando l'ossigeno oppure i nutrienti necessari diminuiscono inibendo la crescita dei microrganismi.

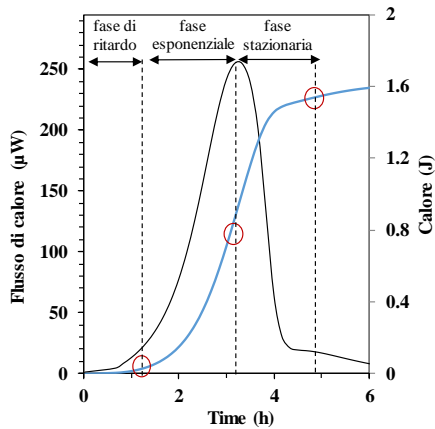


Fig. 2 – Flusso di calore generato durante la crescita microbica di *S. thermophilus* in presenza di ossigeno a concentrazione di 10^7 log(UFC/mL) (linea continua nera). Calore generato durante la crescita microbica di *S. thermophilus* (linea continua blu) ottenuto integrando l'area delimitata dalla curva del flusso di calore. I cerchi rossi indicano, rispettivamente: il tempo di inizio della crescita esponenziale, il massimo valore del calore generato durante la crescita, il calore totale sviluppato durante la crescita. Sono, inoltre, indicate le tre fasi della crescita microbica: la fase di ritardo, la fase di crescita esponenziale e la successiva fase di crescita stazionaria.

3.2.1 Determinazione Parametri Termocinetici della Crescita Microbica

La Figura 3-A mostra i tracciati della crescita microbica di *S. thermophilus* ottenuti con la calorimetria isoterma a 37°C. La concentrazione iniziale di carica microbica varia da 10¹ a 10⁷ UFC/mL. La Figura 3-B, invece, rappresenta i valori del calore totale sviluppato durante la crescita microbica ottenuto integrando l'area delimitata dalla curva del flusso di calore per le diverse concentrazioni iniziali di carica microbica.

Gli andamenti del calore in funzione del tempo possono essere descritti dalla funzione di Gompertz modificata riportata di seguito:

$$q(t) = Q_{tot} \cdot \exp[-\exp(\mu_{max} \cdot e) \cdot (\lambda - t) + 1]$$

in cui Q_{tot} è il calore totale prodotto durante l'intero processo di crescita, calcolato come l'area sottesa dalla curva del flusso di calore; λ è il tempo di ritardo, definito come il periodo iniziale durante il quale la quantità di calore generato dalla crescita microbica è trascurabile; μ_{max} è la massima velocità di crescita calcolata come la pendenza più alta misurata lungo la curva del flusso di calore.

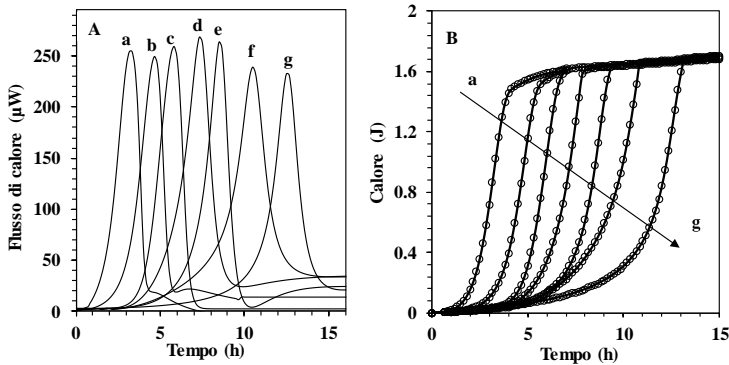


Fig. 3 – (A) Flusso di calore generato durante la crescita di *S. thermophilus* in presenza di ossigeno a diverse concentrazioni da 10⁷ (a) a 10¹ log(UFC/mL) (g). (B) Calore sviluppato durante la crescita microbica ottenuto integrando le aree delimitate dalle curve del flusso di calore.

Inoltre, dalle curve del flusso di calore in funzione del tempo è stato possibile misurare il valore massimo del flusso di calore (Φ_{\max}) ed il tempo al quale questo valore è stato misurato (t_p). Tutti i valori ottenuti per entrambi i microrganismi sono riportati nella tabella seguente (Tabella 2).

Tabella 2 – Parametri termocinetici ottenuti dai tracciati calorimetrici della crescita microbica di *S. thermophilus* ed *E. faecalis*.

Microorganismo	Concentrazione microbica iniziale	$100^* \mu_{\max}$ h^{-1}	λ h	Q_{tot} J	t_p h	Φ_{\max} μW
<i>S. thermophilus</i>	10^7	6.7 ± 0.1^{ab}	2.3 ± 0.2^g	1.68 ± 0.31^b	4.0 ± 0.4^e	254 ± 12^{ab}
	10^6	6.3 ± 0.1^{ab}	3.5 ± 0.3^f	1.69 ± 0.24^b	4.7 ± 0.3^{de}	249 ± 19^{ab}
	10^5	6.5 ± 0.1^{ab}	4.8 ± 0.3^e	1.61 ± 0.43^c	5.8 ± 0.3^d	259 ± 11^a
	10^4	6.3 ± 0.1^{ab}	6.5 ± 0.4^d	1.60 ± 0.54^c	7.3 ± 0.3^c	268 ± 15^{ab}
	10^3	6.1 ± 0.1^{ab}	7.4 ± 0.3^c	1.62 ± 0.61^b	8.5 ± 0.4^c	263 ± 25^{ab}
	10^2	6.1 ± 0.1^{ab}	8.7 ± 0.4^b	1.61 ± 0.91^a	10.5 ± 0.4^b	239 ± 23^{ab}
	10^1	5.5 ± 0.1^c	10.9 ± 0.6^a	1.63 ± 0.72^b	12.3 ± 0.6^a	232 ± 28^b
<i>E. faecalis</i>	10^7	6.1 ± 0.1^a	3.1 ± 0.2^f	2.38 ± 0.31^{ab}	5.1 ± 0.2^f	239 ± 10^a
	10^6	6.3 ± 0.1^a	3.4 ± 0.2^f	2.38 ± 0.33^{ab}	5.3 ± 0.4^f	242 ± 12^a
	10^5	5.7 ± 0.2^a	4.5 ± 0.3^e	2.44 ± 0.22^{ab}	6.5 ± 0.3^e	245 ± 19^a
	10^4	5.5 ± 0.1^b	6.4 ± 0.3^d	2.76 ± 0.41^b	8.2 ± 0.2^d	229 ± 11^a
	10^3	5.1 ± 0.1^b	7.7 ± 0.4^c	2.29 ± 0.54^{ab}	9.7 ± 0.3^c	220 ± 15^a
	10^2	5.2 ± 0.1^b	10.7 ± 0.4^b	2.94 ± 0.62^a	11.5 ± 0.4^b	215 ± 25^a
	10^1	5.4 ± 0.1^b	12.5 ± 0.4^a	2.95 ± 0.89^a	13.2 ± 0.4^a	207 ± 23^a

3.2.2 Correlazione tra i parametri termocinetici della crescita microbica

La Tabella 3 riporta i coefficienti di correlazione di Pearson tra la concentrazione microbica iniziale ed i parametri ricavati dai tracciati calorimetrici e riportati in Tabella 2. La correlazione più forte è stata osservata tra il logaritmo della concentrazione microbica ed il tempo di ritardo (λ) o il tempo al quale il massimo flusso di calore è stato misurato (t_p), con valori dei coefficienti di Pearson pari a -0.995 e -0.990 ($n = 7$, $p = 0,01$), rispettivamente.

Tabella 3 – Indici di correlazione di Pearson tra la concentrazione microbica iniziale ed i parametri termocinetici ottenuti dai termogrammi della crescita microbica. **Correlazione significativa a livello 0.01.

	Concentrazione microbica iniziale (UFC/mL)	μ_{\max} (h^{-1})	λ (h)	Q_{tot} (J)	t_p (h)
μ_{\max} (h^{-1})	0.632	-			
λ (h)	-0.995**	-0.625	-		
Q_{tot} (J)	-0.439	-0.358	0.402	-	
t_p (h)	-0.990**	-0.600	0.993**	0.497	-
Φ_{\max} (μW)	0.488	0.237	-0.505	-0.740	-0.580

I risultati hanno, inoltre, dimostrato che, all'interno dell'intervallo di concentrazioni microbiche utilizzate in questo studio compreso tra 10^1 a 10^7 UFC/mL, il tempo di ritardo della crescita microbica è aumentato in modo significativo ($p < 0.01$) con valori che sono passati da 2.3 ± 0.2 a 10.9 ± 0.6 ore. I dati mostrano una correlazione lineare tra il logaritmo della concentrazione microbica iniziale ed il tempo di ritardo della crescita ($R^2 = 0.99$) con equazione pari a $\lambda = -$

$1.39 \cdot C + 11.11$ (C indica il $\log(\text{UFC}/\text{mL})$) per *S. thermophilus*. Risultati simili sono stati ottenuti anche per la crescita microbica di *E. faecalis*. Anche in questo caso, è stata osservata una relazione lineare ($R^2 = 0.99$) con l'equazione pari a $\lambda = -1.59 \cdot C + 19.57$. Le altre variabili, quali il calore totale (Q_{tot}), la massima velocità di crescita (μ_{max}) ed il massimo flusso di calore (Φ_{max}), non hanno mostrato alcuna correlazione con la concentrazione iniziale di carica microbica. Per questi motivi, il tempo di ritardo della crescita (λ) è stato utilizzato come indice di crescita microbica per spiegare i successivi risultati in cui gli estratti di *Picea abies* sono stati aggiunti alle colture microbiche.

3.3 Attività antimicrobica degli estratti di *Picea abies*

Di seguito vengono riportati i risultati dell'attività antimicrobica degli estratti di *Picea abies* sui ceppi microbici di *Streptococcus thermophilus* ed *Enterococcus faecalis*. Sono stati effettuati dodici esperimenti in doppio per testare l'attività antimicrobica degli estratti ($n = 12$) ottenuti dall'estrazione con sistema Soxhlet ed anidride carbonica supercritica. Per ogni tecnologia di estrazione, il tempo di ritardo nella crescita dei due ceppi microbici è stato ottenuto utilizzando tre concentrazioni di estratto aggiunte alle colture microbiche.

La Figura 4-A mostra i risultati del flusso di calore ottenuti per *S. thermophilus* in assenza e presenza di concentrazioni crescenti di estratto di *Picea abies* ottenuti dal processo con anidride carbonica supercritica. In modo simile, la Figura 4-B mostra i risultati del flusso di calore ottenuti per lo stesso microrganismo a cui sono stati aggiunti concentrazioni crescenti di estratto ottenuto con il sistema Soxhlet utilizzando etanolo come solvente. In entrambi i casi, in presenza dell'estratto la crescita microbica è stata rallentata come dimostrano i valori dei tempi di ritardo (λ) che aumentano aggiungendo concentrazioni crescenti di estratto.

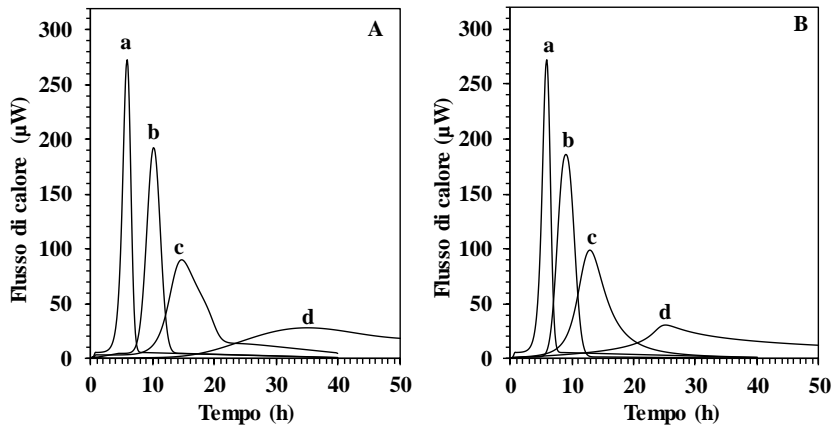


Fig. 4 – Termogrammi relativi alla crescita microbica di *S. thermophilus* in assenza (a) e presenza di concentrazioni crescenti di estratto di *Picea abies* ((b) 1 mg/mL (c) 3 mg/mL (d) 5 mg/mL). Estratti ottenuti con anidride carbonica supercritica (A) ed estrazione Soxhlet (B).

Inoltre, i tracciati calorimetrici ottenuti per la crescita microbica in presenza di estratto sono stati caratterizzati un valore più basso del calore sviluppato durante la crescita (Q_{tot}) ed conseguentemente anche da un valore minore del massimo flusso di calore massimo (Φ_{max}). I risultati hanno anche indicato una velocità di crescita microbica minore all'aumentare della concentrazione di estratto aggiunta alla coltura microbica (μ_{max}).

Nelle Tabelle che seguono sono stati riportati i parametri termocinetici ricavati dai tracciati calorimetrici per i due microrganismi a cui sono stati aggiunti gli estratti ottenuti con anidride carbonica supercritica e tecnologia Soxhlet (Tabelle 4 e 5).

Tabella 4 – Parametri termocinetici ottenuti dai tracciati calorimetrici della crescita microbica di *S. thermophilus* in presenza di estratto ottenuto dall'estrazione con anidride carbonica supercritica e Soxhlet.

Tecnologia di estrazione	Concentrazione estratto mg/mL	$100^* \mu_{\max}$ (h^{-1})	λ (h)	Q_{tot} (J)	t_p (h)	Φ_{\max} (μW)
	-	6.7 ± 0.1	4.8 ± 0.3	2.2 ± 0.4	6 ± 0.3	259 ± 11
Anidride carbonica supercritica	1	5.3 ± 0.1	7.9 ± 0.7	2.5 ± 0.2	10 ± 4	144 ± 2
	3	4.3 ± 0.2	8.9 ± 0.2	1.4 ± 0.4	15 ± 2	94 ± 8
	5	0.8 ± 0.2	12.4 ± 0.6	1.1 ± 0.3	35 ± 2	30 ± 16
Soxhlet	1	5.1 ± 0.01	7.7 ± 2.0	2.1 ± 0.1	8 ± 1	189 ± 17
	3	3.6 ± 0.01	8.6 ± 0.5	1.8 ± 0.1	12 ± 3	105 ± 22
	5	2.8 ± 0.01	10.5 ± 0.8	1.7 ± 0.1	27 ± 1	24 ± 6

Tabella 5 – Parametri termocinetici ottenuti dai tracciati calorimetrici della crescita microbica di *E. faecalis* in presenza di estratto ottenuto dall'estrazione con anidride carbonica supercritica e Soxhlet.

Tecnologia di estrazione	Concentrazione estratto (mg/mL)	$100^* \mu_{\max}$ (h^{-1})	λ (h)	Q_{tot} (J)	t_p (h)	Φ_{\max} (μW)
	-	6.0 ± 0.1	6.4 ± 0.3	2.8 ± 0.5	8 ± 1	229 ± 11
Anidride carbonica supercritica	1	4.1 ± 0.1	11.2 ± 1.3	2.3 ± 0.3	12 ± 1	153 ± 14
	3	3.6 ± 0.1	18.2 ± 0.4	2.0 ± 0.1	24 ± 2	49 ± 1
	5	0.9 ± 0.4	27.7 ± 1.1	1.7 ± 0.5	37 ± 1	40 ± 13
Soxhlet	1	4.0 ± 0.1	8.5 ± 0.1	2.4 ± 0.2	10 ± 1	149 ± 2
	3	1.5 ± 0.2	12.0 ± 0.9	2.1 ± 0.2	15 ± 2	42 ± 2
	5	0.5 ± 0.2	24.0 ± 0.9	1.6 ± 0.1	32 ± 2	32 ± 10

3.3.1 Effetto del tipo e quantità di estratto sulla crescita microbica

I risultati ottenuti dai termogrammi riportati nelle Tabelle 4 e 5 sono stati analizzati statisticamente per definire l'effetto (1) della concentrazione di estratto (1, 3 e 5 mg/mL), (2) del tipo di estratto ottenuto con le due diverse tecnologie di estrazione (anidride carbonica supercritica *vs.* Soxhlet) e (3) del tipo di microrganismo (*E. faecalis* *vs.* *S. thermophilus*). La variabile dipendente scelta per l'analisi statistica è stata il tempo di ritardo della crescita microbica. Come mostrato precedentemente, questa variabile ha mostrato una correlazione lineare con il logaritmo della concentrazione microbica iniziale. I risultati dell'analisi statistica sono riportati in Tabella 6. L'effetto più importante sul tempo di ritardo della crescita microbica è stato dato dalla concentrazione dell'estratto, che rappresentava più del 40% della varianza totale (η^2). Un ulteriore 16% della varianza è stato attribuito all'interazione tra la concentrazione di estratto ed il ceppo microbico. La presenza di tale interazione indica che il ceppo microbico di *E. faecalis* risulta più sensibile all'aggiunta dell'estratto di *Picea abies* rispetto al ceppo di *S. thermophilus*. Per ogni concentrazione di estratto aggiunta alle due colture microbiche, i tempi di ritardo medi osservati per il ceppo di *E. faecalis* (M=16.9, SD=7.4) sono risultati significativamente più elevati di quelli ottenuti per il ceppo di *S. thermophilus* (M=9.4, SD=1.9). Questo effetto superiore è risultato ancora più evidente quando concentrazioni più alte di estratto sono state aggiunte ad entrambe le colture microbiche. I risultati indicano chiaramente che il ceppo microbico di *S. thermophilus* ha una maggiore resistenza all'azione antimicrobica dell'estratto di *Picea abies* rispetto a quello di *E. faecalis*. Questa maggiore resistenza potrebbe essere dovuta alla capacità di *S. thermophilus* di formare piccoli fiocchi durante la crescita che in questo modo risultano meno esposte all'azione dell'agente antimicrobico (Hardie et al., 2003). Al contrario, *E. faecalis* forma durante la crescita piccoli filamenti, che risultano, quindi, direttamente esposti all'azione dell'estratto di *Picea abies* (Tenover 2006; Davies et al., 2010).

Tabella 6 – Risultati dell'analisi statistica effettuata sui tempi di ritardo della crescita microbica (λ) in presenza di diverse concentrazioni di estratto ottenute con le due diverse tecnologie di estrazione.

Source	SS	df	MS	F	p	η^2
A: <i>S. thermophilus</i> vs. <i>E. faecalis</i>	344.78	1	344.78	394.9	<0.001	35%
B: Anidride carbonica supercritica vs. Soxhlet	37.53	1	37.53	43.0	<0.001	4%
C: Concentrazione estratto	403.16	2	201.58	230.9	<0.001	41%
AB:	17.00	1	17.00	19.5	<0.001	2%
AC:	156.75	2	78.37	89.8	<0.001	16%
BC:	3.64	2	1.82	2.1	<0.167	0.4%
ABC:	4.57	2	2.28	2.6	<0.114	0.5%
Errore	10.48	12	0.87			1%
Totale	977.90	23				

Figura 5-A mostra l'effetto della concentrazione di estratto usata sui due ceppi microbici. Questa interazione significativa tra tipo di microrganismo e concentrazione di estratto è stata confermata anche dai risultati dell'analisi statistica riportati in Tabella 5 che mostrano un $F(2,12) = 89.8$ ($p < 0.001$).

L'analisi mostra che la tecnologia di estrazione gioca anch'essa un ruolo significativo ($F(1,12) = 43$, $p < 0.001$) sulla crescita microbica, anche se il suo effetto è inferiore ($\eta^2 = 4\%$). Tale effetto è mostrato in Figura 5-B in cui gli estratti ottenuti con anidride carbonica supercritica hanno un'azione superiore solo se utilizzati sul ceppo microbico di *E. faecalis*. I risultati sembrano indicare che l'estratto ottenuto con anidride carbonica supercritica presenta una composizione che lo rende più efficace verso *E. faecalis* rispetto al ceppo microbico di *S. thermophilus*. Questa ipotesi è stata confermata dall'interazione

significativa tra i ceppi microbici e la tecnologia di estrazione ($F(1,12)=19.5$, $p < 0.001$, $\eta^2 = 2\%$).

La Figura 5-C mostra che per entrambe le tecnologie di estrazione, il tempo di ritardo aumenta con la concentrazione di estratto aggiunta alla coltura microbica. Inoltre, per le due concentrazioni più alte di estratto il tempo di ritardo della crescita microbica per la tecnologia SFE è significativamente più alto di quello della tecnologia Soxhlet (SOX).

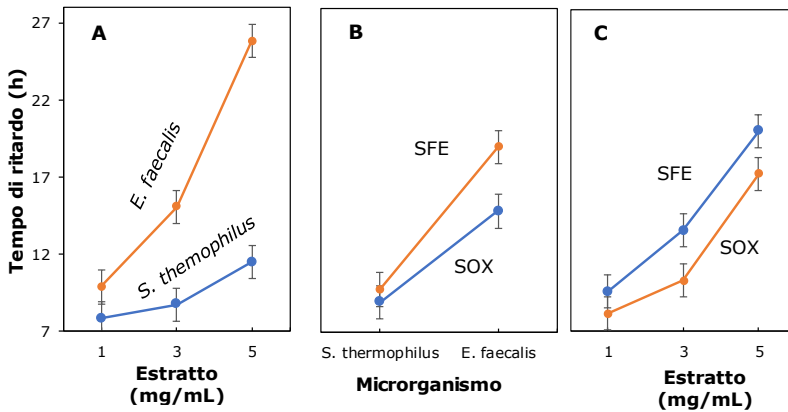


Fig. 5 – Effetto della concentrazione di estratto, tipo di microrganismo e tecnologia di estrazione sul tempo di ritardo della crescita microbica (λ).

3.4 Composti fenolici responsabili dell'azione antimicrobica degli estratti di *Picea abies*

In questo paragrafo vengono riportati i risultati ottenuti con lo scopo di individuare i composti fenolici presenti nell'estratto di *Picea abies* responsabili dell'attività antimicrobica. A questo scopo, due campioni di una coltura microbica di *E. faecalis* (10^6 UFC/mL) sono stati preparati lasciandoli crescere a 37°C per 24 ore in condizioni aerobiche con l'aggiunta di estratti ottenuti (5 mg/mL) con le due diverse tecnologie. Si è scelto questo microrganismo poiché dai risultati precedenti ha dimostrato una maggiore sensibilità all'attività antimicrobica dell'estratto di *Picea abies*. La coltura microbica prima e dopo le 24 ore di incubazione è stata analizzata con HPLC-MS identificando

i principali composti fenolici presenti negli estratti. I risultati sono riportati in Tabella 7.

Tabella 7 – Composti fenolici presenti in un campione di coltura microbica di *E. faecalis* con una concentrazione pari a 10^6 UFC/mL al quale 5 mg/mL di estratto di *Picea abies* sono stati aggiunti. L'analisi è stata effettuata con HPLC-MS in assenza e presenza di microrganismo in condizioni di crescita aerobica a 37°C dopo 24 ore.

Composto	Inibizione estratto SFE (%)	Inibizione estratto Soxhlet (%)
Acido 2-Metilbenzoico	11 ± 1.3	3.6 ± 0.5
Acido cinnamico	66.5 ± 3.4	26.7 ± 3.2
Acido protocatecuico	66.6 ± 3.1	27.3 ± 2.2
Acido cumarico	6.3 ± 0.5	7.7 ± 1.1
Acido gallico	53.7 ± 3.2	19.4 ± 1.2
Acido ferulico	15 ± 2.3	7.3 ± 0.8
(+)-Catechina	94.4 ± 8.3	58.8 ± 4.1
Diidrossiquercitina (Taxifolina)	67.8 ± 3.5	16.7 ± 1.4
(+)-6-idrossipinoresinolo	15.1 ± 1.8	11.4 ± 1.1
Astringina	92.2 ± 5.4	73.1 ± 1.5
Isorapontina	27.8 ± 3.2	19.8 ± 2.1

Dopo le 24 ore di contatto tra il ceppo microbico e l'estratto, sono stati osservati diminuzioni significative ($p < 0.05$) di alcuni composti fenolici quali catechina, diidrossiquercitina, astringina e isorapontina. Il consumo di questi composti è probabilmente da attribuire alla loro azione antimicrobica. I valori di inibizione, riportati in Tabella 6, indicano che entrambi gli estratti hanno un'azione antimicrobica. Per alcuni composti fenolici (quali l'acido cinnamico,

l'acido protocatecuico e l'acido gallico) l'inibizione è risultata più alta per gli estratti ottenuti con l'anidride carbonica supercritica.

Alcuni studi hanno mostrato l'effetto antimicrobico degli estratti di *Picea abies* contro funghi e batteri gram-positivi e gram-negativi (Radulescu et al., 2011; Puupponen-Pimiä et al., 2001; Rauha et al., 2000). Gli estratti sono stati ottenuti mediante distillazione in corrente di vapore ed estrazione con solvente. I composti fenolici presenti negli estratti sono la quercetina, il camferolo e la miricetina tutti identificati come principali responsabili dell'attività antimicrobica (Plumed-Ferrer et al., 2013). Inoltre, diversi studi hanno dimostrato che i composti fenolici presenti nell'estratto di *Picea abies* come la pinosilvina, l'astringina, il piceatannolo, l'isorapontina, e isorapontigenina hanno mostrato attività antimicrobica contro microrganismi gram-negativi quali la *Salmonella* e batteri gram-positivi quali *Listeria monocytogenes*, *Staphylococcus epidermidis*, *Staphylococcus aureus* e contro lieviti quali *Candida tropicalis* e *Saccharomyces cerevisiae*. Inoltre, in uno studio recente composti fenolici estratti dal *Pinus sylvestris* e dall'abete rosso *Picea abies* sono stati testati al fine di evidenziare la loro attività antibatterica (Metsämuuronen et al., 2019). È stato dimostrato che i principali composti fenolici presenti nell'estratto di *Picea abies* quali la quercetina, la diidroquercitina e la miricetina hanno ancora una volta riportato un'alta attività antimicrobica contro diversi batteri.

4. Conclusioni

In questo capitolo è stata confrontata l'attività antimicrobica di estratti ottenuti da residui legnosi di *Picea abies*. Sono state testate due diverse tecnologie di estrazione: un'estrazione con anidride carbonica supercritica ed un'estrazione con tecnologia Soxhlet. Entrambi gli estratti hanno indotto un maggiore effetto antimicrobico sulla crescita di *E. faecalis* rispetto a *S. thermophilus*. Per entrambi i ceppi microbici, in presenza di estratto la crescita è stata caratterizzata da un tempo di ritardo più lungo (λ), un calore (Q_{tot}) sviluppato durante la crescita più basso e di conseguenza valori inferiori del massimo flusso di calore (Φ_{max}). Anche la velocità di crescita (μ_{max}) risulta diminuita aumentando la dose dell'estratto aggiunta alla coltura microbica.

Questa inibizione è stata associata ad alcuni composti fenolici, come la catechina, la diidroquercitina, l'astringina e l'isorapontina, che sono stati rilevati in minore concentrazione dopo 24 ore di contatto tra la coltura microbica e l'estratto.

In conclusione, i risultati riportati in questo capitolo forniscono prospettive interessanti sull'utilizzo di estratti naturali provenienti da fonti sostenibili come alternativa ai composti sintetici ad oggi in uso in prodotti alimentari, cosmetici e farmaceutici.

Bibliografia

- Salem MZM, Elansary HO, Elkelish AA, Zeidler A, Ali HM, Yessoufou K (2016): *In vitro* bioactivity and antimicrobial activity of *Picea abies* and *Larix decidua* wood and bark extracts. *BioResources* 11, 9421-9437.
- Grassmann J, Hippeli S, Vollmann R, Elstner EF (2003): *Antioxidative properties of the essential oil from Pinus mugo*. *J. Agric. Food Chem.* 51, 7576-7582.
- Bianchi S, Gloess AN, Krosiakova I, Mayer I, Pichelin F (2014): *Analysis of the structure of condensed tannins in water extracts from bark tissues of Norway spruce (Picea abies [Karst.]) and Silver fir (Abies alba [Mill.]) using MALDI-TOF mass spectrometry*. *Industrial Crops and Products* 61, 430-437.
- Kusumoto N, Zhao T, Swedjemark G, Ashitani T, Takahashi K, Borg-Karlson A (2014): *Antifungal properties of terpenoids in Picea abies against Heterobasidion parviporum*. *For Pathol.* 44, 353-361.
- Minova S, Sešķēna R, Voitkāne S, Metla Z, Daugavietis M, Jankevica L (2015): *Impact of pine (Pinus sylvestris L.) and spruce (Picea abies (L.) Karst.) bark extracts on important strawberry pathogens*. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences Section B Natural Exact and Applied Sciences* 69, 62-67.
- Sahin HT, Yalcin OU (2017): *Chemical Composition and Utilization of Conifer Needles-A Review*. *Journal of Applied Life Sciences International*, 1-11.
- Alañón ME, García-Ruiz A, Díaz-Maroto M, Pérez-Coello MS, Moreno-Arribas M (2015): *Antimicrobial and antioxidant activity of pressurized liquid extracts from oenological woods*. *Food Control* 50, 581-588.

- Politi FA, de Mello JC, Migliato KF, Nepomuceno AL, Moreira RR, Pietro RC (2011): *Antimicrobial, cytotoxic and antioxidant activities and determination of the total tannin content of bark extracts Endopleura uchi*. International journal of molecular sciences 12, 2757-2768.
- Cruz JM, Domínguez JM, Domínguez H, Parajó JC (2011): *Antioxidant and antimicrobial effects of extracts from hydrolysates of lignocellulosic materials*. J Agric Food Chem 49, 2459-2464.
- Becvárová P, Horváth M, Sarapatka B, Zouhar V (2018): *Dynamics of soil organic carbon (SOC) content in stands of Norway spruce (Picea abies) in central Europe*. Forest Biogeosciences and Forestry 11, 734-742.
- Neiva DM, Araújo S, Gominho J, de Cássia Carneiro A, Pereira H (2018): *An integrated characterization of Picea abies industrial bark regarding chemical composition, thermal properties and polar extracts activity*. PloS One 13, e0208270.
- Tanase C, Cosarca S, Toma F, Mare A, Cosarca A, Mare A (2018): *Antibacterial activities of spruce bark (Picea abies L.) extract and its components against human pathogens*. Rev Chim. 69, 1462-1467.
- Vainio-Kaila T, Kyyhkynen A, Rautkari L, Siitonen A (2015): *Antibacterial Effects of Extracts of Pinus sylvestris and Picea abies against Staphylococcus aureus, Enterococcus faecalis, Escherichia coli, and Streptococcus pneumoniae*. BioResources 10, 7763-7771.
- Vardar-Ünlü G, Candan F, Sökmen A, Daferera D, Polissiou M, Sökmen M (2003): *Antimicrobial and antioxidant activity of the essential oil and methanol extracts of Thymus pectinatus Fisch. et Mey. Var. pectinatus (Lamiaceae)*. J Agric Food Chem. 51, 63-67.
- Liu X, Zhao M, Wang J, Luo W (2009): *Antimicrobial and antioxidant activity of emblica extracts obtained by supercritical carbon dioxide extraction and methanol extraction*. J Food Biochem 33, 307-330.
- Wetwitayaklung P, Thavanapong N, Charoenteeraboon J (2009): *Chemical constituents and antimicrobial activity of essential oil and extracts of heartwood of Aquilaria crassna obtained from water distillation and supercritical fluid carbon dioxide extraction*. Silpakorn University Science and Technology Journal 3, 25-33.

- Eller FJ, King JW (2000): *Supercritical carbon dioxide extraction of cedarwood oil: a study of extraction parameters and oil characteristics*. *Phytochemical Analysis: An International Journal of Plant Chemical and Biochemical Techniques* 11, 226-231.
- Pasquini D, Pimenta MTB, Ferreira LH, da Silva C, Aprigio A (2005): *Extraction of lignin from sugar cane bagasse and Pinus taeda wood chips using ethanol-water mixtures and carbon dioxide at high pressures*. *The Journal of supercritical fluids* 36, 31-39.
- González-Vila FJ, Bautista JM, Gutierrez A, Del Rio J, González A (2000): *Supercritical carbon dioxide extraction of lipids from Eucalyptus globulus wood*. *J. Biochem Biophys Methods* 43, 345-351.
- Cao H, Xiao JB, Xu M (2007): *Comparison of volatile components of Marchantia convoluta obtained by supercritical carbon dioxide extraction and petrol ether extraction*. *Journal of Food Composition and Analysis* 20, 45-51.
- Caredda A, Marongiu B, Porcedda S, Soro C (2002): *Supercritical carbon dioxide extraction and characterization of Laurus nobilis essential oil*. *J Agric Food Chem.* 50, 1492-1496.
- Haman N, Morozova K, Tonon G, Scampicchio M, Ferrentino G (2019): *Antimicrobial Effect of Picea abies Extracts on E. coli Growth*. *Molecules* 24, 22.
- Hardie JM, Whiley RA (2003): *Classification and overview of the genera Streptococcus and Enterococcus*. *Journal of Applied Microbiology*. Blackwell Science Ltd.
- Tenover FC (2006): *Mechanisms of antimicrobial resistance in bacteria*. *The American Journal of Medicine* 119, S3-S10.
- Davies J, Davies D (2010): *Origins and evolution of antibacterial resistance*. *Microbiology and molecular biology reviews* 74, 417-433.
- Radulescu V, Saviu S, Chifiriu C, Oprea E, Ilies DC, Marutescu L, Lazar V (2011): *Chemical Composition and Antimicrobial Activity of Essential Oil from Shoots Spruce (Picea abies L)*. *Rev. Chim.* 62, 69-74.
- Puupponen-Pimiä R, Nohynek L, Meier C, Kähkönen M, Heinonen M, Hopia A, Oksman-Caldentey KM (2001): *Antimicrobial properties of phenolic compounds from berries*. *Journal of Applied Microbiology* 90, 494-507.
- Rauha JP, Remes S, Heinonen M, Hopia A, Kähkönen M, Kujala T, Pihlaja K, Vuorela H, Vuorela P (2000): *Antimicrobial effect of Finnish plant extracts*

containing flavonoids and other phenolic compounds. International Journal of Food Microbiology 56, 3-12.

Plumed-Ferrer C, Väkeväinen K, Komulainen H, Rautiainen M, Smeds A, Raitanen J-R, Eklund P, Willför S, Alakomi H-L, Saarela M, Wright A (2013): *The antimicrobial effects of wood-associated polyphenols on food pathogens and spoilage organisms*. International Journal of Food Microbiology 164, 99-107.

Metsämuuronen S, Siren H (2019): *Bioactive phenolic compounds, metabolism and properties: a review on valuable chemical compounds in Scots pine and Norway spruce*. Phytochem Rev. 18, 623–664.

L'uso del char come ammendante: test di germinazione e fitotossicità condotti con char raccolti dagli impianti di gassificazione in Alto Adige

Silvia Celletti – Libera Università di Bolzano

Luigimaria Borruso – Libera Università di Bolzano

Fabio Valentinuzzi – Libera Università di Bolzano

Daniele Basso – Libera Università di Bolzano

Francesco Patuzzi – Libera Università di Bolzano

Marco Baratieri – Libera Università di Bolzano

Stefano Cesco – Libera Università di Bolzano

Tanja Mimmo – Libera Università di Bolzano

Abstract

WOOD-UP è un progetto di ricerca applicata, che mira a produrre risultati concreti e spendibili con ricadute positive sui settori chiave (quali, agricoltura, energia ed ambiente) dell'economia dell'Alto Adige.

I recenti risultati conseguiti nell'ambito del presente lavoro di ricerca hanno suggerito che il char, uno dei sottoprodotti del processo di gassificazione, ottenuto a partire dalla biomassa legnosa, potrebbe rappresentare una risorsa preziosa, qualora fosse utilizzato in campo agricolo come ammendante del suolo. Tuttavia, attualmente le caratteristiche del char prodotto in Alto Adige sono appena parzialmente note e la sua capacità di migliorare la fertilità del suolo è in pratica ancora sconosciuta.

In questo contesto, l'obiettivo di tale studio è stato fondamentalmente indirizzato a valutare la potenziale fitotossicità dei char prodotti in Alto Adige. A tale scopo, i char sono stati prima caratterizzati dal punto di vista chimico. In seguito, è stato studiato l'effetto dell'applicazione del char sul suolo, attraverso l'utilizzo di specie vegetali come bioindicatori in prove di fitotossicità e di germinazione.

1. Introduzione

L'Alto Adige si è distinta tra le diverse regioni del territorio italiano per la realizzazione di numerosi impianti che utilizzano fonti energetiche rinnovabili disponibili localmente, quali sole, acqua, vento e biomasse. Tra i vari tipi di biomasse, la legna rappresenta per importanza la seconda fonte energetica dell'Alto Adige dopo l'idroelettrico (Fuchs & Rienzner, 2015). Inoltre, il 44% del territorio altoatesino è costituito da boschi e pertanto lo sfruttamento del legno può considerarsi una soluzione intelligente, con positive ricadute anche sulla manutenzione boschiva.

Questa categoria di energie rinnovabili ha ricevuto negli ultimi anni una particolare attenzione e la sua valorizzazione è avvenuta grazie alla diffusione degli impianti di teleriscaldamento che utilizzano la biomassa legnosa per la produzione di energia elettrica e termica, tanto che oggi l'Alto Adige è l'area con la più alta densità di centrali di teleriscaldamento in Europa (Fuchs & Rienzner, 2015). Inoltre, la produzione di energia da biomassa sta ricevendo molta attenzione nell'area dell'Alto Adige grazie anche al rapido sviluppo di impianti di gassificazione di biomassa di piccola taglia nella regione. Questo è in parte un effetto dell'aumento delle tariffe per i produttori di energia rinnovabile, ma anche dell'ottimizzazione dei gassificatori fino ad un livello di elevate prestazioni e stabilità di funzionamento che ha reso attraente un tale investimento (Vakalis & Baratieri, 2015).

La gassificazione, è un processo analogo alla pirolisi, poiché entrambi sono processi di degradazione termochimica di un materiale liquido o solido di natura organica. Tuttavia, a differenza della pirolisi, che avviene in completa assenza di ossigeno, la gassificazione avviene in difetto d'ossigeno e a temperature comprese tra 750 - 1200 °C (Yasin et al., 2019), superiori rispetto a quelle impiegate nella pirolisi (280 - 850 °C) (Gopal, Sivaram, & Barik, 2018). Dal processo di gassificazione si ottengono tre diversi sottoprodotti: (i) un gas combustibile, chiamato "syngas", la cui composizione è molto eterogenea (si possono trovare anidride carbonica, vapore acqueo, idrocarburi vari, metano ed altri gas); (ii) un "tar", che è costituito dalla frazione degli idrocarburi pesanti condensabili a temperatura ambiente e (iii) un residuo solido, definito "char", che rappresenta la frazione inerte del materiale trattato (Pecchi & Baratieri, 2019).

Negli ultimi anni sono stati installati in Alto Adige più di 40 impianti di gassificazione di piccola taglia, che hanno impiegato 13 diverse tecnologie di gassificazione. Questi stessi impianti producono ogni anno enormi quantità di char. Tali char di gassificazione, attualmente, sono trattati come rifiuti, con rilevanti costi economici ed ambientali. Tuttavia, questo materiale possiede potenzialmente caratteristiche chimiche e fisiche simili a quelle del biochar, che è il residuo solido carbonioso derivante dalla pirolisi delle biomasse.

Nell'agosto del 2015 a seguito del Decreto Ministeriale del 22 giugno 2015, pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale n. 186 del 12 agosto dello stesso anno, il biochar è stato ufficialmente incluso tra gli ammendanti ammessi in agricoltura (Decreto legislativo, 29 aprile 2010, n. 75). Pertanto, agli agricoltori è consentito di poter utilizzare il biochar come ammendante del suolo, nel caso in cui rispetti una serie di parametri fisici e chimici.

Il biochar è impiegato in numerosi ambiti, tra i quali quello energetico, ambientale ed agricolo. In particolare, in agricoltura l'applicazione del biochar ha dimostrato di avere effetti benefici come ammendante del suolo, in quanto migliora la fertilità e facilita l'immagazzinamento del carbonio nel suolo e, quindi, aumenta la produttività delle specie coltivate (Hansen et al., 2015, 2017). Inoltre, il biochar, per la sua capacità assorbente, è considerato un metodo promettente in grado di immobilizzare e ridurre efficacemente la biodisponibilità di contaminanti, come gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) (Waqas, Khan, Qing, Reid, & Chao, 2014) e altri composti potenzialmente tossici, quali, ad esempio, i metalli pesanti (cadmio, piombo, rame e nickel) nei suoli (Li et al., 2016). Queste caratteristiche hanno reso il biochar un materiale conosciuto ed impiegato a livello mondiale nel contribuire al sequestro del carbonio negli ecosistemi terrestri ed alla mitigazione dei cambiamenti climatici (Panwar, Pawar, & Salvi, 2019). Tuttavia, bisogna tenere presente che l'applicazione del biochar sul suolo, senza aver prima effettuato delle opportune analisi di caratterizzazione, potrebbe comportare dei considerevoli rischi di contaminazione nell'ambiente. Infatti, durante il processo di pirolisi dalla biomassa si possono formare delle potenziali sostanze tossiche che possono essere poi biodisponibili per gli organismi viventi del suolo. Questi composti pericolosi comprendono gli IPA, le due famiglie di diossine (DX) (cioè, i policlorodibenzofurani - PCDF ed i policlorodibenzo-*p*-diossine - PCDD) ed i policlorobifenili (PCB) (Garcia-Perez & Metcalf, 2008).

La presente indagine è stata sviluppata con l'obiettivo principale di studiare le caratteristiche del char da gassificazione ed i suoi effetti sulla fertilità del suolo. In particolare, l'obiettivo di questo studio è stato quello di valutare le proprietà chimiche e la sostenibilità dei char altoatesini da utilizzare come ammendanti del suolo per aumentare la fertilità del suolo. A tal proposito, la consultazione della mappa aggiornata riguardante lo stato dell'arte della gassificazione in Alto Adige ha permesso di selezionare le tecnologie più promettenti per la produzione di char con caratteristiche adeguate ad un suo utilizzo come ammendante del suolo. Inoltre, i char prodotti da otto diverse tecnologie sono stati raccolti e caratterizzati chimicamente. In particolare, è stata effettuata l'analisi elementare e del contenuto di ceneri dei char. È stato misurato il contenuto dei metalli pesanti come anche i contenuti degli IPA, dei PCB e delle diossine al fine di valutare la potenziale fitossicità dei char. Infine, sono stati eseguiti anche dei test di crescita e di germinazione per valutare l'effettiva fitossicità dei char utilizzando due specie vegetali, quali mais e crescione, rispettivamente, aventi sensibilità differente alle sostanze tossiche individuate.

2. Materiali e Metodi

2.1 Origine e caratteristiche dei char utilizzati per i test di fitossicità e germinazione

I char sono stati raccolti da impianti di gassificazione rappresentativi in Alto Adige, selezionati per la campagna di monitoraggio, e, per motivi di riservatezza, le tecnologie sono presentate con lettere maiuscole, ovvero dalla tecnologia A alla tecnologia H.

Successivamente, questi char sono stati caratterizzati chimicamente presso i laboratori di Biocombustibili e Bioenergia della Libera Università di Bolzano. Il contenuto di ceneri è stato determinato secondo la UNI EN ISO 18122:2016. L'analisi elementare è stata effettuata secondo la UNI EN ISO 16948:2015. Sono stati inoltre analizzati i contenuti di diverse sostanze tossiche, quali quelli degli IPA (metodo: MI-03 rev. 13, 2016), dei PCB e diossine (metodo: EPA

1668C, 2010) e dei metalli pesanti (UNI EN 16174:2012 e UNI EN ISO 17294-2:2016) presenti nei char.

2.2 Crescita delle piante di mais

I semi di piante di mais (*Zea mays* L.) sono stati germinati al buio su carta da filtro inumidita con 0.5 mM CaSO₄. Dopo quattro giorni, le plantule, che erano più omogenee tra loro, sono state trasferite in vasi di dieci cm di diametro e sono state cresciute per cinque settimane in una camera di crescita in condizioni climatiche controllate (14/10 ore di luce/buio, 24/19 °C, 70% di umidità relativa e 250 μmol m⁻² s⁻¹ di intensità luminosa). I vasi sono stati riempiti con un suolo agricolo di natura limo-sabbiosa, campionato presso un vigneto sperimentale vicino a Merano (BZ), a Nord della provincia di Bolzano, che è stato in seguito essiccato e setacciato a 4 mm. Durante il periodo sperimentale, l'umidità del suolo è stata mantenuta al 60% della capacità di ritenzione idrica pesando i vasi ogni due giorni e aggiungendo, se necessario, acqua del rubinetto.

2.3 Test di crescita

Per le prove di fitotossicità con le piante di mais sono stati selezionati tre diversi char (dalle tecnologie B, F e H), per le loro caratteristiche chimiche. Prima della semina, il suolo è stato mescolato con i tre diversi char utilizzando due diverse concentrazioni: 8.5 e 17 g_{char} kg_{suolo}⁻¹. Queste concentrazioni sono state scelte perché erano le stesse concentrazioni utilizzate nel campo sperimentale. Per ogni trattamento sono state preparate cinque repliche biologiche. Inoltre, cinque vasi sono stati preparati senza l'aggiunta di char e considerati come controllo. In totale, sono stati quindi preparati 35 vasi.

Alla fine dell'esperimento, sono state campionate le foglie, separandole dalle radici, ed il suolo rizosferico. Il suolo dei vasi è stato interamente considerato come rizosfera, poiché i vasi erano completamente radicati. Il suolo rizosferico ed i tessuti fogliari sono stati poi essiccati in forno a 65 °C fino al raggiungimento di un peso costante e conservati per le analisi successive.

2.4 Determinazione del contenuto di clorofilla

Durante il periodo di crescita delle piante di mais, il contenuto di clorofilla è stato determinato settimanalmente utilizzando un apparecchio portatile non distruttivo, chiamato SPAD (acronimo che sta per "Soil Plant Analytical Development") (SPAD - 502 Plus, Minolta, Osaka, Giappone). Per ogni trattamento, sono state effettuate cinque misurazioni, una per ciascuna pianta, sulla foglia più giovane pienamente espansa, mediate tra loro ed espresse come indice SPAD.

2.5 Analisi delle concentrazioni di macro- e micronutrienti nelle foglie

Le foglie essiccate delle piante di mais sono state finemente macinate ed omogeneizzate con un mulino a sfere (Mixer Mill, MM400, RETSCH, Italia). Approssimativamente 0.3 g di ogni campione sono stati mineralizzati con acido nitrico ultrapuro concentrato (650 mL L⁻¹; Carlo Erba, Milano, Italia) utilizzando un sistema di digestione a microonde a camera singola di reazione (UltraWAVE, Milestone, Shelton, CT, USA). Le concentrazioni di macro- e micronutrienti sono state poi determinate tramite l'analisi ICP-OES (Arcos Ametek, Spectro, Germania), usando foglie di pomodoro (SRM 1573a) e foglie di spinaci (SRM 1547) come materiale di riferimento esterno certificato.

2.6 Analisi del pH del suolo rizosferico

Una dispersione di suolo in acqua distillata, preparata con rapporto suolo/acqua pari a 1:2.5 peso/volume, è stata prima agitata e poi lasciata riposare per 30 minuti. Il pH del suolo della rizosfera è stato misurato per via potenziometrica mediante un pH-metro immergendo gli elettrodi nella soluzione limpida.

2.7 Test di germinazione con crescita

Per i test di germinazione sono stati utilizzati semi di crescita comune (*Lepidium sativum* L.), una specie vegetale molto sensibile alla presenza di fitotossine. I semi sono stati messi a bagno in acqua distillata per circa un'ora e tutto il saggio è stato condotto in accordo con la norma UNI 10780:1998. In breve, dieci semi sono stati posti su uno strato di carta da filtro (90 mm, Whatman 41 senza ceneri) in capsule di Petri da 100 mm. Sono stati poi aggiunti 1.2 mL di estratti in acqua dei char e contemporaneamente sono stati preparati dei campioni controllo sostituendo l'estratto con acqua distillata. In particolare, i char sono stati estratti con acqua distillata (rapporto di estrazione 1:20 peso/volume), agitati per due ore, centrifugati a 5.000 g e filtrati usando filtri per siringhe con pori da 0.45 µm. Le capsule di Petri sono state sigillate con parafilm, coperte con un foglio di alluminio ed incubate per 24 ore a 25 °C. Trascorso il tempo di incubazione, è stato determinato il numero di semi germinati e la lunghezza delle radici dei semi germinati, sia per le capsule con gli estratti acquosi dei char sia per quelle di controllo. Ogni trattamento è stato replicato dieci volte. L'Indice di Germinazione (IG) è stato calcolato come prodotto del rapporto del numero medio di semi germinati del trattamento, rispetto al controllo, per la lunghezza media delle radici dei semi germinati del trattamento, sempre rispetto al controllo, secondo la formula che segue:

$$IG = \frac{NSG_{trattati} \times LRS_{trattati}}{NSG_{controllo} \times LRS_{controllo}}$$

dove,

NSG = numero medio di semi germinati;

LRS = lunghezza media delle radici dei semi germinati (mm).

2.8 Analisi statistica

I risultati sono presentati come medie di almeno cinque repliche biologiche ± gli errori standard (ES). È stata effettuata l'analisi statistica one-way ANOVA utilizzando la versione SigmaPlot 12.0 (Systat Software, Inc., San Jose, CA,

USA) e le medie sono state confrontate sulla base del test di Tukey. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi ($P < 0.05$).

3. Risultati e Discussione

3.1 Caratterizzazione chimica dei char

I campioni di char sono stati raccolti da otto tecnologie (indicate con le lettere maiuscole A - H) rappresentative, installate in Alto Adige, e successivamente caratterizzati dal punto di vista chimico.

La Tabella 1 e la Tabella 2 riportano i risultati delle analisi effettuate sui char.

Tabella 1 – Analisi del contenuto di ceneri ed analisi elementare dei char ottenuti da diverse tecnologie

Impianto	Ceneri [%]	C [%]	H [%]	N [%]	O [%]	PCI [MJ/kg]
A	27.8	68.6	0.3	0.8	2.4	23.04
B	16.1	80.2	0.5	0.2	2.7	26.64
C	49.5	48.0	0.9	0.3	1.3	14.33
D	31.5	66.9	0.2	0.2	0.6	19.65
E	13.3	78.9	0.7	0.2	6.5	25.38
F	6.5	91.6	0.5	0.3	0.6	30.81
G	29.2	69.5	0.1	0.1	0.9	22.84
H	25.6	69.5	0.2	0.5	3.9	24.12

C = carbonio; H = idrogeno; N = azoto; O = ossigeno; PCI = Potere Calorifico Inferiore.

Tabella 2 – Contenuto di IPA, PCB, diossine (DX) e metalli pesanti* dei char

Impianto	Σ_{16} IPA [mg kg ⁻¹]	TEQ _{PCB} [ng kg ⁻¹]	TEQ _{DX} [ng kg ⁻¹]	Metalli pesanti*
A	5179.9	< 1	< 0.1	Cd, Cr, Zn
B	132.0	< 1	< 0.1	Cd, Cr, Zn
C	2.8	< 1	< 0.1	Cr, Zn
D	316.2	< 1	< 0.1	Cd, Cr
E	1225.2	< 1	< 0.1	Cd, Cr
F	123.8	< 1	< 0.1	Cr
G	31.7	< 1	< 0.1	--
H	916.2	< 1	< 0.1	Cr, Zn

Cd = cadmio; Cr = cromo; Zn = zinco; TEQ = Tossicità Equivalente (esprime la concentrazione complessiva di una famiglia di composti); *oltre i limiti (D. Lgs., 29 aprile 2010, n. 75).

Per quanto riguarda i dati della Tabella 1, la legislazione italiana (D. Lgs., 29 aprile 2010, n. 75) pone un limite al rapporto molare tra idrogeno (H) e carbonio (C). Tale limite massimo è fissato a 0.7. Considerando i valori riportati in questa tabella, tutti i char rispettavano questo limite, avendo rapporti molari H/C compresi nell'intervallo tra 0.02 e 0.22.

Nella Tabella 2 sono indicati soltanto i metalli pesanti (Cd, Cr e Zn) che presentavano nei campioni di char analizzati valori superiori ai limiti della legge italiana (D. Lgs., 29 aprile 2010, n. 75). In particolare, per i composti, quali IPA, PCB, diossine e metalli pesanti, si pongono rispettivamente i seguenti limiti di legge (D. Lgs., 29 aprile 2010, n. 75; D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152), dove, "s.s." sta per "sostanza secca":

- IPA (Σ_{16} molecole) < 6 mg kg_{s.s.}⁻¹;
- PCB < 0.06 mg kg_{s.s.}⁻¹;
- Diossine < 10 ng I-TEQ kg_{s.s.}⁻¹
- Cd < 1.5 mg kg_{ss}⁻¹;
- Cr < 0.5 mg kg_{ss}⁻¹;
- Zn < 500 mg kg_{ss}⁻¹

Considerando i dati riportati nella Tabella 2, si può chiaramente vedere che solo il char della tecnologia C presentava un contenuto di IPA inferiore al limite di legge (D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152), mentre tutti gli altri char mostravano valori anche di tre ordini di grandezza superiori. Contrariamente a ciò, tutti i char analizzati rispettavano i limiti imposti dalla legislazione italiana (D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152) per quanto riguarda le concentrazioni sia di PCB che di diossine.

Se si considerano i metalli pesanti (dati non mostrati), sette char presentavano concentrazioni di Cd compresi tra 1.8 e 13.4 mg kg_{s.s.}⁻¹. Solo quattro tecnologie (C, F, G e H) rispettavano il limite di legge (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75) imposto per il Cd. I contenuti di Cr nei char erano compresi tra 0.7 e 15.5 mg kg_{s.s.}⁻¹, ad eccezione del char ottenuto dalla tecnologia G, e non erano quindi inferiori al limite legale (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75). Infine, i char delle tecnologie A, B, C e H superavano il limite di legge (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75) imposto per lo Zn, mostrando valori compresi tra 511.1 e 1317.0 mg kg_{s.s.}⁻¹.

Riassumendo, si può quindi affermare che nessun char soddisfi completamente i limiti della legislazione italiana (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75; D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152), anche se i char derivanti dalle tecnologie C e G sono quelli che presentano i valori più vicini ai limiti. Tali risultati mostrano quindi che non è possibile l'applicazione diretta del char di gassificazione sul suolo, per cui è opportuno prevedere un post-trattamento del char, affinché questo sottoprodotto possa essere sfruttato in agricoltura.

3.2 Effetto dei char sulla crescita delle piante di mais: contenuto di clorofilla e di macro- e micronutrienti nelle foglie

Il test di fitotossicità è stato eseguito utilizzando piante di mais e la variabile fisiologica attendibilmente monitorata è stata la variazione del contenuto di clorofilla, quantificata con lo strumento SPAD. Tale esperimento biologico si è reso utile al fine di verificare se i tre diversi char selezionati (B, F e H) causassero degli effetti negativi rilevanti sulle piante di mais.

La Fig. 1 mostra le foto delle piante di mais scattate durante l'esperimento di fitotossicità.

La Tabella 3 riporta i valori medi del contenuto di clorofilla nelle foglie delle piante di mais, rilevati in quattro diverse settimane successive. La Fig. 2 mostra i valori SPAD registrati al momento della fine dell'esperimento (dopo cinque settimane di crescita in vaso). I trattamenti sono stati etichettati con il termine "char" seguito da una lettera maiuscola, indicante il tipo di char utilizzato nel test (F, B e H), e da un numero (2.5 e 5), che si riferisce alla dose (8.5 e $17 \text{ g}_{\text{char}} \text{ kg}_{\text{suolo}}^{-1}$, rispettivamente) di char mescolato al suolo.

Durante il periodo di crescita, le piante di mais non mostravano alcun sintomo di tossicità visibile. Tuttavia, il contenuto di clorofilla fogliare, misurato come indice SPAD, mostrava alcune differenze. Nello specifico, le piante del gruppo controllo presentavano i valori SPAD più alti il giorno 09.05.18, quelli più bassi il giorno 26.04.18 e nei giorni 18.04.18 e 30.04.18 non si notava alcuna variazione significativa del contenuto di clorofilla tra tutte le piante dei diversi trattamenti. Tra le piante trattate, quelle cresciute sul suolo miscelato ai char di tipo H e F rivelavano valori SPAD intermedi a quelli delle piante controllo

e a quelli delle piante cresciute sul suolo con l'aggiunta del char di tipo B solamente il giorno 09.05.18, indipendentemente dalla dose di char applicata.

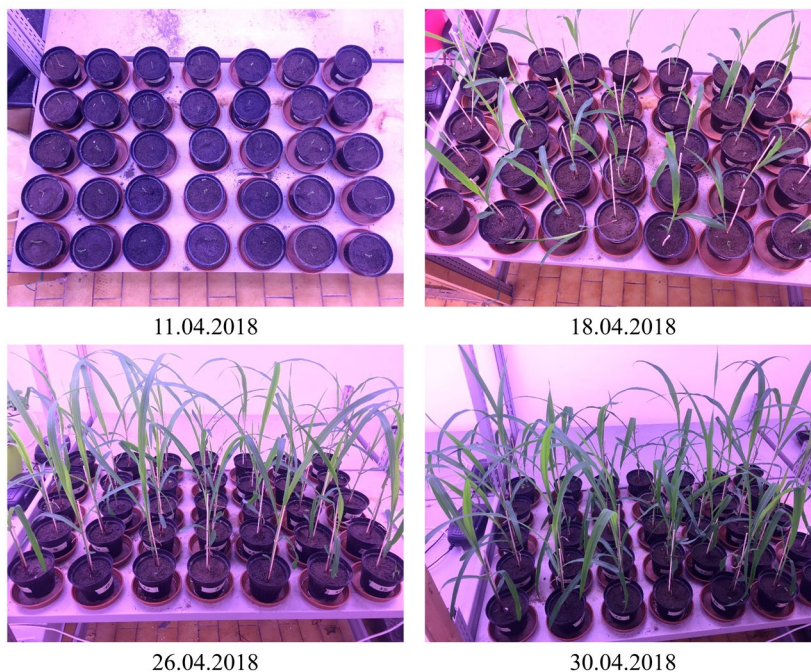


Fig. 1 – Test di fitotossicità di piante di mais. Nel corso di questo periodo di crescita, alcune piante sono state esposte a differenti concentrazioni di tre diversi char, ottenuti dalle tecnologie F, B e H, miscelati con il suolo, mentre altre sono state lasciate di controllo

Al 26.04.18 le piante del char F 5 erano quelle che mostravano il più elevato valore SPAD rispetto a tutte le altre (Tabella 3).

Alla fine dell'esperimento, il contenuto di clorofilla misurato nelle foglie delle piante cresciute nei suoli trattati con i tre char mostrava dei valori SPAD significativamente più bassi (circa il 40% in meno) rispetto a quello registrato nelle foglie delle piante controllo, senza presentare comunque delle differenze significative tra i trattamenti e le dosi (Fig. 2).

Questi risultati sono concordanti con le evidenze riportate nel lavoro di Liu et al., 2016 (Liu A, Tian D, Xiang Y, 2016). Questi autori hanno dimostrato un

evidente effetto di promozione dell'aggiunta del char al suolo sui livelli di clorofilla di una pianta medicinale (*Salvia miltiorrhiza* Bunge) durante la fase di crescita a medio termine ed una diminuzione relativamente ampia nella fase successiva.

Trattamento	Indice SPAD			
	18.04.18	26.04.18	30.04.18	09.05.18
Controllo	36.2 ± 1.5 ^a	37.9 ± 1.6 ^b	34.5 ± 1.4 ^a	32.7 ± 1.1 ^a
Char F 2.5	38.3 ± 1.1 ^a	38.9 ± 1.5 ^{ab}	35.7 ± 1.3 ^a	29.6 ± 0.6 ^{abc}
Char F 5	38.5 ± 1.0 ^a	41.6 ± 1.0 ^a	36.6 ± 1.3 ^a	31.1 ± 1.8 ^{ab}
Char B 2.5	37.1 ± 1.8 ^a	37.5 ± 1.0 ^b	34.5 ± 1.6 ^a	27.0 ± 1.3 ^c
Char B 5	37.2 ± 1.4 ^a	37.0 ± 0.9 ^b	33.6 ± 1.3 ^a	27.8 ± 1.1 ^{bc}
Char H2.5	39.4 ± 1.2 ^a	37.6 ± 1.4 ^b	36.2 ± 1.7 ^a	32.7 ± 1.0 ^a
Char H 5	39.1 ± 1.3 ^a	39.6 ± 1.2 ^{ab}	36.5 ± 1.0 ^a	29.9 ± 1.3 ^{abc}

Tabella 3 – Misurazioni SPAD durante l'esperimento di fitotossicità condotto con mais come specie vegetale bioindicatrice. I dati rappresentano le medie ± ES (errore standard) di cinque indipendenti piante per ogni trattamento. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi (P < 0.05) all'interno di ogni colonna

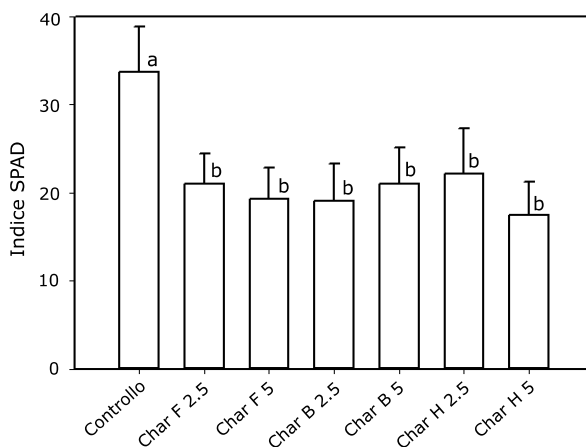


Fig. 2 – Misurazioni SPAD alla fine dell'esperimento di fitotossicità condotto con mais come specie vegetale bioindicatrice. I dati rappresentano le medie ± ES (errore standard) di cinque indipendenti piante per ogni trattamento. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi (P < 0.05)

Le foglie di mais sono state analizzate anche per il loro contenuto di macro- (Fig. 3) e micronutrienti (Fig. 4), per valutare se l'aggiunta del char potesse influenzare la nutrizione minerale delle piante.

L'uso del char come ammendante: test di germinazione e fitotossicità

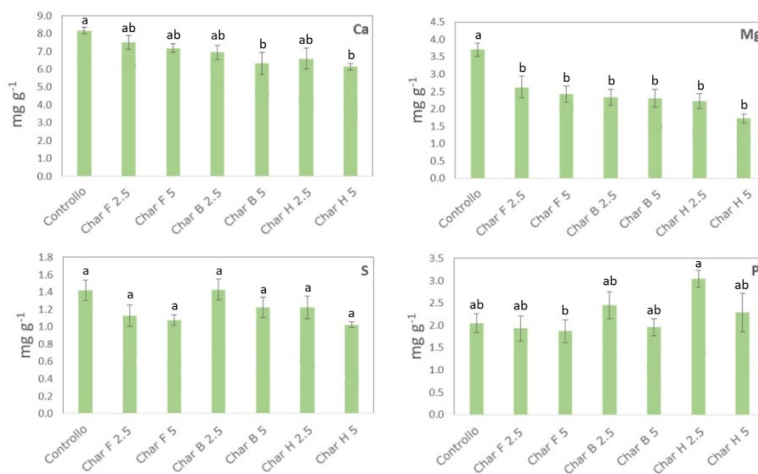


Fig. 3 – Concentrazioni di macronutrienti (mg g⁻¹) determinate nelle foglie delle piante di mais alla fine del periodo sperimentale per il test di fitotossicità, che è durato in totale cinque settimane dal momento del trapianto delle piantule nei vasi contenenti suolo addizionato con due diverse concentrazioni (2.5 = 8.5 g_{char} kg_{suolo}⁻¹; 5 = 17 g_{char} kg_{suolo}⁻¹) dei tre diversi char (F, B e H). I dati rappresentano le medie ± ES (errore standard) di cinque indipendenti piante per ogni trattamento. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi (P < 0.05)

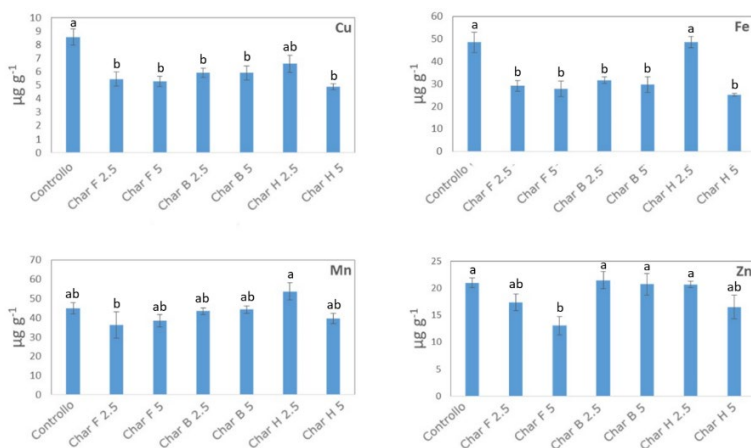


Fig. 4 – Concentrazioni di micronutrienti (µg g⁻¹) determinate nelle foglie delle piante di mais alla fine del periodo sperimentale per il test di fitotossicità, che è durato in totale cinque settimane dal momento del trapianto delle piantule nei vasi contenenti suolo addizionato con due diverse concentrazioni (2.5 = 8.5 g_{char} kg_{suolo}⁻¹; 5 = 17 g_{char} kg_{suolo}⁻¹) dei tre diversi char (F, B e H). I dati rappresentano le medie ± ES (errore standard) di cinque indipendenti piante per ogni trattamento. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi (P < 0.05)

Qualsiasi tipologia di char utilizzato per questo esperimento causava una significativa riduzione della concentrazione del macronutriente, magnesio (Mg) nelle foglie di mais rispetto al controllo, indipendentemente dalla dose di char applicata al suolo. Lo stesso andamento era osservato anche per il calcio (Ca), ma era significativo solo per i char B ed H alla dose 5. Al contrario, per lo zolfo (S) non si notavano differenze statisticamente significative tra il controllo e le altre tipologie di char. La concentrazione di fosforo (P) nelle foglie diminuiva significativamente soltanto quando al suolo veniva aggiunto il char F 5 rispetto al controllo (Fig. 3).

La presenza del char miscelato al suolo influenzava anche la concentrazione dei micronutrienti delle foglie di mais (Fig. 4). La concentrazione di rame (Cu), per esempio, diminuiva significativamente, rispetto al controllo, quando il suolo era trattato con tutte le tipologie di char, tranne quello H 2.5, indipendentemente dalla dose. Lo stesso si verificava per il ferro (Fe), in cui l'effetto-dose era significativo: le piante di controllo e quelle del char H 2.5 presentavano la più alta concentrazione di Fe, mentre tutte le altre piante cresciute sul suolo rifornito con le altre tipologie di char mostravano una concentrazione di Fe significativamente più bassa. Per il manganese (Mn) e lo zinco (Zn) si notava, rispettivamente, una riduzione significativa per il char F 2.5 rispetto al char H 2.5 e per il char F 5 rispetto al controllo.

Riassumendo, quindi, i risultati hanno dimostrato che l'aggiunta di char al suolo aveva un effetto di riduzione prevalentemente sul contenuto di Mg, Cu e Fe. Tuttavia, non si rilevavano carenze visibili di tali nutrienti né di altri a livello fogliare e né la biomassa veniva visualmente ridotta. Pertanto, sembrerebbe che le presenti evidenze non sembrano confermare in maniera univoca alcuni studi, in cui è mostrato un effetto benefico dell'utilizzo del char nel migliorare l'assorbimento e l'efficienza d'uso dei nutrienti da parte delle piante (Abebe, Endalkachew, Mastawesha, & Gebermedihin, 2012; Prapagdee & Tawinteung, 2017).

3.3 Effetto dei char sul pH del suolo

La Fig. 5 mostra il pH determinato sia nel suolo controllo che nei vari substrati di crescita, ottenuti miscelando al suolo le due diverse concentrazioni dei char F, B e H, su cui le piante di mais sono state coltivate per cinque settimane.

È noto in letteratura che le elevate temperature raggiunte durante il processo di gassificazione influenzino fortemente le caratteristiche fisico-chimiche dei risultanti char (Al-Wabel, Al-Omran, El-Naggar, Nadeem, & Usman, 2013; Zhao, Cao, Mašek, & Zimmerman, 2013). Ad esempio, il pH è generalmente alcalino (Lehmann, 2007). Sulla base di quanto appena detto, anche in questo studio, l'aggiunta dei differenti char al suolo portava ad un aumento del pH del suolo fino a due unità (Fig. 5). Tuttavia, i valori raggiunti nel suolo sono ancora accettabili e non rischiano di compromettere la crescita ottimale delle piante di mais.

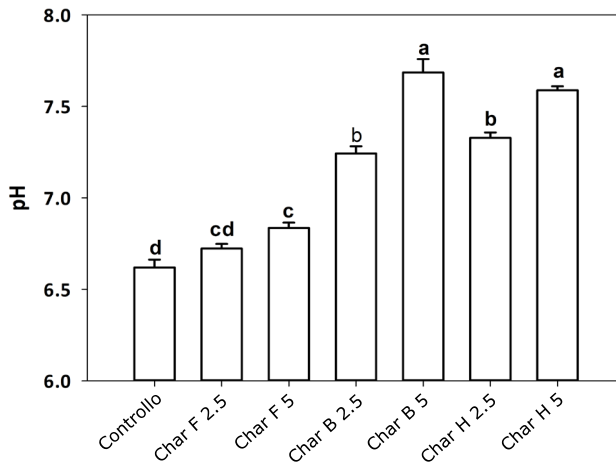


Fig. 5 – pH del mezzo su cui sono state cresciute per cinque settimane le piante di mais. I dati rappresentano le medie \pm ES (errore standard) di cinque indipendenti piante per ogni trattamento. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi ($P < 0.05$)

3.4 Influenza dei char sulla germinazione dei semi di crescita

La Fig. 6 riporta i valori dell'indice di germinazione, ottenuti eseguendo dei test di germinazione con semi di crescita. Questo parametro tiene conto sia del numero di semi germinati che dell'allungamento radicale. Tali prove sono state condotte per valutare se durante l'incubazione dei semi a contatto con gli estratti acquosi ottenuti dai char F, B e H potessero esservi delle sostanze con effetto inibitorio sulla germinazione dei semi e sulla lunghezza delle radici di crescita.

I risultati hanno mostrato che tutti e tre i char inducevano una significativa riduzione dell'indice di germinazione, rispetto al controllo, e tale effetto era maggiormente evidente nel char H (Fig. 6). Pertanto, dai risultati ottenuti si potrebbe ipotizzare la presenza di sostanze potenzialmente fitotossiche negli estratti acquosi dei char e quindi nei char stessi, in quanto sia il tipo di biomassa che i parametri di processo della gassificazione possono contribuire alla formazione di fitotossine nel prodotto ottenuto (Ndirangu, Liu, Xu, Song, & Zhang, 2019; Tomczyk, Sokołowska, & Boguta, 2020).

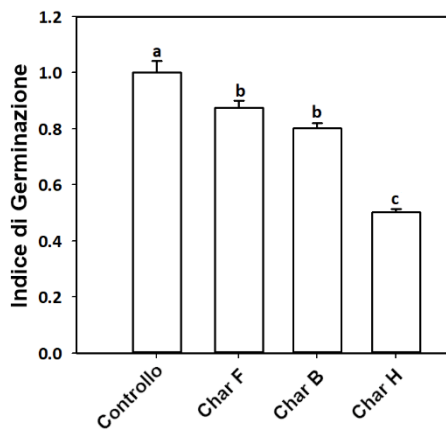


Fig. 6 – Indice di germinazione dei semi di crescita, posti a contatto con i gli estratti acquosi dei char prodotti dalle tecnologie F, B e H. I dati rappresentano le medie \pm ES (errore standard) di cinque indipendenti piante per ogni trattamento. Lettere diverse indicano valori statisticamente diversi ($P < 0.05$)

4. Conclusioni

Il presente lavoro è stato condotto con l'obiettivo principale di ottenere informazioni sulla possibilità di sfruttare il char da gassificazione per scopi agricoli.

Otto char sono stati raccolti da diverse tecnologie (qui denominate con lettere maiuscole dalla A alla H, per motivi di privacy) ed analizzati principalmente allo scopo di valutare il loro potenziale effetto fitotossico, qualora fossero utilizzati come ammendanti del suolo. I risultati ottenuti mostrano che nessun char soddisfa pienamente i limiti previsti della legislazione italiana (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75; D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152). In particolare, tutti i char presentano valori di IPA e dei tre metalli pesanti (Cd, Cr e Zn) oltre i limiti di legge, ad eccezione del char della tecnologia C per il contenuto di IPA e del char della tecnologia G per il contenuto di metalli pesanti. Ciò suggerisce quindi la necessità di individuare soluzioni di post-trattamento.

I risultati dei test finora effettuati sulle piante suggeriscono che i char mescolati al suolo non causano apparentemente effetti fitotossici alle piante di mais. Tuttavia, sarebbero ancora necessari esperimenti da condurre su un periodo di tempo più lungo per poter confermare ulteriormente i risultati qui presentati. Inoltre, nelle piante sarebbe opportuno eseguire delle analisi dei contenuti dei metalli pesanti e degli IPA, mentre nel suolo la determinazione della frazione disponibile di nutrienti, dei valori di conducibilità elettrica e della capacità di scambio cationico, a completamento delle caratteristiche chimiche del suolo, e l'analisi della diversità e/o l'attività microbica. L'insieme di queste analisi potrebbe fornire in tal modo informazioni addizionali sulla possibile tossicità latente dei char e/o sugli effetti che essi hanno sulla qualità del suolo e sulla salute delle piante.

Bibliografia

- Abebe, N., Endalkachew, K., Mastawesha, M., & Gebermedihin, A. (2012). Effect of Biochar Application on Soil Properties and Nutrient Uptake of Lettuces (*Lactuca sativa*) Grown in Chromium Polluted Soils. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 12(3), 369–376.
- Al-Wabel, M. I., Al-Omran, A., El-Naggar, A. H., Nadeem, M., & Usman, A. R. A. (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*, 131, 374–379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165>
- Decreto legislativo n. 75 (29 aprile 2010). Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009. *Gazzetta Ufficiale*, 88.
- Decreto legislativo, n. 152 (3 aprile 2006). Norme in materia ambientale. *Gazzetta Ufficiale*, 88 - *Suppl. Ordinario* 96.
- Environmental Protection Agency EPA. (2010). *Method 1668C. Chlorinated Biphenyl Congeners in Water, Soil, Sediment, Biosolids, and Tissue by HRGC/HRMS*.
- Fuchs, H., & Rienzner, R. (2015). *Biomasse legnose: Petrolio verde per il teleriscaldamento italiano*. http://www.fiper.it/fileadmin/user_upload/biblioteca/libroFIPER-biomasse-legnose-petrolio-verde-per-il-teleriscaldamento-italiano.pdf
- Garcia-Perez, M., & Metcalf, J. (2008). *The Formation of Polyaromatic Hydrocarbons and Dioxins During Pyrolysis: A Review of the Literature with Descriptions of Biomass Composition, Fast Pyrolysis Technologies and Thermochemical Reactions*. Pullman, Washington: Washington State University.
- Gopal, P. M., Sivaram, N. M., & Barik, D. (2018). Paper industry wastes and energy generation from wastes. In *Energy from Toxic Organic Waste for Heat and Power Generation* (pp. 83–97). <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102528-4.00007-9>
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J. K., Henriksen, U. B., & Hauggaard-Nielsen, H. (2015). Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy*, 72(1), 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.013>
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Imperato, V., Krogh, P. H., Jensen, L. S., Dolmer, A., & Hauggaard-Nielsen, H. (2017). The effects of straw or straw-derived gasification biochar applications on soil quality and crop productivity: A farm case study. *Journal of Environmental Management*, 186, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.041>

- Lehmann, J. (2007). Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 381–387. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[381:BITB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2)
- Li, H., Liu, Y., Chen, Y., Wang, S., Wang, M., Xie, T., & Wang, G. (2016). Biochar amendment immobilizes lead in rice paddy soils and reduces its phytoavailability. *Scientific Reports*, 6, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep31616>
- Liu A, Tian D, Xiang Y, M. H. (2016). Biochar Improved Growth of an Important Medicinal Plant (*Salvia miltiorrhiza* Bunge) and Inhibited its Cadmium Uptake. *J Plant Biol Soil Health*, 3(2), 6.
- Ndirangu, S. M., Liu, Y., Xu, K., Song, S., & Zhang, P. (2019). *Risk Evaluation of Pyrolyzed Biochar from Multiple Wastes*. <https://doi.org/10.1155/2019/4506314>
- Panwar, N. L., Pawar, A., & Salvi, B. L. (2019). Comprehensive review on production and utilization of biochar. *SN Applied Sciences*, 1(2), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0172-6>
- Pecchi, M., & Baratieri, M. (2019). Coupling anaerobic digestion with gasification, pyrolysis or hydrothermal carbonization: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 105, 462–475. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.003>
- Prapagdee, S., & Tawinteung, N. (2017). Effects of biochar on enhanced nutrient use efficiency of green bean, *Vigna radiata* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(10), 9460–9467. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8633-1>
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020, March). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 19, 191–215 <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>
- UNI 10780:1998. *Compost - Classificazione, requisiti e modalità di impiego*.
- UNI EN 16174:2012. *Fanghi, rifiuti organici trattati e suolo - Digestione delle frazioni di elementi solubili in acqua regia*.
- UNI EN ISO 16948:2015. *Biocombustibili solidi - Determinazione del contenuto totale di carbonio, idrogeno e azoto*.
- UNI EN ISO 17294-2:2016. *Qualità dell'acqua - Applicazione della spettrometria di massa al plasma accoppiato induttivamente (ICP-MS) - Parte 2: Determinazione di elementi selezionati, compresi gli isotopi dell'uranio*.
- UNI EN ISO 18122:2016. *Biocombustibili solidi - Determinazione del contenuto di ceneri*.
- Vakalis, S., & Baratieri, M. (2015). State-of-the-Art of Small Scale Biomass Gasifiers in the Region of South Tyrol. *Waste and Biomass Valorization*,

- 6(5), 817–829. <https://doi.org/10.1007/s12649-015-9398-8>
- Waqas, M., Khan, S., Qing, H., Reid, B. J., & Chao, C. (2014). The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. *Chemosphere*, *105*, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.064>
- Yasin, M., Cha, M., Chang, I. S., Atiyeh, H. K., Munasinghe, P., & Khanal, S. K. (2019). Syngas fermentation into biofuels and biochemicals. In *Biomass, Biofuels, Biochemicals: Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels* (pp. 301–327). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816856-1.00013-0>
- Zhao, L., Cao, X., Mašek, O., & Zimmerman, A. (2013). Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, *256–257*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>

Effetto dell'aggiunta di biochar nel suolo sulla produttività di vigneti e meleti dell'Alto Adige

Valentina Lucchetta – Centro di Sperimentazione Laimburg

Barbara Raifer – Centro di Sperimentazione Laimburg

Maximilian Lösch – Centro di Sperimentazione Laimburg

Aldo Matteazzi – Centro di Sperimentazione Laimburg

Christoph Patauner – Centro di Sperimentazione Laimburg

Abstract

L'utilizzo del carbone pirogenico (o *biochar*) in agricoltura ha origini antiche: nel corso dei secoli venne quasi dimenticato, e solo di recente è stato riscoperto. Il suo impiego ha lo scopo di migliorare la fertilità dei suoli, modificandone le proprietà chimiche e fisiche grazie all'interazione del biochar con i substrati con esso ammendati. In Alto Adige gli impianti di gassificazione del legno vengono utilizzati principalmente per il teleriscaldamento e generano come sottoprodotto una discreta quantità (1300 t/anno) di biochar. Esso presenta differenti caratteristiche a seconda della tipologia di impianto e delle biomasse utilizzate; ad oggi purtroppo non è utilizzato, pertanto viene smaltito in discarica. Il progetto "WoodUp", finanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale (FESR), è stato avviato allo scopo di caratterizzare il biochar prodotto localmente, e verificarne l'idoneità ad un suo riutilizzo agricolo, in particolare nella frutticoltura locale. Viene qui di seguito presentata quest'ultima parte del progetto.

Lo studio ha messo in evidenza alcuni effetti interessanti dell'applicazione del biochar tra cui: l'apporto di minerali e l'aumento del pH e del carbonio organico nei suoli, l'aumento della produttività frutticola e una qualità dei vini pressoché inalterata. L'utilizzo di biochar o di biochar arricchito con compost in viticoltura, senza ulteriori concimazioni azotate, non ha modificato significativamente la disponibilità di azoto nel terreno né il comportamento produttivo e qualitativo delle viti. Dunque, un'aggiunta di biochar può essere utile per correggere il pH del terreno, aumentarne la capacità di assorbimento e ritenzione idrica e fissare carbonio a lungo termine, non alterando produttività e qualità viticole.

In frutticoltura invece, nonostante le condizioni già ottimizzate, il biochar ha evidenziato effetti positivi sulla produttività. Nei suoli dei meleti si parte da una situazione di maggiore disponibilità di azoto ed acqua rispetto ai vigneti, grazie ad una regolare concimazione ed irrigazione: in queste condizioni il biochar, con la sua elevata capacità di stoccaggio, sembra aver contribuito ad un approvvigionamento più equilibrato delle piante.

1. Introduzione

Il biochar è un prodotto ricco di carbonio ottenuto da processi di pirolisi di biomasse vegetali. Quando usato come ammendante del suolo, ne può migliorare la produttività, le proprietà fisiche e chimiche e aumentarne la capacità di ritenzione idrica (Lehmann e Joseph, 2009). Queste proprietà fanno del biochar un prodotto molto interessante per l'agricoltura, in quanto le temperature elevate ed i prolungati periodi di siccità conseguenti ai cambiamenti climatici favoriscono e accelerano la degradazione della sostanza organica nei suoli (Kirschbaum, 1995) e l'insorgere di condizioni di stress per le colture. Anche in Europa è previsto nei prossimi decenni un calo sempre maggiore delle rese agricole (Cammarano, 2019; Ray, 2019). Oltre all'aumento delle temperature si prevede un generale aumento di eventi climatici estremi e di conseguenza anche una maggior erosione del suolo, con ulteriori effetti negativi sulla sua fertilità e produttività. In futuro perciò il biochar potrebbe essere molto utile per salvaguardare la produttività dell'agricoltura. È inoltre un candidato interessante per il sequestro a lungo termine del carbonio: può infatti ridurre le emissioni di CO₂ sequestrando nel suolo circa il 50% del carbonio presente nel materiale di partenza attraverso la formazione di strutture stabili, mentre la combustione e la decomposizione biologica (dopo 5-10 anni) fissano nel suolo rispettivamente solo il 3% e il 10% del carbonio (Lehmann et al., 2006). La combustione inoltre rilascia immediatamente in atmosfera la maggior parte del carbonio presente nella biomassa originaria. Il biochar può anche aumentare la ritenzione di azoto minerale del 70% (Sánchez-García et al., 2015; Steiner et al., 2010), riducendo gli ioni ammonio disponibili per i processi di nitrificazione (Clough et al., 2010, Taghizadeh-Toosi et al., 2012).

L'applicazione di biochar nel suolo aiuta quindi a rendere disponibile alle colture una maggiore quantità di azoto, riducendone la lisciviazione e l'emissione in atmosfera sotto forma di gas serra (N_2O).

Per i motivi sopracitati il biochar si propone come nuovo metodo per ridurre significativamente e a lungo termine la concentrazione di CO_2 atmosferica ed altri gas serra. Tuttavia, è controproducente trasportare il biochar per lunghe tratte e con elevati consumi energetici: è molto più importante produrre char di alta qualità a partire da materie prime disponibili in loco e sfruttare al meglio i prodotti esistenti, come quelli provenienti dagli impianti di gassificazione del legno già esistenti in Alto Adige. L'obiettivo del presente progetto è quello di indagare fino a che punto ciò sia possibile per l'agricoltura altoatesina.

1.1 Effetti dell'applicazione di biochar in vigneto e frutteto

Nel vigneto un moderato ma sufficiente approvvigionamento di acqua e azoto è di grande importanza per mantenere in equilibrio lo sviluppo vegeto-produttivo delle piante e favorire il miglioramento della composizione delle uve. Nelle annate con condizioni meteorologiche più estreme le rese produttive auspiccate spesso non vengono più raggiunte. Per evitare stress idrici troppo intensi, dove possibile, si ricorre quindi all'irrigazione delle viti; quest'acqua però non è disponibile ovunque e potrebbe esserlo ancora di meno in futuro. L'utilizzo del biochar potrebbe dunque essere vantaggioso in viticoltura laddove si prevede il verificarsi di importanti stress idrici, la fertilità del suolo è già compromessa, o dove le rese auspiccate non vengono più raggiunte. Prima però vanno indagati i possibili effetti collaterali di questa pratica, soprattutto sulla qualità dei vini. Va chiarito per esempio se, in annate con precipitazioni sopra la media, si possano manifestare effetti indesiderati con conseguenze negative sulla qualità del prodotto. Schmidt et al. (2014) hanno messo in evidenza che applicazioni di biochar e biochar addizionato a compost non influenzano i parametri di crescita di vigneti in produzione (*Vitis vinifera* cv. Pinot Noir, 25-35 anni) coltivati su suoli calcarei in condizioni climatiche temperate, così come non influenzano negativamente i parametri qualitativi dei mosti. Holweg (2019) ha riscontrato contenuti più elevati di

azoto prontamente assimilabile (APA) nei mosti provenienti da parcelle ammendate con biochar; un contenuto sufficiente di APA nei mosti agevola la fermentazione e fornisce precursori per la sintesi dei composti aromatici dei vini. I risultati ottenuti da Genesio et al. (2015) in Toscana rivelano che l'incorporazione del biochar nel terreno ha portato a rese significativamente migliori in annate con siccità prolungata e in assenza di irrigazione, senza però alterare i parametri qualitativi delle uve. L'applicazione di biochar su suoli in pendenza, inoltre, può limitarne l'erosione, la formazione di vie preferenziali di scorrimento idrico ed il dilavamento di nutrienti e/o trattamenti fitosanitari (P.S. Blackwell, 2000). Non sono tuttavia ancora stati indagati gli effetti dell'applicazione di biochar sulla qualità dei vini.

Nei frutteti è un problema crescente la stanchezza del terreno, che può insorgere durante il rinnovo dell'impianto. Soprattutto negli impianti dotati di reti antigrandine, la coltivazione spesso viene protratta sullo stesso terreno per lunghi periodi, in quanto la rete, o la struttura portante della rete, se ancora in buone condizioni, non viene sostituita, e gli alberi vengono perciò ripiantati lungo il vecchio filare. Gli esperimenti finora condotti con biochar in meleto hanno mostrato differenti risultati: secondo Wang et al. (2019), l'utilizzo del biochar è molto vantaggioso soprattutto in caso di problemi da reimpianto, ove migliora la crescita dei giovani alberi così si hanno influenze positive sullo sviluppo della comunità microbica del suolo. Gli esperimenti di Eyles et al. (2015), tuttavia, hanno dimostrato che nei "sistemi ad alto input" come i meleti odierni, l'uso di compost o biochar non produce alcun effetto positivo aggiuntivo.

1.2 Finalità dell'esperimento

Lo scopo delle attività di ricerca qui presentate era di ottenere primi risultati sugli effetti prodotti dall'impiego di biochar nei vigneti e meleti altoatesini. In viticoltura, in particolare, era previsto di indagare gli effetti sulla qualità delle uve e dei vini, per determinare un'eventuale influenza negativa del biochar. Se così fosse, l'utilizzo di questo ammendante nella viticoltura di qualità non dovrebbe essere raccomandato, o comunque fortemente limitato.

La prova in frutticoltura è stata effettuata in un meleto al momento del reimpianto, in quanto problemi di crescita dovuti a stanchezza del suolo, tuttora

non sono risolti in maniera soddisfacente. Il biochar, con i suoi effetti benefici sulla fertilità del suolo in generale, potrebbe essere uno strumento adatto anche a questo contesto. Esso inoltre può essere applicato direttamente sull'apparato radicale di limitate dimensioni dei meli innestati su M9, solo in occasione di reimpianti. Si intendeva monitorare in particolare gli effetti che il biochar può avere sullo sviluppo e la produttività dei meli nei primi anni.

Un altro obiettivo era verificare se, anche in colture pluriennali come la vite, sia più indicato l'utilizzo di biochar arricchito con compost o altri ammendanti, come suggerito da Kammann et al. (2015), oppure si possa utilizzarlo senza effetti negativi anche puro. In questo caso l'applicazione del biochar sarebbe incentivata. Si è cercato inoltre di ottenere delle indicazioni sui dosaggi ottimali consigliabili per la pratica in campo, applicando il biochar a due differenti concentrazioni.

2. Materiali e metodi

2.1 Siti sperimentali



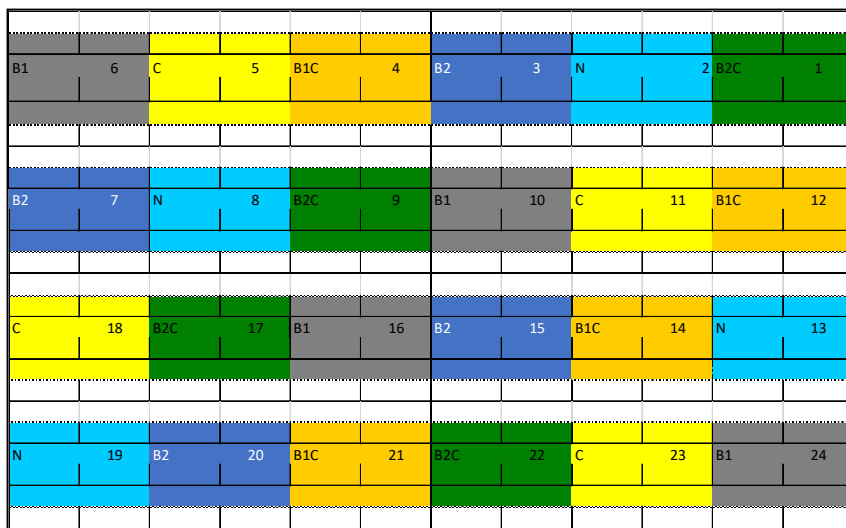
Fig. 1 – Mapa geografica dell'Alto Adige con indicazione dei siti sperimentali

I due vigneti sperimentali di Moarhof (1) e Weißplatter (2) sono situati nella zona collinare che circonda la città di Merano; il frutteto (3) invece si trova nel fondovalle dell'Adige presso il Centro di Sperimentazione Laimburg, comune di Vadena, Bolzano (Fig. 1). La Tabella 1 riporta alcune informazioni sui siti sperimentali; le sigle riferite al tipo di trattamento applicato sono specificate successivamente nelle planimetrie dei rispettivi campi (Fig. 2–4). Tutti gli esperimenti sono stati effettuati utilizzando un disegno sperimentale a blocchi randomizzati con quattro repliche per trattamenti.

Tabella 1 – Elenco e principali caratteristiche dei siti

Sito	Luogo	Coordinate	Altitudine (m s.l.m.)	Specie e cultivar	Tratta- menti	N. di repliche
1. Moarhof	Merano	46°40'2.7"N 11°11'43.5"E	~600 m	<i>Vitis vinifera</i> cv. Müller Thurgau	N – C – B1 – B2 – B1C – B2C	4
2. Weißplatter	Merano	46°39'17.27"N 11°11'28.49"E	~550 m	<i>Vitis vinifera</i> cv. Sauvignon Blanc	N – C – B1 – B2 – B1C – B2C	4
3. Blocco 65	Laimburg	46°23'23.16"N 11°17'29.74"E	~225 m	<i>Malus domestica</i> cv. Pink Lady	N – C – BC	4

Effetto dell'aggiunta di biochar nel suolo sulla produttività di vigneti e meleti



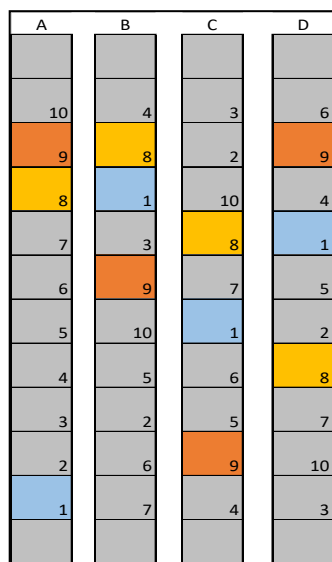
- N controllo non trattato
- C compost: 3,9 kg/m² (area per ceppo)
- B1 biochar 1: 2,5 kg/m² (area per ceppo)
- B2 biochar 2: 5 kg/m² (area per ceppo)
- B1C biochar 1 + compost (3,9 kg/m²)
- B2C biochar 2 + compost (3,9 kg/m²)

Fig. 2 – Schema impianto Moarhof

B1	N	B2	B1C
25	31	37	43
B1C	B1C	C	N
26	32	38	44
C	C	B2C	B2
27	33		45
B2	B2C	B1	B2C
28	34	40	46
B2C	B2	N	C
29	35	41	47
N	B1	B1C	B1
30	36	42	48

N	controllo non trattato
C	compost: 3,9 kg/m (di filare piantato)
B1	biochar 1: 2,5 kg/m (di filare piantato)
B2	biochar 2: 5 kg/m (di filare piantato)
B1C	biochar 1+ compost (3,9 kg/m)
B2C	biochar 2+ compost (3,9 kg/m)

Fig. 3 – Schema impianto Weißplatter



N	controllo non trattato
C	compost: 1,8 kg/pianta
BC	biochar 1 kg + compost 1,8 kg / pianta

* Gli altri numeri presenti nella planimetria sono diverse tipologie di fertilizzazione del suolo condotte nell'ambito di un altro progetto.

Fig. 4 – Schema impianto Blocco 65

2.2 Prove sperimentali

Il biochar utilizzato proviene da un'azienda marchigiana (Novolegno) ed è stato acquistato per l'impossibilità di reperirne localmente uno idoneo. Si tratta di un sottoprodotto della gassificazione, a grana fine e piuttosto polveroso (caratteristiche principali riportate in Tabella 2); il compost è stato invece fornito dall'impianto di compostaggio di Egna/San Floriano (Bz). Per le prove in vigneto sono state applicate due concentrazioni diverse di biochar: 2,5 (biochar 1) e 5,0 (biochar 2) kg distribuiti per m² nelle interfile nell'impianto di Moarhof, per metro di filare piantato nel giovane vigneto di Weissplatter.

Questi dosaggi sono stati utilizzati sia per il biochar puro che in combinazione con compost (3,9 kg/m² o metro lineare), la cui concentrazione resta invariata. Per la prova nel giovane meleo si è utilizzata una concentrazione di biochar pari a 7,8 kg associata al compost (3,9 kg), confrontata con solo compost e un controllo non trattato. I dosaggi sono espressi per singolo ceppo.

Gli ammendanti sono stati preparati due settimane prima dell'interramento effettuato con un aratro; le dosi sono state calcolate trasformando i pesi in volumi, e distribuite secondo il disegno sperimentale il più uniformemente possibile. Le seguenti tabelle mostrano le caratteristiche chimiche del biochar ed il rapporto carbonio-azoto (C/N) di ciascuna variante di ammendanti utilizzata nei vari campi sperimentali.

Tabella 2 – Principali caratteristiche del biochar utilizzato.

	solubilità	valore	unità	metodo
pH	in CaCl ₂	9,6		1
N		0,1	% m/m	2
NO ₃ -N	in acqua	< 0,1	% m/m	3
NH ₄ -N	in acqua	< 0,1	% m/m	3
P ₂ O ₅	in acidi	0,3	% m/m	4
P ₂ O ₅	in acqua	< 0,1	% m/m	4
K ₂ O	in acidi	3,5	% m/m	4
K ₂ O	in acqua	3,5	% m/m	4
CaO	in acidi	4,2	% m/m	4
CaO	in acqua	< 0,1	% m/m	4
MgO	in acidi	0,8	% m/m	4
MgO	in acqua	< 0,1	% m/m	4
B	in acidi	< 0,1	% m/m	4
B	in acqua	< 0,1	% m/m	4
Fe	in acidi	0,06	% m/m	4
Fe	in acqua	< 0,1	% m/m	4
Mn	in acidi	0,04	% m/m	4

Effetto dell'aggiunta di biochar nel suolo sulla produttività di vigneti e meleti

Mn	in acqua	< 0,1	% m/m	4
Cu	in acidi	< 0,1	% m/m	4
Cu	in acqua	< 0,1	% m/m	4
Zn	in acidi	< 0,1	% m/m	4
Zn	in acqua	< 0,1	% m/m	4
Na ₂ O	in acidi	0,12	% m/m	4
Na ₂ O	in acqua	0,12	< 0,1	4
Fe	in acqua regia	0,63	g/kg FM	5
Al	in acqua regia	0,54	g/kg FM	5
Mn	in acqua regia	358,34	mg/kg FM	5
Cu	in acqua regia	19,38	mg/kg FM	5
Zn	in acqua regia	68,58	mg/kg FM	5
Cr	in acqua regia	6,57	mg/kg FM	5
Ni	in acqua regia	6,12	mg/kg FM	5
Pb	in acqua regia	5,65	mg/kg FM	5
Co	in acqua regia	0,75	mg/kg FM	5
Hg	in acqua regia	0,029	mg/kg FM	6
Cd	in acqua regia	1,112	mg/kg FM	5
As	in acqua regia	< 0,1	mg/kg FM	7
Sostanza secca		33,4	%	8
Umidità		66,6	%	8
Ceneri		13,4	% FM	9
Sostanza organica		20	% FM	8
Sali (KCl)	in acqua	3106	mg/100g	10

Legenda metodi

1	DIN EN 15933:2012
2	Reg. CEE n. 2003 del 13.10.2003, determinazione con analizzatore elementare
3	Reg. CEE n. 2003 del 13.10.2003, determinazione con AutoAnalyzer
4	Reg. CEE n. 2003 del 13.10.2003, determinazione con ICP-OES
5	Mineralizzazione al microonde con acqua regia, determinazione con ICP-OES
6	EPA 7473:2007
7	Mineralizzazione al microonde con acqua regia, determinazione con ICP-MS
8	VDLUFA Methodenbuch I A 2.1.1
9	VDLUFA Methodenbuch I A 15.2
10	VDLUFA Methodenbuch I A 10.1.1

Tabella 3 – Rapporto carbonio:azoto espresso per ciascun ammendante.

Ammendanti	rapporto C/N
Biochar	145
Biochar 2,5 kg + compost 3,9 kg	24
Biochar 5 kg + compost 3,9 kg	46
Compost	13

Nei singoli siti si è proceduto come segue:

2.2.1 Moarhof – inizio prova: 2017

Si tratta di un vigneto in produzione di Müller Thurgau, innestato su SO4 ed impiantato nel 2007. Il terreno, franco-sabbioso, è caratterizzato da un pH di 6,3 e un contenuto di sostanza organica tra il 2,5 e il 3,0% nei primi 30 cm di suolo. Gli ammendanti sono stati incorporati nelle interfile con l'uso di un aratro a vanga e di un erpice rotante, a circa 30 cm di profondità. Ogni replica, compresa in due file, consiste di 20 piante, per un totale di 80 piante per trattamento (Fig. 5).



Fig. 5 – Distribuzione degli ammendanti nelle interfile: si notano le diverse gradazioni di colore dei vari trattamenti.

2.2.2 Weißplatter – inizio prova: 2017

Il terreno è simile a quello dell'impianto di Moarhof, con un contenuto di sostanza organica del 2,5% e un pH di 6,1. Gli ammendanti sono stati incorporati nelle file prima dell'impianto delle barbatelle di varietà Sauvignon Blanc (Fig. 6), innestate su SO4. Ogni replica, compresa in una fila, consiste di 12 piante, per un totale di 48 piante per trattamento.



Fig. 6 – Distribuzione degli ammendanti nelle file prima dell'impianto delle barbatelle.

2.2.3 Blocco 65 – inizio prova: 2017

Questo esperimento in meleto è stato condotto in collaborazione con il settore di frutticoltura, in occasione di una prova sperimentale che utilizza altre sette tipologie di fertilizzanti. Il suolo in questo sito è limoso-sabbioso, con contenuto di sostanza organica dell'1,8% e un pH di 7,4. Gli ammendanti sono stati incorporati nelle file prima dell'impianto dei giovani meli di varietà Pink Lady, clone Rosy Glow, innestati su M9 (Fig. 7). Ogni replica, compresa in una fila, consiste in 8 piante, per un totale di 32 piante per trattamento.



Fig. 7 – Meli al primo e secondo anno dalla messa a dimora dopo l'ammendamento del suolo.

Dopo l'applicazione dei diversi ammendanti, i campi sperimentali sono stati trattati in maniera usuale ed omogenea. I vigneti, nelle tre annate della sperimentazione, non sono stati né concimati né irrigati, data la buona crescita delle piante e l'adeguato stato nutritivo; non si sono inoltre manifestati periodi di forte stress idrico. Il frutteto invece è stato concimato annualmente in maniera uniforme (30-50 kg N/ha/anno) ed irrigato con regolarità.

2.3 Analisi

Attività di campo: monitoraggio degli stadi fenologici delle piante; prelievo di campioni per analisi fogliari e del suolo; conta dei grappoli per la stima della produttività potenziale; monitoraggio della maturazione delle bacche tramite regolare campionatura ed analisi di laboratorio; quantificazione della produttività finale in vendemmia e in peso del legno di potatura.

Al fine di valutare l'effetto degli ammendanti del suolo sul prodotto finale, nel campo sperimentale di Moarhof sono state effettuate tre microvinificazioni (una per annata) con relative degustazioni.

Le analisi sono state condotte secondo il metodo proposto da VDLUFA (Association of German Agricultural Analytic and Research Institutes): l'azoto è stato determinato secondo Dumas (DIN EN ISO 16634--1:2009), gli altri elementi tramite ICP--OES (EPA 3052:1996 + EPA 6010D:2018).

Le indagini effettuate hanno riguardato i seguenti aspetti:

i) Analisi del suolo

I campionamenti del suolo sono stati effettuati prima dell'invasatura e dopo la vendemmia. Carotaggi effettuati a mano a due profondità: 0-30 cm (suolo) e 30-60 cm (sottosuolo). Prelevati dalle interfile due campioni per replica, costituiti da una decina di carote per coprire tutta la parcella, quindi mescolati e setacciati a 2 mm. I macroelementi analizzati sono stati i seguenti: azoto mineralizzato (N min), carbonio organico (C org), fosforo (P_2O_5), potassio (K_2O), magnesio (Mg). I microelementi analizzati sono stati: boro (B), manganese (Mn), rame (Cu), zinco (Zn). Queste analisi sono state condotte presso il laboratorio di Chimica Agraria e Qualità Alimentare del Centro di sperimentazione Laimburg.

ii) Analisi fogliari

I campionamenti di foglie sono stati effettuati due volte in ciascuna stagione, alla fioritura e all'invasatura. In ogni campionamento sono state raccolte 30 foglie per replica, in corrispondenza del primo grappolo; private di picciolo, sono state lavate e messe a seccare a 65 °C per 12 ore. I macroelementi analizzati sono i seguenti: azoto (N), fosforo (P), potassio (K), calcio (Ca), magnesio

(Mg). I microelementi analizzati sono stati: boro (B), manganese (Mn), rame (Cu), zinco (Zn). Le analisi sono state condotte presso il laboratorio di Chimica Agraria e Qualità Alimentare del Centro di Sperimentazione Laimburg. Nel meleto le analisi elementali delle foglie sono state condotte similmente alle sopra descritte, così come quelle del suolo, in cui però è stata campionata una sola profondità (0-30 cm).

iii) **Maturazione delle bacche**

A partire dall'inviatura, a cadenza settimanale è stato valutato l'avanzamento della maturazione delle uve. Per ogni replica sono state raccolte 120 bacche campionandole in modo da coprire tutta la lunghezza dei grappoli, quindi è stato misurato il peso medio per bacca. Successivamente le bacche sono state pressate: il succo risultante, una volta centrifugato, separato dal residuo e filtrato (filtri a disco per siringa da 5µm), è stato conferito in laboratorio per l'analisi FT--IR sulla base di RESOLUTION OIV/OENO 390/2010 (FOSS®, WineScan™, SO₂ dei vini con l'uso della calibratura del Laimburg laboratorio vini). I risultati ottenuti, in termini di concentrazione di zuccheri e acidità, sono stati utilizzati per individuare il momento più adatto alla raccolta.

Parametri analizzati:

<i>zr</i>	zuccheri riduttori (g/l)	<i>K</i>	potassio (g/l)
<i>babo</i>	gradi Babo	<i>apa</i>	azoto prontamente assimilabile (mg/l)
<i>pH</i>	pH	<i>ami</i>	azoto amminico (mg/l)
<i>at</i>	acidità totale (g/l)	<i>amo</i>	azoto ammoniacale (mg/l)
<i>as</i>	acido malico (g/l)	<i>agl</i>	acido gluconico (g/l)
<i>ws</i>	acido tartarico (g/l)		

iv) Produttività

Vigneto

In estate, poco prima delle operazioni di diradamento, sono stati contati i grappoli prodotti per ogni singola pianta. Al momento della vendemmia, tutti i grappoli delle parcelle sperimentali sono stati raccolti e pesati separatamente per le varie repliche con una bilancia portatile a pavimento.

Meleto

La raccolta è avvenuta separatamente per ogni pianta e successivamente quantificata attraverso la macchina cernitrice. Si tratta di una cernitrice automatica Aweta con rilevamento meccanico del peso e acquisizione di colore e dimensioni dei singoli frutti tramite elaborazione di immagini PowerVision.

v) Crescita vegetativa

Vigneto

In inverno si è proceduto alla potatura dei tralci annuali, i quali sono stati pesati pianta per pianta con una bilancia portatile a pavimento.

Meleto

La crescita vegetativa è stata valutata misurando con un flessometro i rami annuali con lunghezze superiori ai 5 cm, e con un calibro elettronico i diametri dei fusti ad un'altezza di circa un metro dal suolo.

vi) Microvinificazione e monitoraggio vini

Le uve, accorpate per trattamento allo scopo di avere due repliche ciascuno, sono state conferite alla cantina Laimburg per la vinificazione, con procedura standard. L'uva è stata prima sottoposta a diraspatura meccanica, quindi pressata con una pressa pneumatica a membrana (100L Europress T1 - Scharfenberger), a capacità massima 100 kg, in due cicli: prima 10' a 1 bar, poi 20' a 2 bar. Il mosto ottenuto è stato quantificato, vi si è aggiunto metabisolfito di potassio (E 224, 20 mg/l) e quindi posto a riposo in damigiane da 34 litri in cella frigorifera per una notte, per la sedimentazione statica a freddo. Si è proseguito separando il mosto dal sedimento con un travaso, quindi, riportati 22 °C, sono stati inoculati i lieviti (VL2-Laffort, *S. cerevisiae* reidratato, 20 g/hl). La fermentazione è avvenuta a temperatura ambiente (20,5 °C). Terminata la fermentazione (residuo zuccherino < 4,0 g/l), dopo 10-15 giorni, sono state

eliminate le fecce grossolane con un nuovo travaso senza arieggiamento; è avvenuta un'ulteriore solfitazione (E244, 15 mg/l) e quindi il trasferimento in cella frigo per 15-20 giorni, al fine di favorire la stabilizzazione tartarica del vino. Dopo questo periodo è avvenuto un ulteriore travaso in damigiane poste a temperatura ambiente (14-18 °C); periodicamente sono stati effettuati controlli del tenore di anidride solforosa libera (da tenere sui 25 g/l). In tarda primavera i vini sono stati filtrati attraverso un filtro a 4 strati di cartone e successivamente un filtro a cartuccia sterile (45µm), quindi imbottigliati in bottiglie da 0,5 l.

Le degustazioni sono state condotte da un panel di esperti interni ed esterni, che hanno valutato i 12 vini (degustazione alla cieca) attraverso 16 assaggi: sono stati infatti duplicati quattro campioni per verificare l'omogeneità delle valutazioni di ogni singolo assaggiatore, e quindi l'affidabilità nel valutare e caratterizzare i vini.

vii) Sviluppo dell'apparato radicale

Nel vigneto maturo di Moarhof sono inoltre stati eseguiti degli scavi per esaminare l'estensione di un apparato radicale sviluppatosi in presenza di biochar e verificare la preferenza o meno delle radici per questo tipo di ammendante.

3. Risultati

3.1 Moarhof

i) Analisi del suolo

I valori di pH (Fig. 8) risultano significativamente più alti nei suoli ammendati con biochar, con una leggera differenza fra le due concentrazioni. Sorprendentemente queste significatività si riscontrano anche nel sottosuolo, nonostante l'incorporazione degli ammendanti sia stata effettuata ad una profondità minore.

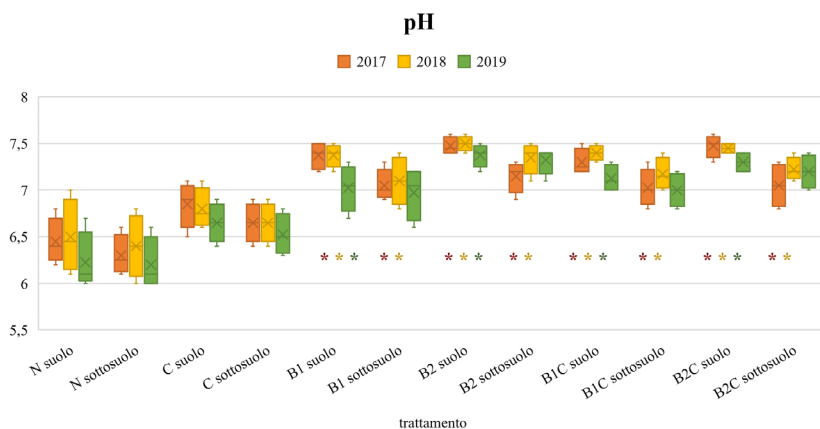


Fig. 8 – Valori di pH del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

L'azoto mineralizzato (Fig. 9) non presenta differenze significative tra i trattamenti (eccetto nel 2018 nel suolo ammendato con B2), ma si può notare una percentuale maggiore di esso nel primo anno: questo risultato è da ricondursi alla lavorazione del suolo pre-ammendamento, e successivamente all'apporto nitrico a causa dell'incorporazione. Questi valori sono in ogni caso piuttosto bassi per un vigneto.

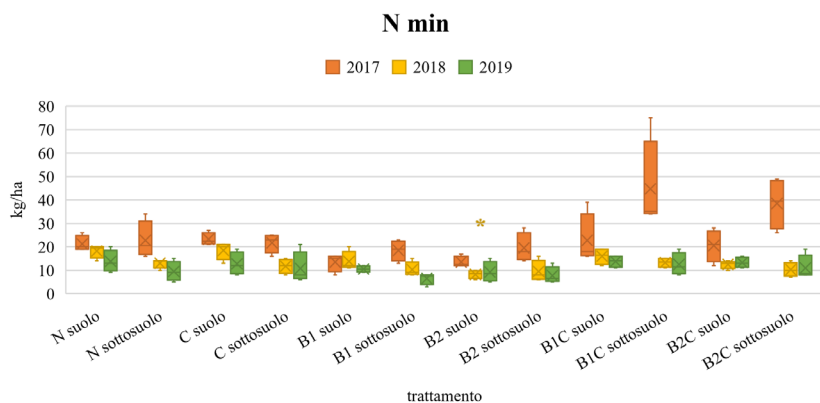


Fig. 9 – Valori di azoto mineralizzato del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

La percentuale di carbonio organico espresso come humus (%) è significativamente più alta in presenza di biochar, soprattutto nella doppia concentrazione (Fig. 10).

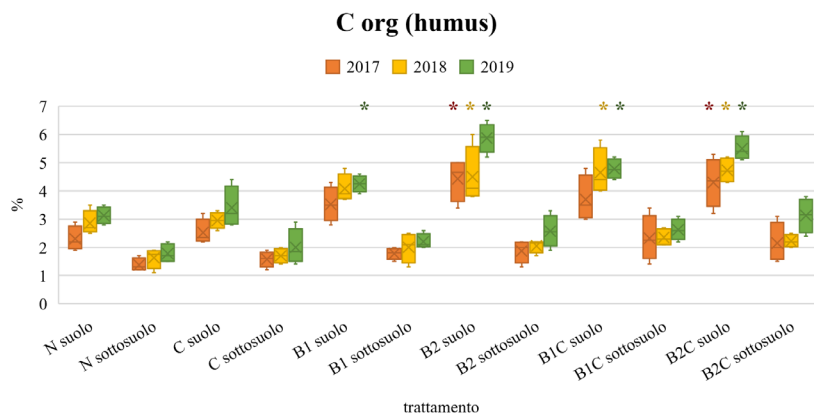


Fig. 10 – Valori di carbonio organico espresso come humus (%) del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

La concentrazione di fosforo (Fig. 11) è risultata maggiore in presenza della combinazione biochar+compost in entrambi i dosaggi.

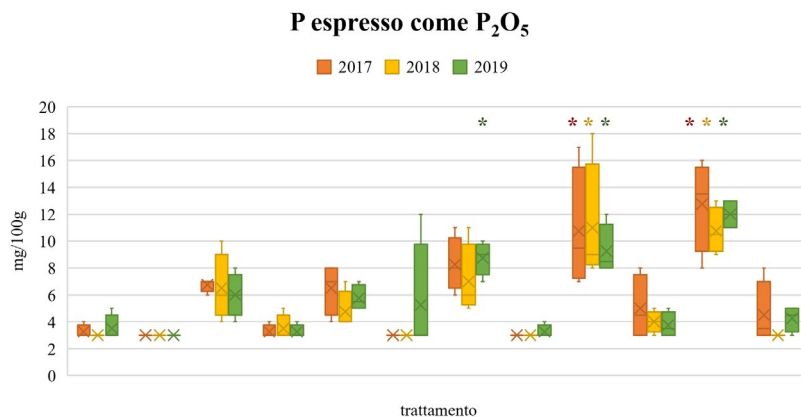


Fig. 11 – Valori di fosforo del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

I valori di potassio (Fig. 12) sono significativamente maggiori in presenza della dose maggiore di biochar e della combinazione biochar+compost, soprattutto il primo anno.

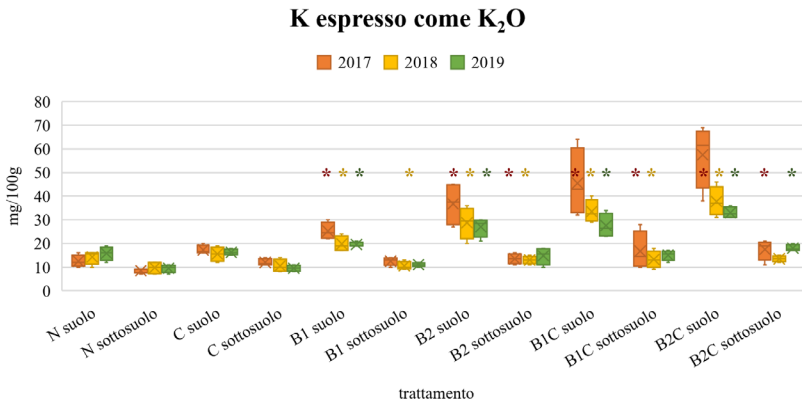


Fig. 12 – Valori di potassio del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

I valori di magnesio (Fig. 13), in tutte le annate, sono risultati maggiori in presenza di biochar; sorprendentemente queste significatività si riscontrano quasi sempre anche nel sottosuolo.

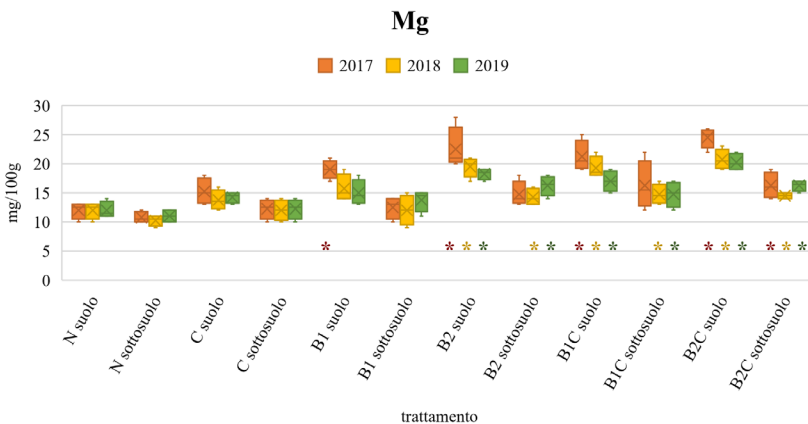


Fig. 13 – Valori di magnesio del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

Il boro (Fig. 14) mostra una concentrazione notevolmente maggiore in presenza di biochar, sia solo che in combinazione con il compost, anche nel sottosuolo.

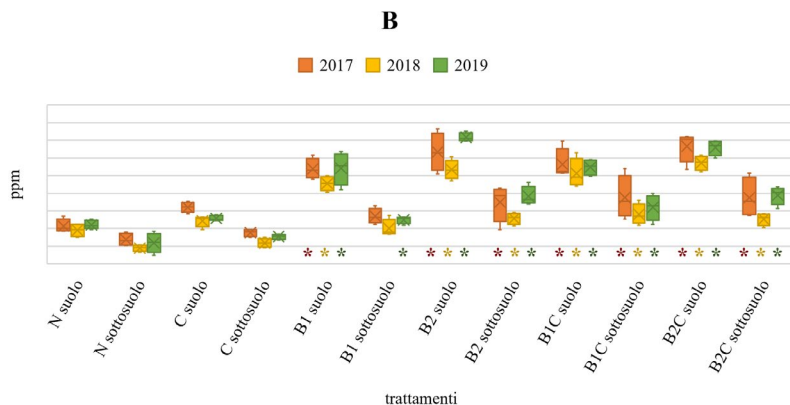


Fig. 14 – Valori di boro del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

Il manganese (Fig. 15) e il rame (Fig. 16) sono gli unici elementi che presentano una concentrazione minore nei suoli ammendati con biochar. Si è verificata una riduzione significativa in ogni annata nei trattamenti con doppio biochar e ciò evidenzia l'efficacia di quest'ultimo nel sequestrare alcuni metalli pesanti.

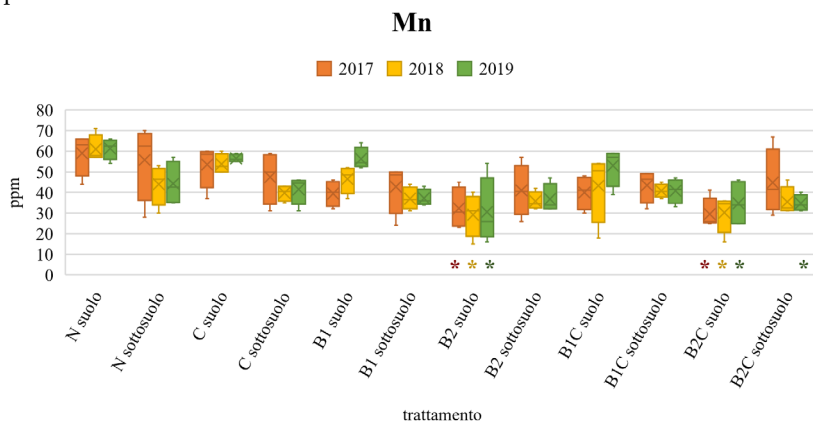


Fig. 15 – Valori di manganese del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

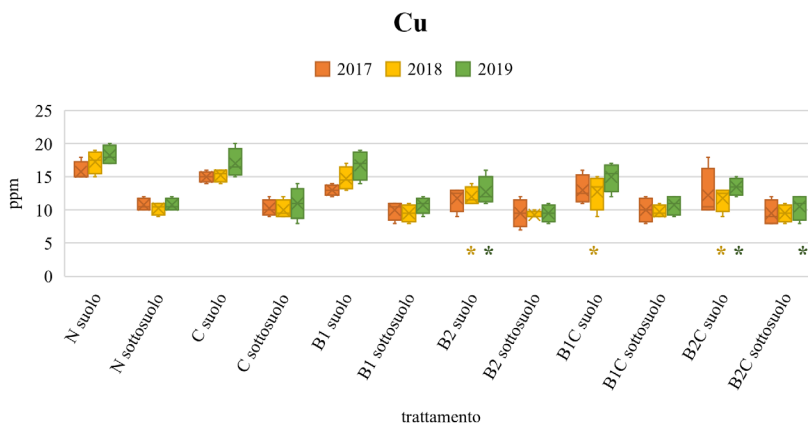


Fig. 16 – Valori di rame del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

Lo zinco (Fig. 17) tendenzialmente mostra una concentrazione maggiore, che si mantiene piuttosto stabile nelle varie annate, soprattutto in presenza della combinazione doppio biochar+compost.

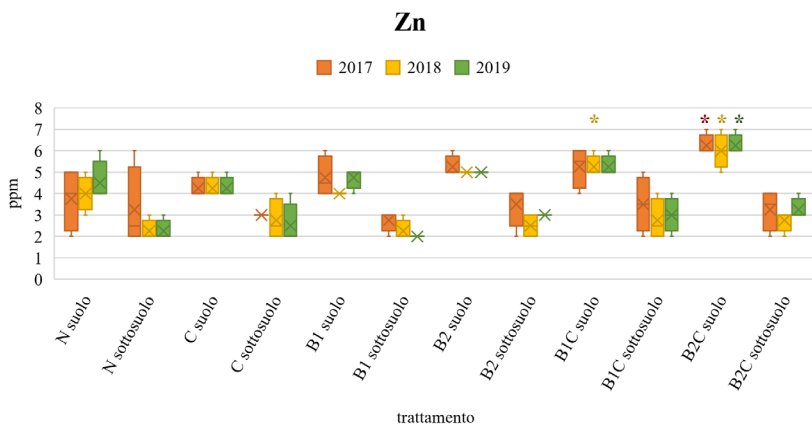


Fig. 17 – Valori di zinco del suolo e sottosuolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

ii) Analisi fogliari

Sebbene si siano registrati effetti molto significativi degli ammendanti sulle concentrazioni degli elementi nutritivi dei suoli, lo stesso non si è verificato per quanto riguarda lo stato nutrizionale delle viti. Le analisi fogliari non

hanno infatti rivelato differenze significative fra i trattamenti ad eccezione del boro a giugno 2019 (Fig. 18). Non sono state inoltre riscontrate alterazioni cromatiche o altri tipi di segnali di stress nelle foglie che potessero indicare uno squilibrio fisiologico, nonostante la variazione delle concentrazioni degli elementi misurate nel suolo.

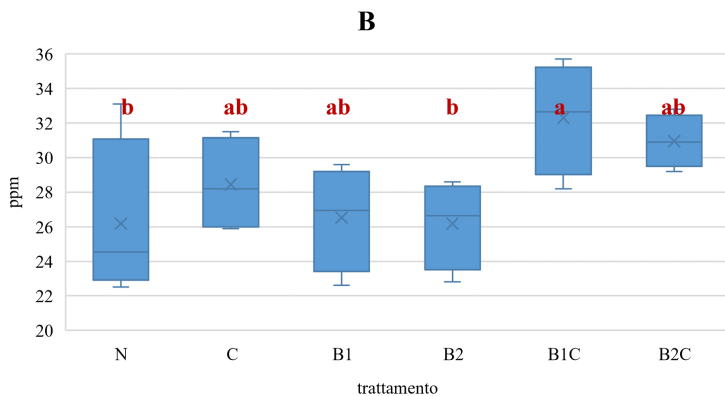


Fig. 18 – Abbondanze relative di boro nelle foglie a giugno 2019; lettere diverse indicano significativa differenza ($p < 0,05$) fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

iii) Maturazione delle bacche

In nessun caso sono state evidenziate differenze significative tra i trattamenti nei vari parametri considerati (dati non riportati).

iv) Produttività

In tutte e tre le annate la vendemmia è avvenuta ad inizio settembre, quando le uve presentavano mediamente un contenuto zuccherino di 16-17 °Babo. Nel primo anno, la produzione per pianta è stata ridotta a causa di una gelata tardiva verificatasi il 21 aprile. Tutti gli anni è stata attuata inoltre la regolazione della produttività tramite diradamento dei grappoli; prima che questo avvenisse si è proceduto alla conta dei grappoli per pianta, per un'eventuale variazione del numero di questi in base ai trattamenti. Non è stata riscontrata nessuna differenza significativa, pertanto i dati che seguono riguardano solo la vendemmia (Tabella 4, Fig. 19).



Fig. 19 – Vendemmia 2019: le repliche per trattamento sono accorpate in due cassoni ciascuno.

Tabella 4 – Valutazione della resa media per pianta per trattamento: non è stata riscontrata nessuna differenza significativa fra i trattamenti in nessuna delle tre annate.

Trattamento/ anno	produzione/pianta (kg)		
	2017	2018	2019
N	1,25	2,96	1,61
C	1,51	2,81	1,71
B1	1,49	3,10	1,83
B2	1,44	2,57	1,62
B1C	1,41	2,98	1,79
B2C	1,34	3,31	1,52

v) Crescita vegetativa

Il legno rimosso con la potatura invernale è un indice di crescita vegetativa della vite. Durante la potatura questo viene pesato per quantificare la crescita delle piante. Nel 2017 e 2019 non sono state riscontrate differenze significative nel peso del legno di potatura fra i trattamenti (Fig. 20), mentre non sono disponibili informazioni relative al 2018 in quanto quell'anno non è stato possibile misurare tale parametro.

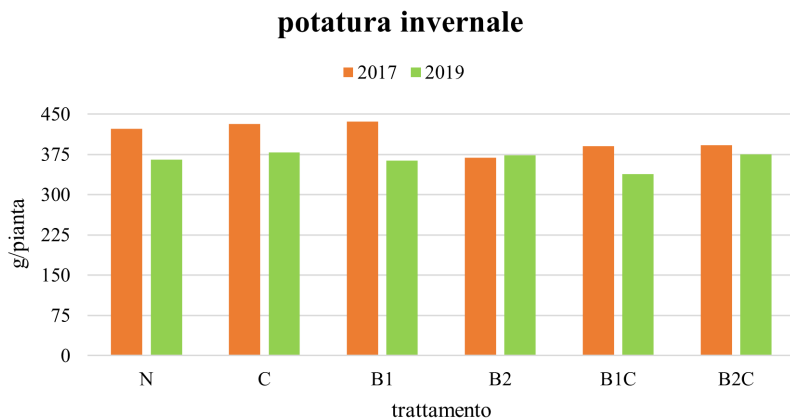


Fig. 20 – Valutazione dell'accrescimento medio per pianta per trattamento: non è stata riscontrata nessuna differenza significativa fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

vi) Microvinificazione

Per il mosto in pre-fermentazione, non sono state riscontrate differenze significative tra i trattamenti nei parametri considerati in nessuna degli anni di sperimentazione (Tabella 4).



Fig. 21 – Microvinificazione delle parcelle sperimentali di Moarhof: due repliche per trattamento.



Fig. 22 – Imbottigliamento dei vini a circa 8 mesi dalla vendemmia.

Il grado zuccherino e il pH sono risultati abbastanza simili nei tre anni, mentre l'acidità totale e l'APA sono sembrati maggiormente variabili.

Tabella 5 – Caratteristiche principali della composizione dei mosti alla vendemmia.

Trattamento /anno	°Babo			pH		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	16,30	16,76	16,81	3,32	3,31	3,33
C	16,14	16,66	16,76	3,3	3,3	3,32
B1	16,05	17,10	16,49	3,3	3,33	3,32
B2	16,07	17,01	16,46	3,3	3,34	3,33
B1C	16,43	16,27	16,44	3,35	3,29	3,33
B2C	16,32	15,98	16,35	3,36	3,31	3,35

Trattamento /anno	Acidità totale (g/l)			APA- azoto prontamente assimilabile (mg/l)		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	5,67	4,675	6,07	120	73,5	87,5
C	5,96	4,73	6,21	123	75,5	75,5
B1	5,98	4,5	5,99	111	65	70,5
B2	6,15	4,47	6,11	123	63	67,5
B1C	6,19	4,68	5,7	158	58,5	57,5
B2C	6,37	4,87	5,78	163,5	80,5	72,5

Dopo circa sette mesi, i vini sono stati considerati pronti per l'assaggio. All'analisi gustativa non sono state riscontrate differenze significative fra trattamenti. Si può notare però che i vini con dose singola di biochar sembrano tendenzialmente avere una valutazione più positiva nella tipicità, mentre il trattamento con solo compost ha un'armonia ed impressione generale minore rispetto agli altri trattamenti (Fig. 23).

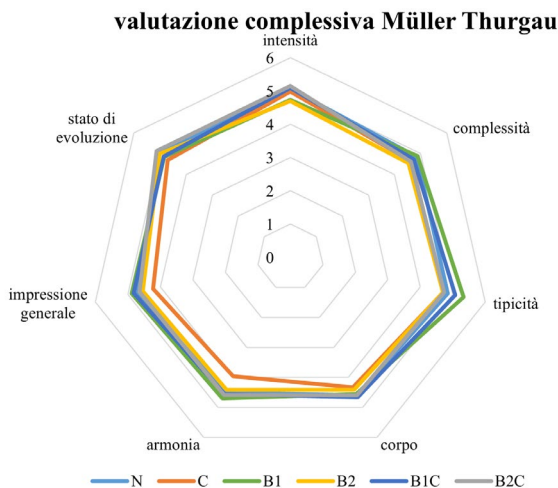


Fig. 23 – Valutazione sensoriale dei vini mediata per gli assaggi di tutte e tre le annate: nessuna tesi si discosta molto dalle altre, pertanto non vi sono differenze statisticamente significative ($p < 0,05$) per nessuna caratteristica considerata (N=controllo non ammendato).

vii) Sviluppo dell'apparato radicale

Con l'aiuto di una palette e un piccolo rastrello è stato messo a nudo l'apparato radicale di una vite cresciuta su suolo non ammendato (N), e di una cresciuta sulla variante con doppia concentrazione di biochar (B2). La Fig. 24 mostra le radici colonizzare chiaramente anche l'area interessata dalla presenza di biochar.



Fig. 24 – Apparato radicale di una vite cresciuta su B2: le radici crescono e si espandono anche attraverso il suolo ammendato con biochar.

3.2 Weißplatter

i) Analisi del suolo

A differenza del sito sperimentale precedentemente analizzato, in questo vigneto gli ammendamenti del suolo sono avvenuti preimpianto, lavorando le file con un escavatore fino ad una profondità di 60 cm. Gli arricchimenti di elementi nutritivi, di conseguenza, si sono verificati anche nei sottosuoli trattati. In generale, si può dire che i risultati concordano con quelli ottenuti a Moarhof, pertanto non sono stati riportati in dettaglio.

ii) Analisi fogliari

In generale non si è riscontrata nessuna differenza significativa tra i trattamenti nelle concentrazioni degli elementi nutritivi analizzati in entrambe le annate, con le sole eccezioni del magnesio e del manganese. Il magnesio (Fig. 25), a giugno 2018, ha presentato concentrazioni significativamente maggiori in tutti i trattamenti con biochar; presenta tuttavia una soglia di disponibilità piuttosto bassa, ma riconducibile alla giovane età dell'impianto. Il manganese (Fig. 26), nelle analisi di entrambe le annate, mostra invece un calo significativo in tutti i trattamenti con biochar. Questo dato coincide con la ridotta disponibilità di manganese riscontrata, per gli stessi trattamenti, nelle analisi del suolo.

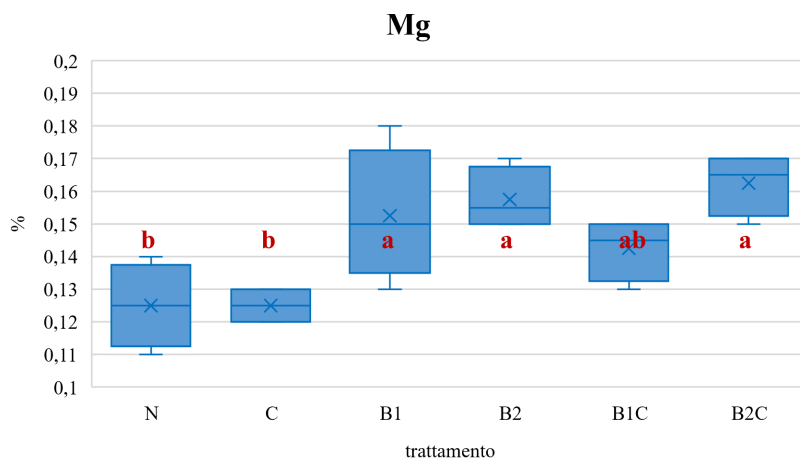


Fig. 25 – Abbondanze relative di magnesio nelle foglie a giugno 2018; lettere diverse indicano la differenza ($p < 0,05$) fra i trattamenti (N=controllo non ammendato)

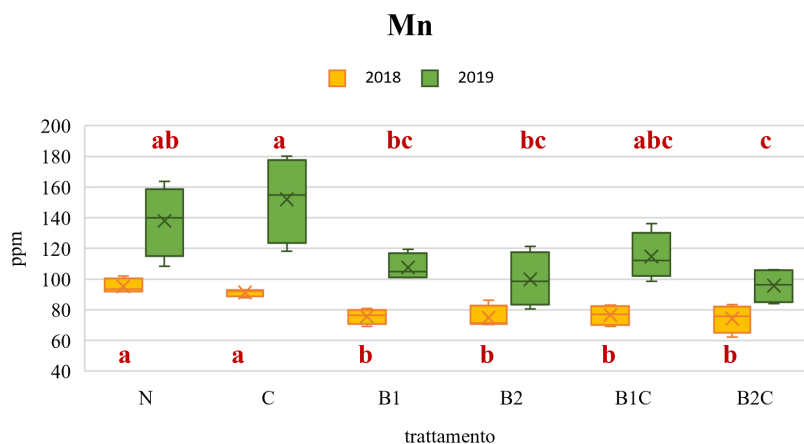


Fig. 26 – Abbondanze relative di manganese nelle foglie a giugno 2018 e 2019; lettere diverse indicano la differenza ($p < 0,05$) fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

iii) Maturazione delle bacche

Come per il precedente impianto sperimentale, è stato raccolto un campione di bacche per parcella, per verificare lo stato di maturazione e definire i tempi di vendemmia. In questo caso, data la giovane età delle viti, il campionamento è avvenuto una volta sola: non si sono evidenziate differenze significative tra i trattamenti in nessuno dei parametri considerati.

iv) Produttività

La vendemmia è stata effettuata a metà settembre, quando le uve presentavano mediamente 19,7 °Babo. Per la valutazione della produzione per pianta i grappoli sono stati raccolti e pesati separatamente per ogni replica: non si sono riscontrate differenze significative, sebbene sia visibile una tendenza verso una maggiore produzione nei trattamenti con biochar (Tabella 5). Essendo questo il primo raccolto del giovane impianto non si è proceduto alla microvinificazione.

Tabella 5 – Valutazione della resa media per pianta nell'annata 2019: nessuna differenza significativa fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

Trattamento	produzione/ pianta (kg)
N	0,7
C	0,69
B1	0,84
B2	0,96
B1C	0,94
B2C	0,76

v) Crescita vegetativa

La potatura invernale è stata eseguita pesando ogni singola vite e mediando i risultati per trattamento (Fig. 27). Come nel caso precedente, in tutte le annate si nota una tendenza verso una maggior crescita di alcune varianti con biochar.

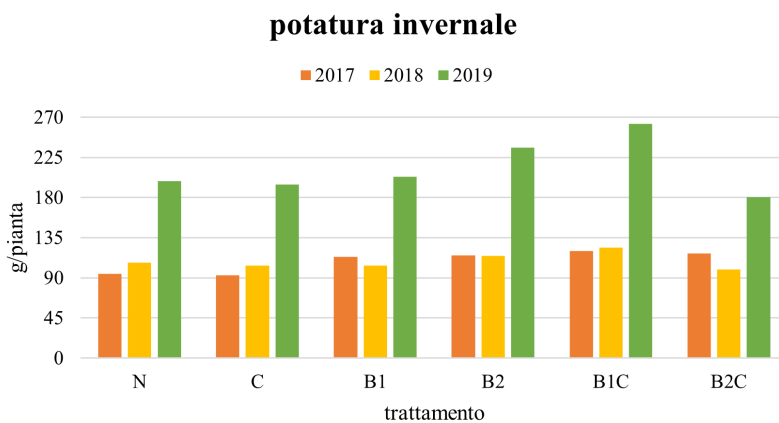


Fig. 27 – Valutazione dell'accrescimento medio per pianta per trattamento: non è stata riscontrata nessuna differenza significativa fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

3.3 Blocco 65

i) Analisi del suolo

Le analisi complete degli elementi nutritivi nel suolo sono state eseguite solo il primo anno di sperimentazione, mentre in seguito è stato valutato solo il contenuto di azoto. Il pH di partenza nel meletto è maggiore (mediamente di 7,4) rispetto ai vigneti sperimentali, perciò l'aumento dovuto ad ammendamenti del suolo non è tanto evidente, ma in presenza di biochar è significativo (7,7, Fig. 28). La sostanza secca (Fig. 29) è risultata invece leggermente minore in presenza di biochar.

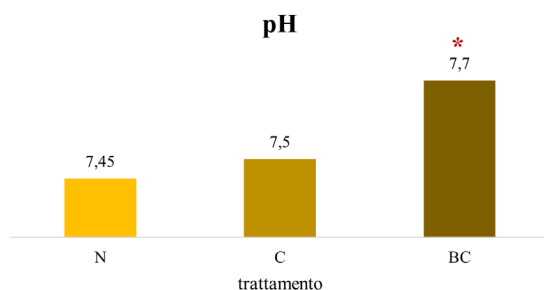


Fig. 28 – Valori di pH del suolo a giugno 2017: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

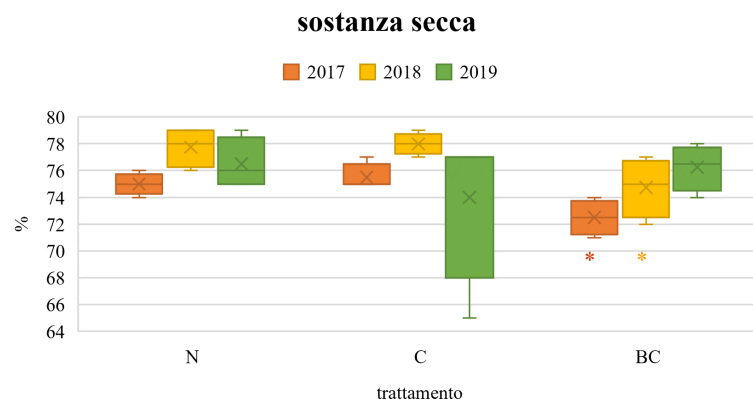


Fig. 29 – Percentuale di sostanza secca del suolo nelle tre annate: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N)

Non si è riscontrata nessuna differenza significativa per quanto riguarda l'azoto. È possibile rilevare invece un aumento del contenuto di carbonio

organico (espresso come humus %), fosforo, potassio e magnesio in seguito all'applicazione di biochar (Fig. 30).

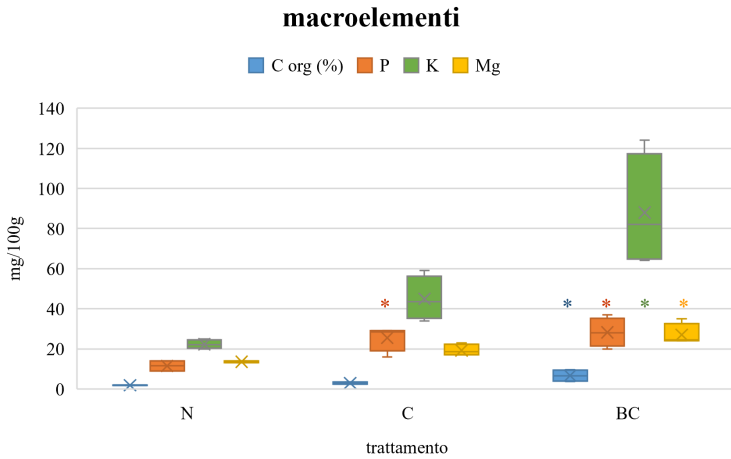


Fig. 30 – Valori dei macroelementi del suolo a giugno 2017 (valori di C espressi in humus %): gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

Le analisi dei microelementi mostrano risultati simili a quelli ottenuti in vigneto: un contenuto di boro e zinco leggermente più elevato, ma valori di rame inferiori (Fig. 31); il manganese (non riportato) rimane inalterato.

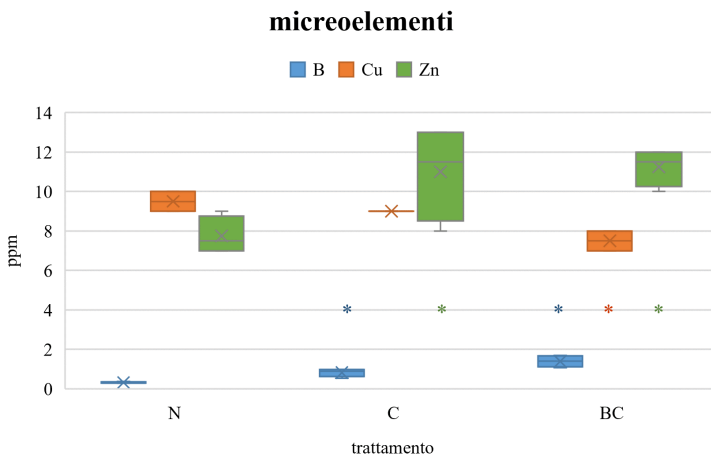


Fig. 31 – Valori dei microelementi del suolo a giugno 2017: gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

ii) **Analisi fogliari**

Le analisi fogliari sono state condotte con un campionamento estivo nel secondo e terzo anno della prova. A luglio 2018 si sono rilevati maggiori livelli di potassio, magnesio (Fig. 32) e manganese (Fig. 33) nelle tesi con biochar rispetto al controllo. Il calcio, al contrario, diminuisce significativamente.

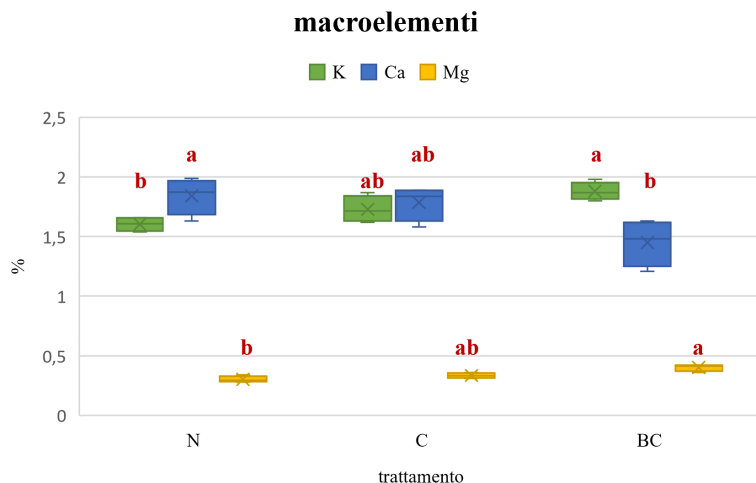


Fig. 32 – Abbondanze relative di potassio, calcio e magnesio nelle foglie a luglio 2018; lettere diverse indicano la differenza ($p < 0,05$) fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

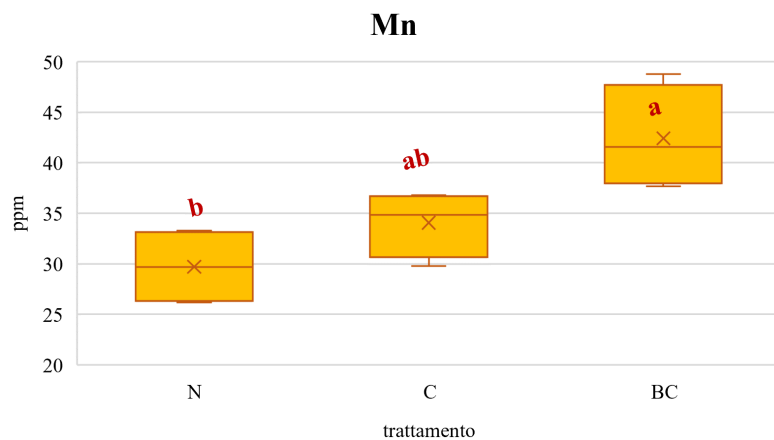


Fig. 33 – Abbondanze relative di manganese nelle foglie a luglio 2018; lettere diverse indicano la differenza ($p < 0,05$) fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

iv) Produttività

La produttività è stata valutata nel secondo e terzo anno attraverso il peso dei frutti per pianta, considerando le quattro centrali di ogni parcella, per un totale di 16 piante per trattamento (Tabella 7).

Tabella 7 – Dati della cernitrice mediati per trattamento ed annata. Le percentuali di colorazione sono da attribuirsi alla stagionalità (mele raccolte tutte lo stesso giorno) e non rispecchiano i massimi valori raggiungibili. Gli asterischi indicano differenze significative ($p < 0,05$) rispetto al controllo (N).

Trattamento	*	*	*	*	*
2018	media mele/ pianta	peso medio mela (g)	% colore rosso	% colore giallo	% colore verde
N	42,2	180,35	76,04	1,96	20,5
C	48,4	184,1	80,3	2,11	16,11
BC	46,9	194,9	77,9	3,01	17,6
Trattamento	*				
2019	media mele/ pianta	peso medio mela (g)	% colore rosso	% colore giallo	% colore verde
N	44,5	184,6	88,55	1,179	8,901
C	46,4	177,49	91,08	0,77	6,843
BC	58,1	176,03	90,52	0,799	7,377

Il primo anno le parcelle non trattate hanno prodotto mele di dimensioni significativamente minori rispetto alle altre tesi; in entrambe le annate si è riscontrata una produzione media per pianta significativamente minore nelle tesi di controllo (Fig. 34).

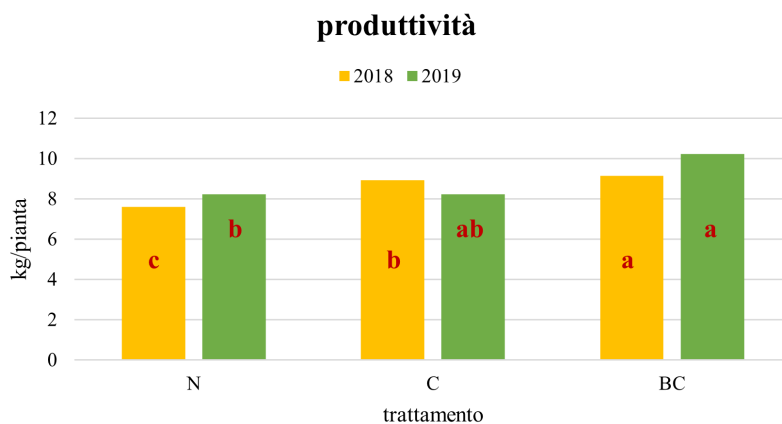


Fig. 34 – Produzione media in chili di mele per pianta nelle due annate: le lettere indicano una differenza ($p < 0,05$) fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

v) Crescita vegetativa

La Tabella 8 e la Fig. 35 mostrano la lunghezza media dei rami annuali (> 5 cm) prodotti per pianta. La crescita dei meli non trattati nelle parcelle di controllo è significativamente minore rispetto ai trattamenti; la performance migliore è stata riscontrata nelle parcelle ammendate con la combinazione bio-char+compost.

Tabella 8 – Accrescimento medio annuale per pianta e per trattamento. Gli asterischi indicano una differenza significativa dei trattamenti ($p < 0,05$) rispetto al controllo non ammendato (N).

Trattamento/ anno	2017		2018		2018 *	
	media rami/ pianta	media cm/ pianta	media cm / ramo	media rami/ pianta	media cm/ pianta	media cm/ ramo
N	14	7322	16,34	33	23323	22,06
C	15,9	8613	16,88	36,9	27019	22,85
BC	13,8	8969	20,33	41,3	35967	27,2

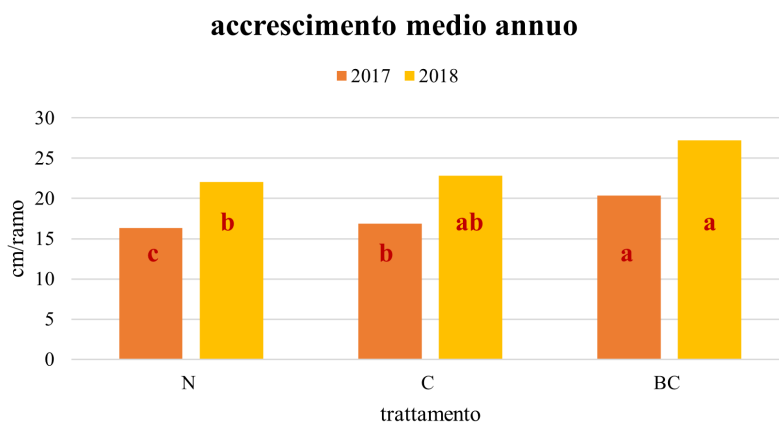


Fig. 35 – Accrescimento medio dei rami per trattamento nelle due annate: le lettere indicano differenza significativa ($p < 0,05$) fra le tesi (N=controllo non ammendato).

La Tabella 9 riporta il diametro medio del fusto del melo misurato ad un metro dal suolo (Tabella 8) nelle tre annate: in nessun caso è stata riscontrata una significativa differenza fra i trattamenti.

Tabella 9 – Accrescimento medio annuale per pianta: nessuna differenza significativa fra i trattamenti (N=controllo non ammendato).

Trattamento/anno	2017	2018	2019
	accrescimento medio fusti (mm)		
N	+3,97	+4,11	+7,05
C	+4,38	+4,15	+6,51
BC	+3,77	+5,04	+6,96

4. Discussione

I risultati ottenuti suggeriscono che i trattamenti con biochar e biochar+compost modificano i parametri chimici del suolo, nella fattispecie aumentando la disponibilità di alcuni nutrienti, in particolare i macroelementi potassio, magnesio e fosforo. È stata dimostrata chiaramente la capacità del biochar di innalzare il pH del suolo, per cui in viticoltura può essere utilizzato vantaggiosamente su suoli acidi. Nel caso del solo compost invece non si sono registrate variazioni significative dei suddetti parametri. L'aumento della concentrazione dei nutrienti è riscontrabile anche nel sottosuolo e in parte anche nelle parcelle ammendate con solo compost, mentre questo effetto è risultato meno accentuato nei trattamenti dove l'incorporazione è avvenuta solo nei primi 30 cm, e più regolare invece dove gli ammendanti sono stati incorporati più in profondità. Questi valori sono rimasti pressoché stabili durante tutto il periodo di sperimentazione, e confermano il potenziale impiego del biochar come ammendante dei terreni vinicoli (Schmid et al. 2014, Genesio et al. 2015), consentendo un aumento del contenuto di carbonio organico e con esso della capacità di ritenzione idrica, e aumentando la disponibilità di nutrienti. È stato inoltre dimostrato che un aumento di disponibilità di nutrienti nel suolo ha portato solo in pochi casi ad un assorbimento maggiore di questi. Dalle analisi fogliari condotte nel vigneto in produzione risulta infatti solo un caso in cui vi sono concentrazioni maggiori di boro nei trattamenti con biochar e compost. Il giovane impianto, inizialmente carente in magnesio a causa del limitato sviluppo dell'apparato radicale delle giovani viti, dal secondo anno ha mostrato in tutte le varianti trattate con biochar un maggior assorbimento di magnesio. Questo suggerisce che i terreni arricchiti con biochar contribuiscono ad un migliore approvvigionamento delle viti soprattutto in situazioni di stress e carenze.

Nel 2018 si è rilevato anche nel meletto un aumento delle concentrazioni di magnesio fogliare, accompagnato da un maggior assorbimento di potassio e un minore contenuto di calcio.

Un risultato che a prima vista appare contraddittorio è quello del manganese: in linea con la minore disponibilità di manganese riscontrata nelle parcelle trattate di entrambi i vigneti sperimentali, nel 2018 e 2019 a Weissplatter le

foglie delle varianti arricchite con biochar avevano un contenuto di manganese significativamente minore. Il giovane meleto, al contrario, nel 2018 ha mostrato un maggior contenuto di manganese fogliare nelle parcelle arricchite con biochar. La disponibilità di manganese riscontrata in tali parcelle, in questo caso, non è stata ridotta rispetto al controllo non trattato (dati non mostrati).

Questi dati contrastanti potrebbero dunque indicare che il biochar non è direttamente responsabile della disponibilità di manganese nel suolo, che dipenderebbe piuttosto da uno spostamento del pH. In entrambi i vigneti sperimentali il pH iniziale del suolo era leggermente acido (6,35 e 6,28 per Moarhof e Weissplatter rispettivamente) e favoriva l'assorbimento di manganese. In seguito all'aggiunta di biochar il pH è aumentato significativamente a 7,16 e 7,36 rispettivamente, livello in cui la capacità di assorbimento del manganese per le viti è minima (Keller, 2015). Nel meleto invece il pH originario del suolo era più alto (7,45), e l'alcalinità non è aumentata in maniera apprezzabile (7,7). Le analisi del suolo indicano un'invariata disponibilità di manganese, ma ne è aumentato l'assorbimento da parte dei meli: questo fa pensare che il biochar di per sé non possa bloccare efficacemente questo elemento e che la capacità di assorbimento di manganese non sia quindi influenzata dal biochar in sé, ma piuttosto da una variazione dei livelli di pH del suolo.

Anche la minore disponibilità di rame riscontrata nei terreni ammendati con biochar in entrambi i vigneti è da ricondursi con molta probabilità allo spostamento di pH verso un range leggermente alcalino. La calce infatti viene utilizzata nelle pratiche agricole sia per ridurre la disponibilità di rame nel terreno che con l'obiettivo di aumentarne il pH (Park, 2011).

Nel complesso, come hanno dimostrato queste prove, l'introduzione di biochar nel terreno è un buon modo per aumentarne i valori di pH. Più il suolo è acido, più alto potrà essere il valore di pH che avrà il biochar utilizzato come ammendante.

Le analisi delle bacche e successivamente dei mosti non hanno mostrato variazioni significative nell'avanzamento della maturazione così come negli altri parametri considerati. Generalmente più variabili sono stati invece il contenuto di azoto prontamente assimilabile (APA) e l'acidità totale, seppure non significativamente differenti fra le tesi. A differenza di quanto descritto da

Holweg (2019), in entrambi i vigneti le tesi con biochar non hanno mostrato livelli di APA più elevati nei mosti.

Alla degustazione, i vini sperimentali delle singole tesi non hanno evidenziato differenze sensoriali o analitiche significative fra loro in nessuna delle tre annate. Generalmente i vini sono stati considerati molto simili, ma con una tendenza di maggiore tipicità rispetto al controllo nelle tesi di biochar in dose minore. I vini della tesi compost, al contrario, sono stati tendenzialmente meno apprezzati per quanto riguarda l'armonia e il giudizio complessivo.

Per quanto riguarda la produzione, i vigneti non hanno mostrato differenze di resa fra parcelle ammendate e non. Il meleto, al contrario, in entrambe le annate ha avuto un aumento significativo del numero di frutti sui suoli ammendati, sia con solo compost che, ancora più nettamente, nella tesi con biochar+compost. Questo effetto è confermato anche dall'accrescimento dei rami, ma non da quello dei tronchi; nei vigneti invece non si è registrata alcuna differenza significativa nella crescita vegetativa delle piante. Differenti sviluppi tra vigneti e meleto sono probabilmente dovuti al fatto che il meleto aveva subito una regolare concimazione minerale annuale e di conseguenza ha mantenuto costantemente un livello nettamente più elevato di azoto disponibile per le piante rispetto ai vigneti. Questi, al contrario, possedevano già sufficiente sostanza organica e nutrienti da rendere superflua una concimazione. Il primo anno di sperimentazione, a causa della lavorazione del terreno dopo un lungo periodo di inerbimento permanente, per incorporare gli ammendanti, si sono visti elevati valori di azoto mineralizzato in tutte le parcelle trattate; già l'anno successivo però tali valori sprofondano in ogni tesi, rimanendo attorno ai 20 kg/ha. L'applicazione di notevoli quantità di biochar e biochar con compost ha innalzato significativamente i livelli di carbonio organico, ma non ha portato ad un cambiamento duraturo nella disponibilità di azoto per le viti. Di conseguenza non si è verificata una crescita vegetativa maggiore delle viti trattate ed anche la qualità dei vini è rimasta inalterata; questo è un buon risultato, in quanto una disponibilità elevata di azoto in generale porterebbe ad una maggiore crescita vegetativa, che nella viticoltura di qualità, con rese piuttosto basse, può avere effetti negativi sulla qualità delle uve e del vino.

Non si deve perciò temere che l'utilizzo del biochar come ammendante per aumentare il pH, la capacità di ritenzione idrica o di sequestro di anidride carbonica del suolo possa favorire un eccessivo sviluppo vegetativo delle viti con conseguenze sulla qualità dei vini.

Al contrario, laddove è necessario un effettivo miglioramento della crescita vegetativa in viticoltura, l'aggiunta di biochar puro o biochar con compost poco azotato possa essere insufficiente per ottenere gli effetti desiderati. È quindi consigliabile in questi casi aggiungere al biochar sostanze più ricche in azoto, come ad esempio il letame o il liquame.

Anche nel giovane meletto non si è potuto notare un aumento significativo delle concentrazioni di Nmin nelle tesi con biochar, ma i valori sono generalmente da due a tre volte superiori a quelli dei vigneti: con un'abbondanza fra i 50 e i 70 kg/ha presenta una disponibilità totale di azoto complessivamente più elevata. Ciò suggerisce che nelle parcelle arricchite con biochar la capacità di stoccaggio di azoto sia più elevata, come descritto da Steiner et al. (2010), Ventura et al. (2013), Sánchez-García et al. (2015), rendendo poi esso disponibile per le piante in maniera più efficace rispetto al controllo.

Nei vigneti non sono state riscontrate difficoltà di crescita nelle tesi arricchite con solo biochar, al contrario di quanto riportato da alcuni autori (Deenik et al., 2010; Nelson et al., 2012). Ciò potrebbe attribuirsi al notevole contenuto di sostanza organica nei terreni (intorno al 3%) già all'inizio della sperimentazione, dovuto alle pratiche di inerbimento permanente: da decenni infatti nei vigneti altoatesini si utilizza questa pratica, e anche il materiale organico proveniente dalle potature verdi ed invernali viene lasciato sul posto, aumentando la sostanza organica presente negli strati superficiali del terreno. La lavorazione del suolo per incorporare gli ammendanti ha in questo caso liberato inevitabilmente una discreta quantità di azoto dalla sostanza organica presente, permettendo anche al biochar puro un certo arricchimento.

I risultati ottenuti indicano dunque che, nelle condizioni prevalenti in cui si pratica viticoltura in Alto Adige, può essere possibile l'utilizzo di biochar puro senza conseguenze negative, se non si punta ad aumentare la crescita vegetativa delle piante. Infatti, lo sviluppo delle giovani viti nelle tesi con biochar puro non è stato più marcato o più debole rispetto al controllo o al solo compost.

In melicoltura invece, il rifornimento di azoto è di maggiore importanza e necessita livelli più alti rispetto alla viticoltura: qui sembra dunque più appropriato l'uso di biochar arricchito. Va specificato che nel meleto con valori di pH del suolo già elevati, l'uso di un biochar con pH pari a 9,6 non ha causato problemi e né ha portato a cambiamenti rilevabili o visibili.

Le due dosi di biochar utilizzate nelle sperimentazioni si sono comportate in modo simile: il dosaggio maggiore ha prodotto effetti più pronunciati ad esempio nell'aumento del pH del suolo, ma nel complesso non sono stati rilevati effetti negativi dovuti alla maggiore quantità di biochar.

5. Conclusioni

I risultati qui esposti indicano che l'utilizzo di biochar va fatto secondo necessità in base alla situazione colturale. Per stimolare la crescita delle piante è necessario arricchire il biochar con composti azotati, prima o dopo l'applicazione al suolo. Se invece, come nel caso della viticoltura di qualità, si vuole mantenere una vigoria moderata, è consigliabile un minimo arricchimento oppure l'utilizzo di solo biochar. Oltre alla capacità di fissare a lungo termine il carbonio, possibilità che va sfruttata se si volesse limitare il progredire del cambiamento climatico, le sperimentazioni hanno confermato, che un biochar di qualità porta in ogni caso ad un miglioramento delle proprietà del suolo. Non sono stati riscontrati invece effetti collaterali negativi dovuti all'applicazione di biochar nel suolo in frutticoltura e viticoltura.

Bibliografia

- Blackwell, P. S. (2000–). Management of water repellency in Australia, and risks associated with preferential flow, pesticide concentration and leaching. *Journal of Hydrology* 231(2), 384–395. Accesso via [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00210-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00210-9)
- Cammarano, D., Ceccarelli, S., Grando, S., Romagosa, I., Benbelkacem, A., Akar, T., Al-Yassin, A. & Ronga, D. (2019). The impact of climate change on barley yield in the Mediterranean basin. *European Journal of Agronomy* 106, 1-11.
- Clough, T. J. & Condrón, L. M. (2017). Biochar and the nitrogen cycle: introduction. *Journal of Environmental Quality* 39, 1218–23. Accesso via <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20830909>
- Deenik, J. L., McClellan, T., Uehara, G., Antal, M. J. & Campbell, S. (2010). Charcoal volatile matter content influences plant growth and soils nitrogen transformations. *Soil Science Society of America Journal* 74(4), 1259-70.
- Eyles, A., Bound, S. A., Oliver, G., Corkrey, R., Hardie, M., Green, S. & Close D. C. (2015). Impact of biochar amendment on the growth, physiology and fruit of a young commercial apple orchard. *Trees* 29, 1817–1826. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1263>
- Genesio, L., Miglietta, F., Baronti, S. & Vaccari, F. P. (2015). Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: results from a four-year field experiment in Tuscany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 201, 20–25. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.021>
- Holweg, C. (2019). Pflanzenkohle als Maßnahme gegen Nitratauswaschung im Weinbau. *Abschlussbericht Projekt VinoCarb*, Badenova. Accesso via <https://www.badenova.de/downloads/unternehmen/engagement/innovationsfonds-downloads/unternehmensbereiche/stab/innovationsfonds/abschlussberichte/2016/2016-01-abschlussbericht-pflanzenkohle-nitrat-weinbau.pdf>
- Kammann, K., Schmidt, H. P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, S., Müller, C., Koyro, H. W., Conte, P. & Stephen, J. (2015). Plant growth

- improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports* 5, 11080. Accesso via <https://doi.org/10.1038/srep11080>
- Keller, M. (2015). *The Science of Grapevines, Anatomy and Physiology*. Second edition. Academic Press, Elsevier.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology Biochemistry* 27(6), 753–760.
- Lehmann, J., Gaunt, J. & Rondon, M. (2006). Biochar sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 11, 403–27. Kluwer Academic Publishers-Plenum Publishers. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>
- Lehmann, J. & Joseph, S. (2009). *Biochar for environmental management: Science and Technology*. Earthscan, London.
- Nelson, D. C., Flematti, G. R., Ghisalberti, E. L., Dixon, K. W. & Smith, S. M. (2012). Regulation of seed germination and seedling growth by chemical signals from burning vegetation. *Plant biology* 63, 107-30.
- Park, J. H., Choppala, G. K., Bolan, N. S., Chung J. W. & Chuasavati, T. (2011). Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil* 348, 439. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>
- Ray, D.K., West, P.C., Clark, M., Gerber, J.S., Prishchepov, A.V. & Chatterjee, S. (2019). Climate change has likely already affected global food production. *PLoS ONE* 14(5): e0217148. Accesso via <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217148>
- Sánchez-García, M., Albuquerque, J. A., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A. & Cayuela, M. L. (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology* 192, 272–79. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.003>
- Schmidt, H. P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M. V. H. & Mackie, K. A. (2014). Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 117–123. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>

- Steiner, C., Das, K. C., Melear, N. & Lakly, D. (2016). Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environment Quality* 39(4), 1236. Accesso via <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0337>
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Condrón, L. M., Sherlock, R. R., Anderson, C. R. & Craigie, R. A. (2011). Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. *Journal of Environment Quality* 40(2), 468. Accesso via <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0419>
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E. & Tonon, G. (2013). Biochar reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard. *Journal of Environment Quality* 42, 76-82.
- Wang, Y., Ma, Z., Wang, X., Sun, Q., Dong, H., Wang, G., Chen, X., Yin, C., Han, Z. & Mao, Z. (2019). Effects of biochar on the growth of apple seedlings, soil enzyme activities and fungal communities in replant disease soil. *Scientia Horticulturae 2019 - Amsterdam*. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108641>

Impiego del biochar come ammendante: effetti sul ciclo dell'azoto e tolleranza a condizioni di stress idrico in piante di vite allevate in vaso

Marta Petrillo – Libera Università di Bolzano

Damiano Zanotelli – Libera Università di Bolzano

Valentina Lucchetta – Centro di Sperimentazione Laimburg

Agnese Aguzzoni – Libera Università di Bolzano

Massimo Tagliavini – Libera Università di Bolzano

Carlo Andreotti – Libera Università di Bolzano

Abstract

L'impiego di biochar come ammendante dei suoli rappresenta un'interessante pratica di mitigazione ambientale (sequestro stabile di carbonio nel suolo), nonché di potenziale miglioramento della fertilità chimico-fisica dei suoli trattati. Allo stato attuale le evidenze scientifiche sulle proprietà agronomiche dell'ammendante biochar non sono però del tutto acquisite e, in ogni caso, appaiono fortemente influenzate da vari aspetti riconducibili alla natura del biochar impiegato, alle caratteristiche del processo di produzione, nonché alle proprietà di partenza del terreno ammendato. In questo capitolo si riportano i principali risultati ottenuti da una serie di esperimenti condotti in ambiente controllato e su piante di vite in vaso volti a determinare: i) l'effetto dell'impiego di biochar come ammendante sul ciclo dell'azoto interno alla pianta di vite; ii) le eventuali modifiche introdotte dall'uso del biochar sulle caratteristiche idriche dei terreni e sui potenziali aumenti o riduzioni delle perdite di azoto per lisciviazione; iii) la condizione fisiologica di piante di vite in crescita su substrato contenente biochar sottoposte a livelli crescenti di stress idrico. Per quanto attiene al ciclo interno alla pianta dell'azoto, l'impiego di un fertilizzante azotato marcato con l'isotopo ^{15}N ha permesso di evidenziare come la presenza di biochar nel substrato non modifichi in modo significativo l'assorbimento ed allocazione nei vari organi della pianta di vite dell'azoto. Il biochar modifica invece le capacità di ritenzione idrica del suolo, determinando un positivo aumento dell'acqua disponibile per le piante. In virtù della migliore disponibilità idrica,

in condizioni di stress idrico indotto, le piante di vite in crescita su substrato ammendato con biochar hanno mantenuto migliori performance fisiologiche come indicato da livelli di potenziale idrico fogliare meno negativi e da una maggiore attività fotosintetica. L'aggiunta di biochar al substrato come ammendante, quando non "attivato" con compost, aumenta le quantità di azoto perse a seguito di lisciviazione. Questo risultato appare una conseguenza dei livelli di umidità più elevati mantenuti nel suolo conseguenti all'apporto di biochar e dei successivi maggiori volumi di soluzione lisciviata raccolta a seguito di abbondanti apporti idrici. In conclusione, gli esiti di alcune prove condotte su piante di vite in vaso hanno consentito di evidenziare come, in condizioni di scarsi apporti idrici al suolo, il biochar possa aumentarne la riserva di acqua disponibile per le piante, riducendone quindi il livello di stress idrico. Particolare attenzione deve essere invece posta in suoli con umidità elevata alla gestione delle fertilizzazioni azotate in quanto la presenza di biochar nel terreno può comportare un aumento delle perdite per lisciviazione.

1. Impiego del biochar come ammendante: effetti sulla fertilità complessiva dei terreni e sulle *performance* di crescita delle piante

L'impiego del biochar come ammendante del suolo ha attratto negli ultimi anni una notevole attenzione soprattutto per effetto della molteplicità dei risultati che da essa si possono ottenere. Nell'attuale scenario di cambiamento climatico e riscaldamento globale, il biochar rappresenta innanzitutto un interessante strumento di mitigazione ambientale ottenuta tramite il sequestro stabile del carbonio nel terreno e, conseguentemente, il significativo rallentamento del suo ritorno in atmosfera sotto forma di CO₂ (Lehmann, 2007). Inoltre, l'aggiunta di biochar ai suoli agrari ne modifica le caratteristiche chimico-fisiche e biologiche (e dunque la fertilità complessiva), in un modo che dipende dalla natura e dalla quantità del biochar impiegato (Novak et al., 2009). Diversi studi hanno considerato in particolare l'effetto del biochar sulle perdite per lisciviazione degli elementi minerali. Le evidenze di questi esperimenti non sono del tutto concordi. Ad esempio, alcune prove hanno evidenziato che l'impiego di biochar può ridurre significativamente le perdite per lisciviazione dell'azoto (soprattutto nitrico) e di altri elementi a causa sia di

una riduzione del volume di lisciviato, che di una minore concentrazione della soluzione raccolta (Lehmann et al., 2003). La significatività di tale effetto sembra però variare in funzione del tempo intercorso fra l'interramento del biochar e le misure analitiche sul lisciviato (Ventura et al., 2012), nonché in funzione delle caratteristiche del materiale di partenza impiegato per la produzione del biochar stesso (Yao et al., 2012). Non mancano inoltre gli esempi in cui il biochar abbia, al contrario, aumentato la quantità di nutrienti persi per lisciviazione, come ad esempio nello studio condotto da Hardie et al. (2015) in un giovane meleto in Australia.

Diversi studi hanno inoltre messo in evidenza come l'uso del biochar possa migliorare anche le caratteristiche fisiche del terreno e, conseguentemente, la sua capacità di ritenzione idrica (Glaser et al., 2002). Tale effetto è riconducibile soprattutto all'incremento della stabilità degli aggregati e della microporosità dei substrati (Verheijen et al., 2010; Abel et al. 2013; Laird et al., 2010). Anche nell'ambito degli effetti del biochar sulle proprietà fisiche dei terreni è però possibile constatare in letteratura un'ampia variabilità di risultati. Tale variabilità è riconducibile alle caratteristiche dei biochar impiegati (diversi sia per tipologia di materiale impiegato per la sua produzione, che per le caratteristiche del processo di pirolisi) (Novak et al., 2012), alle diverse quantità e tipologie di formulato distribuito (in polvere, pellettato o a scaglie) (Laird et al., 2010; Abel et al., 2013; Andrenelli et al., 2016), nonché alla natura del terreno ammendato (Glaser et al., 2002). Come riportato da Hardie et al. (2014), è importante inoltre sottolineare come una parte rilevante degli studi che hanno evidenziato degli effetti del biochar sulle caratteristiche fisiche dei terreni abbiano un significato discutibile in ambito agrario in quanto realizzati su suoli non agrari, con dosaggi elevati di difficile implementazione in agricoltura (> di 50 t/ha), o in condizioni di laboratorio con terreno campionato e setacciato. La verifica *in situ* dei miglioramenti indotti dal biochar sulle proprietà fisiche del suolo è certamente più complessa ed in alcuni casi gli effetti di apporti anche consistenti di biochar (47 t/ha) sulle proprietà idriche del suolo (i.e. contenuto idrico alla capacità di campo, contenuto idrico al punto di appassimento permanente e acqua complessivamente disponibile per le piante) non sono risultati statisticamente significativi (Hardie et al., 2014).

Il biochar è stato applicato in vigneto con risultati abbastanza discordanti. Da un'analisi dell'evidenze sperimentali appare chiaro come l'efficacia degli apporti di biochar sui comportamenti vegeto produttivi delle viti risulti fortemente dipendente dalle condizioni generali caratterizzanti il vigneto. In una prova poliennale condotta in un vigneto non irrigato in Toscana l'interramento di dosi pari a 22 e 44 t/ha di biochar ha significativamente modificato la capacità di ritenzione idrica del terreno (aumento dell'acqua disponibile per le piante fino a +45% per il trattamento a dose elevata di biochar rispetto al controllo non ammendato), con evidenti ricadute positive sullo stato idrico delle piante (potenziale idrico fogliare meno negativo, conduttanza stomatica e attività fotosintetica maggiore) (Baronti et al., 2014). Il migliore stato fisiologico generale delle piante in crescita sul terreno ammendato con biochar si è poi tradotto in più elevate performance produttive, in particolare nelle annate contraddistinte da precipitazioni inferiori e quindi da livelli di stress idrico estivo più severi (Genesio et al., 2015). Questo aumento di produttività per pianta, determinato principalmente da un maggiore peso medio degli acini e dei grappoli, non ha comportato differenze significative nei principali parametri qualitativi delle uve (solidi solubili, acidità totale e contenuto in antociani totale). Gli autori della ricerca attribuiscono quest'assenza di evidenze da un punto di vista qualitativo all'interazione complessa tra diversi fattori (stato nutrizionale, tempistiche dello stress idrico, temperatura del suolo etc.) direttamente o indirettamente influenzati dall'apporto di biochar al terreno (Genesio et al., 2015). In un contesto ambientale differente e caratterizzato da stagioni vegetative con disponibilità idrica non limitanti per le piante, apporti di biochar a dosi limitate (inferiori a 10 t/ha), in combinazione o meno con il compost, non hanno determinato alcuna differenza nella crescita e nello stato sanitario delle viti, nonché nei principali parametri qualitativi delle uve (Schmidt et al., 2014). Queste evidenze hanno portato gli autori a concludere che, nelle condizioni caratterizzanti il vigneto di studio, l'impiego di biochar come ammendante non ha alcuna conseguenza economicamente rilevante (Schmidt et al., 2014). Queste conclusioni non tengono peraltro conto di altri possibili servizi ecosistemici riconducibili all'uso del biochar in viticoltura, come ad esempio quello di ridurre la mobilità del rame in sistemi colturali come i vigneti sui quali grava un problema ambientale considerevole rappresentato

dallo storico accumulo di questo elemento nel suolo. Alcuni studi recenti (Soja et al., 2018; Pump et al., 2019) hanno infatti evidenziato come l'uso di biochar (in combinazione o meno con compost) sia in grado di limitare la mobilità del rame nel sistema vigneto, riducendone dunque la diffusione ed il potenziale negativo impatto ambientale, in modo particolarmente efficiente in condizioni di terreni a soluzione acida ed in relazione ad apporti recenti di rame.

Alla luce di quanto riportato e della variabilità delle evidenze sperimentali disponibili, appare quindi evidente come le nostre conoscenze in merito agli effetti dell'uso di biochar come ammendante del suolo risultino ancora incomplete. In particolare, alcuni aspetti relativi alle risposte fisiologiche delle piante al trattamento con biochar al terreno risultano meritevoli di ulteriori indagini. A questo scopo sono state condotte le seguenti prove sperimentali in ambiente controllato con l'obiettivo di: i) definire gli effetti dell'impiego di biochar (puro o in combinazione con il compost) sul ciclo dell'azoto in piante di vite coltivate in vaso; ii) valutare l'eventuale impatto dell'impiego di biochar come ammendante sulle perdite per lisciviazione di azoto; iii) comprendere come le modifiche alle proprietà idriche dei substrati conseguenti agli apporti di biochar incidano sullo stato idrico delle piante di vite sottoposte a successivi cicli di carenza idrica misurandone indicatori fisiologici di stress a livello fogliare.

2. Effetti dell'impiego di biochar sul ciclo dell'azoto in piante di vite coltivate in vaso

2.1 Metodologia impiegata

2.1.1 Materiale vegetale e disegno sperimentale

Per l'esperimento sono stati utilizzati 30 astoni di vite (cv. Pinot nero su portinnesto SO4) di due anni di età aventi un diametro del tronco di 2 cm circa e preparati, a seguito di potatura, con un capo a frutto portante quattro-cinque nodi. I substrati a confronto sono descritti in Tabella 1.

Tabella 1 – Substrati a confronto (trattamenti sperimentali)

Trattamenti sperimentali	Descrizione del substrato
Controllo	Controllo (terreno setacciato a 10mm). Densità volumetrica 0,91 g/cm ³
Compost	Compost 4,5% (0,9 kg di compost in 20 kg di terreno setacciato). Densità volumetrica 0.92 g/cm ³
Biochar	Biochar 2% (0,4 kg di biochar in 20 kg di terreno setacciato). Densità volumetrica 0,89 g/cm ³
Biochar + Compost	Biochar 2% + compost 4,5% (0,4 kg di biochar + 0,9 kg di compost in 20 kg di terreno setacciato). Densità volumetrica 0,87 g/cm ³

Le principali caratteristiche chimiche dei substrati in prova (sostanza organica, pH e concentrazione macroelementi) sono riportate nella Tabella 2.

Tabella 2 – Caratterizzazione analitica dei substrati a confronto (valori medi \pm deviazione standard)

Trattamento	Humus (%)	pH	Nmin (mg/kg)	P ₂ O ₅ (mg/100g)	K ₂ O (mg/100g)	MgO (mg/100g)
Controllo	5,3 \pm 0,5	7,0 \pm 0,01	2,61 \pm 1,13	28 \pm 0,58	24,33 \pm 0,33	22,33 \pm 0,33
Compost	5,5 \pm 0,3	7,1 \pm 0,01	2,17 \pm 0,44	33 \pm 0,58	46,67 \pm 1,67	25,67 \pm 0,33
Biochar + Compost	7,1 \pm 0,7	7,5 \pm 0,06	2,67 \pm 0,54	40 \pm 3,18	116,33 \pm 20,99	28,33 \pm 1,67
Biochar	6,7 \pm 0,3	7,5 \pm 0,03	1,15 \pm 0,57	29 \pm 0,00	97,33 \pm 3,53	26,33 \pm 0,33

Per l'esperimento sono state impiegate cinque repliche per trattamento (una pianta per replica) disposte secondo un disegno sperimentale a randomizzazione completa all'interno di un tunnel plastico ubicato nelle vicinanze del Centro di Sperimentazione Laimburg (Comune di Vadena, BZ). Gli astoni sono stati messi a dimora ad inizio giugno 2017 in vasi di plastica da 23 L di capienza riempiti con i quattro substrati posti a confronto. Sono inoltre stati invasati altri 10 astoni su substrato di controllo per consentire ulteriori specifici campionamenti come descritto in seguito. Le principali fasi dell'esperimento sono riportate nella Fig. 1.



Fig. 1 – Collocazione temporale delle principali fasi dell'esperimento svoltosi all'interno di un tunnel plastico nel corso del periodo giugno-settembre 2018

2.1.2 Fertilizzazione con azoto marcato (¹⁵N)

Nei mesi di giugno e luglio sono state realizzate le fertilizzazioni con un concime contenente azoto marcato isotopicamente. Nel dettaglio, l'apporto di fertilizzante è consistito nella distribuzione di 5 g di azoto sotto forma di concime nitrato d'ammonio (NH₄NO₃) in due successivi eventi (F1 e F2, vedi Fig. 1).

Dei 5 g di N complessivamente forniti alla pianta, 3 g risultavano arricchiti in ^{15}N mediante impiego di fertilizzante marcato $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ al 5% di ^{15}N . Tutte le piante in crescita sui substrati con biochar, biochar con compost, compost e controllo sono state fertilizzate. In aggiunta, ulteriori cinque piante in crescita su substrato di controllo non hanno ricevuto alcuna fertilizzazione.

Per l'intera durata dell'esperimento (a partire dalla prima fertilizzazione fino all'estirpazione finale delle piante) sono state raccolte e campionate tutte le foglie cadute prematuramente dalle piante dei diversi trattamenti. Tali campioni sono stati valutati per biomassa e contenuto in N (marcato e non) e computati assieme alle valutazioni fatte a fine esperimento. Infine, nel mese di settembre tutte le piante appartenenti ai quattro trattamenti fertilizzati (biochar, biochar + compost, compost e controllo), nonché le cinque piante di controllo non fertilizzate, sono state sradicate. Gli organi annuali (radici fini, germogli, foglie) e perenni (radici ad accrescimento secondario, tronco e capo a frutto) delle singole piante sono stati pesati, essiccati, macinati ed analizzati per il contenuto di N totale e azoto marcato (^{15}N), nonché per il contenuto fogliare di macro e microelementi (Fig. 2)



Fig. 2 – Preparazione delle piante di vite al termine dell'esperimento con azoto marcato. Le piante (A) sono state estirpate, suddivise nei diversi organi (radici, tronco e capo a frutto, germogli, foglie) (B e C) pesate ed essiccate. Campioni dei diversi organi sono quindi stati analizzati per il contenuto di N totale e di N marcato (^{15}N).

2.1.3 Analisi isotopica dell'azoto

La concentrazione totale di N nei substrati e nei diversi organi della pianta è stata determinata tramite uno spettrometro di massa isotopica equipaggiato con analizzatore elementare (Isotopic Ratio Mass Spectrometer – IRMS, Thermo Scientific, Germany). L'eccesso di ^{15}N (% atomi) negli organi e nel fertilizzante rispetto all'abbondanza naturale di ^{15}N (0,366 % atomi), è stato calcolato come segue:

$$N \text{ da fertilizzante} = \frac{N \text{ totale organo (mg)} \times (\text{abbondanza } ^{15}\text{N} \text{ tessuto} - \text{abbondanza } ^{15}\text{N} \text{ naturale})}{(\text{abbondanza } ^{15}\text{N} \text{ fertilizzante} - \text{abbondanza } ^{15}\text{N} \text{ naturale})}$$

2.1.4 Analisi dei macro e micro elementi presenti nelle foglie

La concentrazione fogliare di azoto (N), potassio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), fosforo (P), rame (Cu), zinco (Zn), boro (B), ferro (Fe) e manganese (Mn) è stata determinata mediante analisi con una strumentazione ICP–MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer, Thermo Scientific, Bremen, Germany) dopo digestione acida del campione di foglia (2,5 mL di HNO_3 - 65%, w/w - per 0,1 g di campione secco).

2.1.5 Analisi statistiche

I dati sono stati analizzati con il software R, versione 3.3.1. Differenze significative tra trattamenti sono state determinate tramite analisi della varianza ad una via (ANOVA) previa verifica degli assunti di normalità (attraverso il test di Shapiro-Wilk, $p > 0.05$) ed omogeneità della varianza (attraverso il test di Bartlett, $p > 0.05$). I confronti a coppie sono stati effettuati tramite test post-hoc Tukey HSD ($p < 0.05$). I dati espressi come percentuale, sono stati trasformati mediante trasformazione logaritmica prima di effettuare i test statistici. I dati in grafici e tabelle sono rappresentati come media \pm deviazione standard.

2.2 Risultati

Dal confronto tra la biomassa (g peso secco) presente al momento dell'espianto nei diversi organi (radici, fusto e capo a frutto, germogli, foglie) delle piante di controllo non fertilizzate e fertilizzate con NH_4NO_3 emerge, come atteso, una maggiore biomassa prodotta da parte delle piante fertilizzate (Fig. 3).

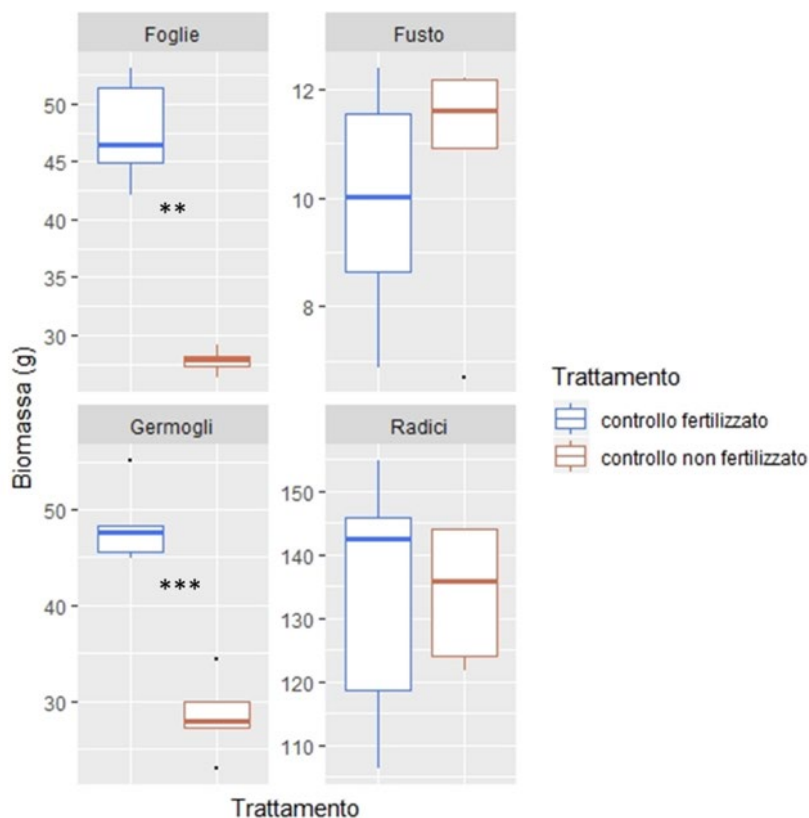


Fig. 3 – Biomassa (in g peso secco) dei diversi organi di piante di controllo fertilizzate con NH_4NO_3 e non fertilizzate misurata al termine dell'esperimento (epoca di espianto). Fusto e capo a frutto sono stati considerati insieme nel pannello "Fusto", il pannello "Radici" comprende le radici fini e le radici ad accrescimento secondario. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

In particolare, la crescita degli organi annuali (germogli e foglie) è risultata significativamente inferiore nelle piante non fertilizzate che si caratterizzano inoltre per un'assenza di germogli laterali (femminelle). Dal confronto tra piante cresciute sui quattro substrati sottoposti a fertilizzazione, non sono emerse differenze significative per quanto attiene alla biomassa dei diversi organi (Fig. 4).

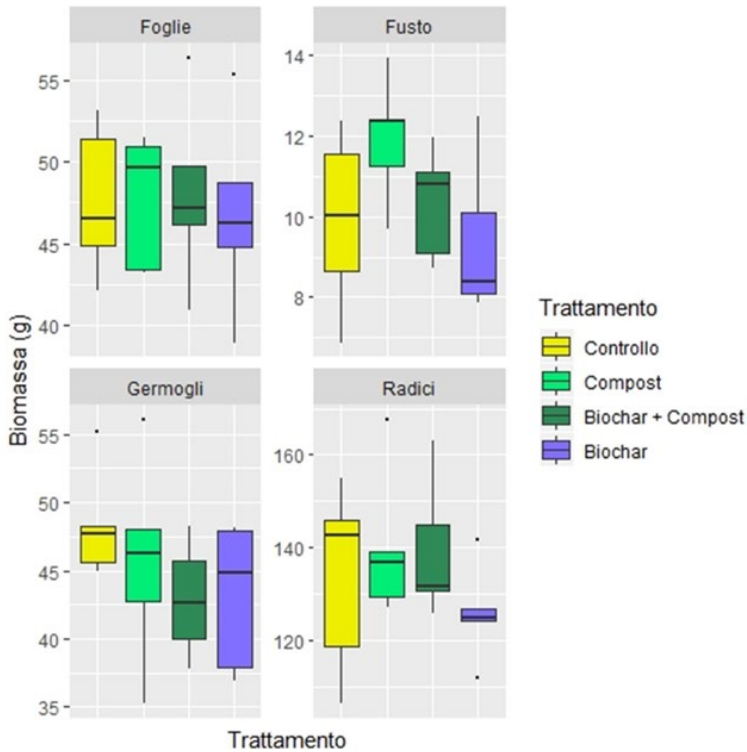


Fig. 4 – Effetto dei diversi substrati sulla biomassa (in g di peso secco) di foglie, germogli, tronco e radici di piante di vite estirpate al termine della prova. Vedi indicazioni in Fig. 3 per la descrizione della composizione delle diverse parti della pianta considerate. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

In Fig. 5 sono riportate le quantità medie di N (in g) misurate nei singoli organi della pianta. Si tratta quindi del risultato combinato della concentrazione in azoto misurata all'interno degli organi della pianta e del peso secco degli organi stessi. Foglie e radici, che presentavano concentrazioni di azoto relativamente elevate (rispettivamente di circa il 2,5% e 1,5% di N), sono risultati gli organi con un quantitativo maggiore di questo elemento. L'apporto degli ammendanti biochar e compost (in combinazione o da soli) non ha modificato significativamente questo quantitativo rispetto alle piante cresciute su terreno non ammendato (controllo).

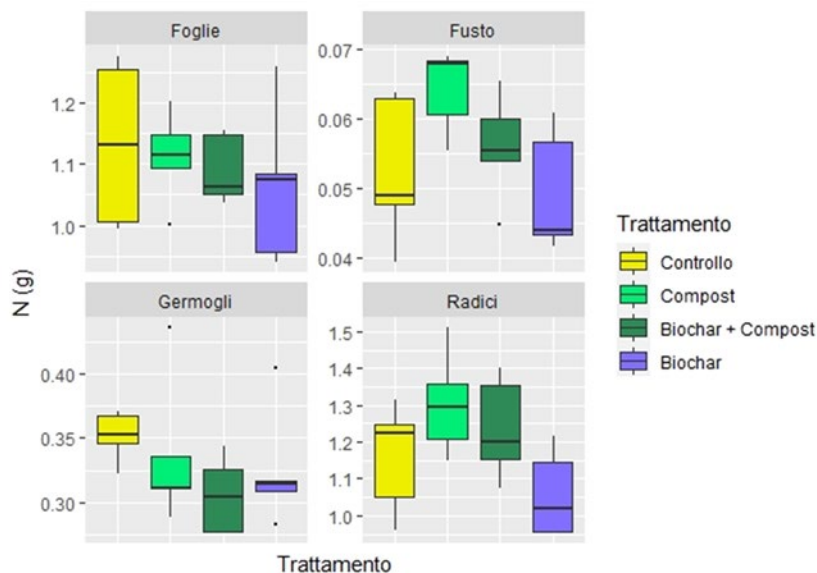


Fig. 5 – Quantità media di azoto (in g) presente nei diversi organi al momento dell'espianto, dopo fertilizzazioni. Vedi indicazioni in Fig. 3 per la descrizione della composizione delle diverse parti della pianta considerate. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

La quantità di azoto marcato (^{15}N) proveniente dalle concimazioni con NH_4NO_3 è stata valutata per i vari organi delle piante e nei diversi substrati. Dei 3 g di N marcato distribuiti alle piante, circa il 50% è stato recuperato all'interno dei diversi organi delle piante di vite, mentre il rimanente è stato riscontrato nei substrati contenuti all'interno dei vasi. Non sono emerse differenze significative riconducibili ai diversi trattamenti per quanto attiene la quantità di ^{15}N misurato nelle piante e nei substrati (Fig. 6).

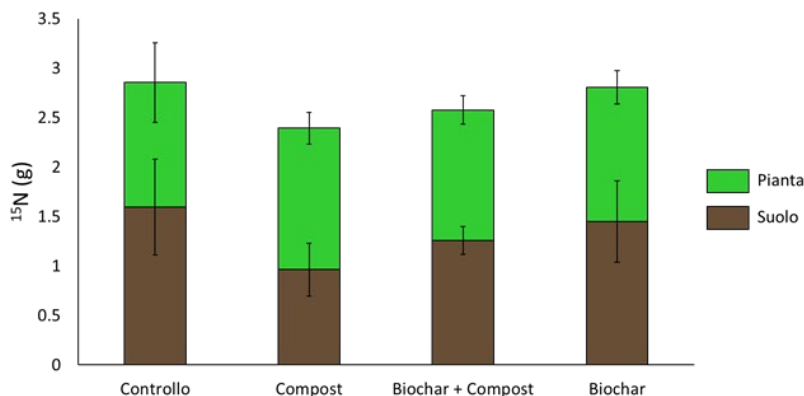


Fig. 6 – Quantità media di azoto marcato (in g, n=5) proveniente dalle fertilizzazioni con $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ presente nelle piante e nel suolo. Le barre di errore indicano la deviazione standard. I 3 g complessivi di N marcato distribuiti con le fertilizzazioni risultano coerentemente allocati nelle due componenti substrato e pianta. Lo scarto (variabile tra 0.2-0.6 g di N) rispetto al totale atteso (3 g) è da attribuirsi a possibili perdite di materiale vegetale verificatesi durante il ciclo di accrescimento. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista *Italus Hortus*

La maggior parte dell'N somministrato con la concimazione è stata rilevata negli organi formati durante l'accrescimento annuale, prevalentemente a livello fogliare dove sono stati riscontrati in media circa 0,5 g N da fertilizzazione (Fig. 7A). Anche a livello degli organi permanenti della pianta non sono emerse differenze significative di allocazione tra i diversi trattamenti (Fig. 7B).

In Tabella 3 e 4 si riportano gli esiti delle analisi fogliari per alcuni macro e micro elementi. L'apporto di biochar (da solo o in combinazione con il compost) ha determinato una concentrazione inferiore di P (circa -35%) e Ca (-27%) rispetto alle piante di controllo. Al contrario, in accordo con i livelli più elevati di K trovati nei substrati ammendati con biochar, le concentrazioni di questo elemento nelle foglie sono risultati significativamente maggiori (+33%) rispetto al controllo. Non sono emerse differenze significative per quanto attiene la concentrazione fogliare di N (nel range 2,7-2,9%) e di Mg (0,27-0,30%). Infine, anche per i microelementi non si sono evidenziate concentrazioni significativamente diverse tra i trattamenti.

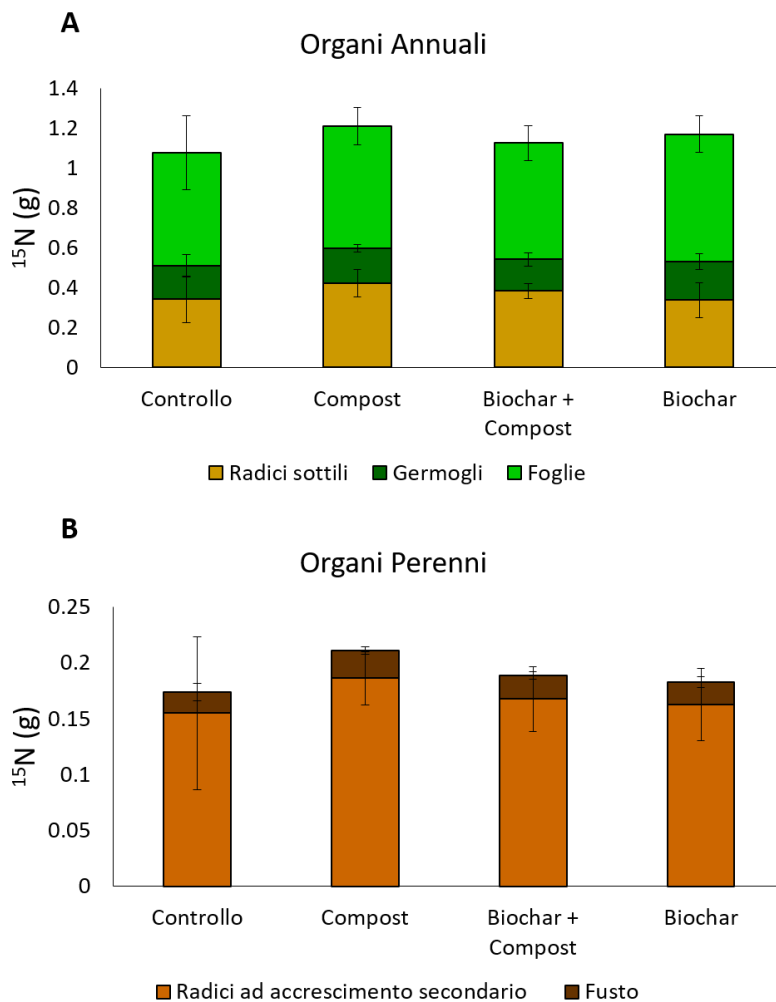


Fig. 7 – Quantità media di azoto proveniente dalle fertilizzazioni con N marcato (in g, n=5) presente negli organi annuali (A) e perenni (B) delle piante di vite. Le barre di errore indicano la deviazione standard. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista *Italus Hortus*

Tabella 3 – Contenuto (% peso secco \pm deviazione standard) di macroelementi nelle foglie di piante appartenenti ai quattro trattamenti a confronto. Le lettere differenti indicano differenze significative tra i valori della stessa colonna (test Tukey HSD, $p < 0,05$). I risultati in tabella sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

Trattamento	N%	P%	K%	Mg%	Ca%
Controllo	2,9 \pm 0,21	0,38 \pm 0,07a	1,61 \pm 0,21b	0,27 \pm 0,04	2,29 \pm 0,1a
Compost	2,9 \pm 0,19	0,28 \pm 0,01b	1,98 \pm 0,41ab	0,29 \pm 0,04	1,87 \pm 0,28ab
Biochar + Compost	2,7 \pm 0,2	0,27 \pm 0,05b	2,21 \pm 0,46ab	0,28 \pm 0,02	1,67 \pm 0,35b
Biochar	2,7 \pm 0,19	0,25 \pm 0,02b	2,41 \pm 0,21a	0,30 \pm 0,03	1,68 \pm 0,29b

Tabella 4 – Contenuto (ppm peso secco \pm deviazione standard) di microelementi nelle foglie di piante appartenenti ai quattro trattamenti a confronto. I risultati in tabella sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

Trattamento	B	Mn	Fe	Cu	Zn
Controllo	46,06 \pm 5,24	16,81 \pm 1,22	146,27 \pm 13,72	8,06 \pm 2,21	31,99 \pm 3,82
Compost	46,56 \pm 6,63	15,78 \pm 2,18	139,13 \pm 20,38	9,07 \pm 0,72	37,93 \pm 8,45
Biochar + Compost	45,59 \pm 9,99	15,52 \pm 2,48	148,75 \pm 14,61	8,75 \pm 0,96	41,97 \pm 4,37
Biochar	43,76 \pm 10,29	16,18 \pm 3,98	161,55 \pm 40,81	8,70 \pm 1,04	39,40 \pm 4,53

3. Effetti dell'impiego di biochar sulle caratteristiche idriche dei substrati e sulle potenziali perdite di azoto per lisciviazione

3.1 Metodologia impiegata

3.1.1 Determinazione gravimetrica delle caratteristiche idriche dei substrati

Venti vasi con un volume di 23 L ciascuno sono stati riempiti con substrati corrispondenti ai quattro trattamenti descritti in Tabella 1. Per ciascun substrato a confronto sono stati preparati cinque vasi che sono poi stati posizionati su dei collari metallici di circa 10 cm di altezza collocati all'interno di sottovasi di plastica di dimensioni adeguate alla circonferenza dei vasi. I substrati sono stati quindi portati a saturazione idrica apportando acqua in eccesso, fino a verificare un'abbondante fuoriuscita di acqua dai vasi per percolazione. Terminata la fase di eliminazione dell'acqua gravitazionale dai vasi per percolazione (dopo circa 36 ore dall'iniziale apporto idrico), è stato determinato il peso dei singoli vasi e, per differenza con il loro peso secco, è stata calcolato il contenuto idrico dei diversi substrati alla capacità di campo.

3.1.2 Misura in continuo del contenuto idrico e del potenziale idrico suolo

Il contenuto idrico (m^3/m^3) ed il potenziale idrico (kPa) dei substrati è stato misurato in continuo mediante sonde di tipo capacitivo (tipo 10HS, Decagon Devices) e tensiometriche (MPS6, Decagon Devices) in precedenza calibrate per ciascuno dei quattro substrati a confronto. Dalle equazioni delle curve di ritenzione idrica determinate con le prove di calibrazione, è stato possibile definire i livelli di contenuto idrico dei substrati in relazione a potenziali idrici corrispondenti alla capacità di campo (-33 kPa), al punto di appassimento permanente (-1500 kPa) e, per differenza, stimare il volume di acqua disponibile per le piante.

3.1.3 Simulazione di un evento di lisciviazione

Con questo esperimento si è voluto simulare la condizione di un'abbondante pioggia immediatamente successiva ad un apporto di fertilizzante azotato in

forma nitrica (N-NO₃) allo scopo di poter stimare l'effetto dell'ammendante biochar sulle potenziali perdite per lisciviazione di questo elemento. I vasi sono stati portati alla capacità di campo e quindi fertilizzati con una soluzione contenente quattro g di N-NO₃ in 200 mL di acqua per vaso. Questo quantitativo corrisponde ad un apporto azotato di circa 20 kg/ha in un vigneto contraddistinto da una densità di 5.000 ceppi/ha. Trascorse circa 76 ore dalla fertilizzazione (necessarie per una buona penetrazione dell'N-NO₃ in soluzione lungo l'intero profilo dei vasi) è stata simulata una pioggia abbondante distribuendo ai vasi un uguale volume di 2 L di acqua (corrispondenti a circa 24 mm di precipitazione). Il lisciviato generatosi a seguito dell'apporto idrico è stato raccolto per intero nei sottovasi e quindi trasferito in cilindro graduato in modo da calcolarne il volume totale. Un'aliquota di lisciviato è stata conservata in fiale da 200 mL per poi essere analizzata per il contenuto di N-NO₃.

3.1.4 Analisi statistiche

I dati sono stati analizzati con il software R per confronti tra gruppi mediante analisi della varianza previa verifica degli assunti di normalità ed omogeneità della varianza. I risultati espressi in percentuale sono stati trasformati in valori logaritmici prima dell'esecuzione dell'analisi della varianza.

3.2 Risultati

3.2.1 Caratterizzazione delle proprietà idriche dei substrati ammendati con biochar

Dalla combinazione delle misure gravimetriche del contenuto idrico alla capacità di campo con le informazioni provenienti in continuo dalle sonde di misurazione del potenziale e contenuto idrico dei substrati, è stato possibile giungere ad una definizione degli effetti indotti dall'aggiunta di ammendanti sulle proprietà idriche dei substrati a confronto. La curva contenuto vs potenziale idrico del suolo risulta, nel caso dei substrati ammendati con biochar, più graduale (Fig. 8). Ne consegue quindi che con valori di umidità del terreno attorno al 16% nel substrato di controllo i valori di potenziale idrico siano già prossimi a quelli del punto di appassimento permanente, mentre nel caso dei substrati contenenti biochar tale livello si raggiunga con valori più bassi di contenuto idrico del terreno (attorno al 12%).

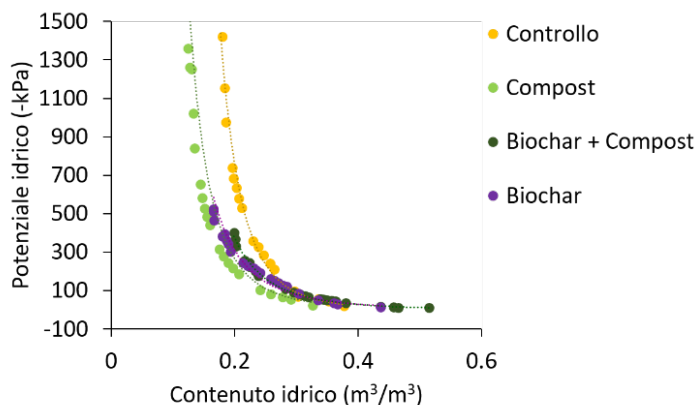


Fig. 8 – Curve di ritenzione idrica (contenuto idrico in m^3/m^3 vs potenziale idrico in -kPa) dei substrati a confronto. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

L’acqua disponibile per le piante, calcolata come differenza tra il contenuto idrico dei substrati alla capacità di campo ed al punto di appassimento permanente, è risultata significativamente aumentata dall’apporto dell’ammendante biochar (Tabella 5). In particolare, sia il trattamento con biochar attivato con il compost che il trattamento con solo biochar sono risultati in grado di incrementare il volume d’acqua disponibile per le piante di circa il 30% rispetto al controllo, mentre l’apporto del solo compost ha comportato un incremento minore (circa 19%), ma comunque significativo.

Tabella 5 – Effetto dei trattamenti con ammendanti sul contenuto idrico dei substrati alla capacità di campo e sul volume di acqua disponibile per le piante. Le lettere differenti indicano differenze significative tra i valori della stessa colonna (test Tukey HSD, $p < 0.05$). I risultati in tabella sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

Treatmento	Contenuto idrico alla capacità di campo (m^3/m^3)	Acqua disponibile per le piante (m^3/m^3)
Controllo	0.38d ¹	0.22c
Compost	0.39c	0.27b
Biochar + Compost	0.43a	0.31a
Biochar	0.42b	0.31a

3.2.2 Effetto dell'impiego di biochar sulle perdite di azoto per lisciviazione

In Fig. 9 è riportata la percentuale di N-NO₃ perso per lisciviazione al termine della simulazione della precipitazione piovosa. Tale valore percentuale è quindi il risultato combinato del contenuto di N-NO₃ determinato su campioni dei diversi substrati a seguito della fertilizzazione ed immediatamente prima dell'evento piovoso, del volume complessivo della soluzione di lisciviazione raccolta e della concentrazione in N-NO₃ misurata nella suddetta soluzione. Le perdite per lisciviazione sono risultate mediamente comprese tra circa il 10 e il 16% dell'N-NO₃ inizialmente presente nei vasi. Nel confronto tra i trattamenti, il compost e il biochar sono risultati quelli contraddistinti da perdite superiori rispetto al controllo. L'aggiunta di compost al biochar riduce significativamente le perdite di N-NO₃ rispetto al solo biochar ed al solo compost, attestandosi su valori non differenti da quello del controllo (11,3 e 10,8%, rispettivamente).

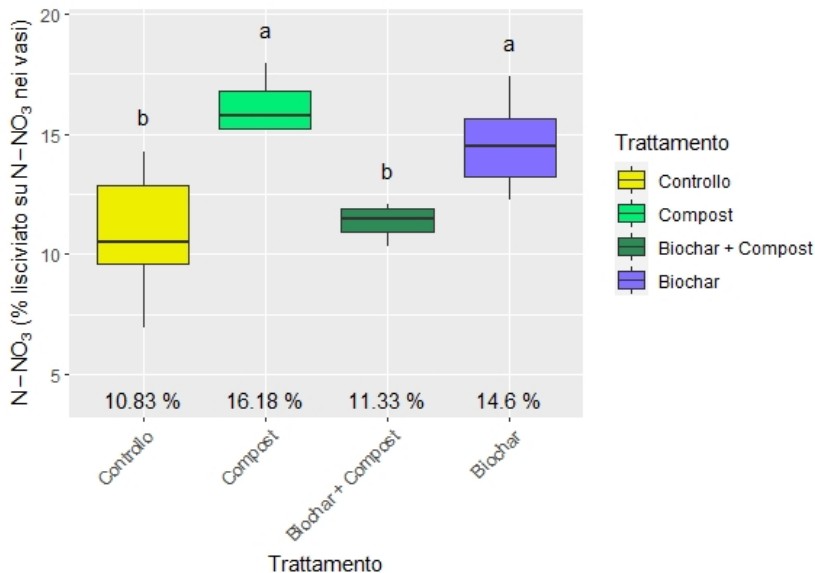


Fig. 9 – Percentuale di azoto nitrico (N-NO₃) perso per lisciviazione sul totale di N-NO₃ presente nei vasi dopo la fertilizzazione ed immediatamente prima dell'evento di lisciviazione. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

4. Effetti dell'impiego di biochar sullo stato fisiologico di piante di vite sottoposte a livelli crescenti di stress idrico

4.1 Metodologia impiegata

4.1.1 Materiale vegetale ed applicazione dello stress idrico

La prova è stata condotta impiegando astoni di vite di due anni appartenenti alla cv. Pinot nero innestata sul portinnesto SO4. Sei piante per ciascuno dei quattro trattamenti riportati in Tabella 1 sono state trapiantate ad inizio maggio 2019 in vasi da 23 L e lasciate crescere all'interno di un tunnel plastico sino al pieno sviluppo della chioma. Le piante, che si presentavano sufficientemente uniformi per vigoria e sviluppo della superficie fogliare, sono quindi state sottoposte ad un periodo di asciutta (esclusione di qualsiasi apporto irriguo) durante il quale il progressivo svilupparsi dello stress idrico è stato monitorato mediante la ripetuta misurazione dei parametri fisiologici descritti in seguito. Nel dettaglio, sono stati condotti due cicli di stress idrico su altrettanti set di piante. Il primo ciclo ha avuto una durata di 17 giorni e si è svolto da metà luglio ad inizio agosto, mentre il secondo ciclo è stato condotto nel periodo tra fine agosto e metà settembre ed è durato 20 giorni in totale. In entrambi i casi, al raggiungimento di un livello soglia di stress prestabilito e corrispondente ad un valore di potenziale idrico del fusto misurato a mezzogiorno inferiore a -1.5 MPa, le piante sono state nuovamente irrigate abbondantemente e la ripresa dalla condizione di stress monitorata da un punto di vista fisiologico.

4.1.2 Monitoraggio dello stato fisiologico delle piante a livelli crescenti di stress idrico

Il progressivo instaurarsi dello stress idrico nelle piante di vite escluse da qualsiasi apporto irriguo è stato monitorato tramite la determinazione dei seguenti parametri fisiologici misurati a livello fogliare:

- Potenziale idrico del fusto a mezzogiorno (Ψ_{MD} , valori in MPa) misurato su una foglia per pianta (tre misurazioni per trattamento e per epoca). Le misure sono state condotte mediante camera a pressione (Pump-up Pres-

sure Chamber, PMS Instrument Comp. USA) ad intervalli di 3-4 giorni durante entrambi i cicli di stress, nonché durante la ripresa successiva ad irrigazione (rewatering);

- Assimilazione netta di CO₂ (o fotosintesi netta, $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}$) misurata su una foglia per pianta (tre misurazioni per trattamento e per epoca). Per le misurazioni è stato impiegato un analizzatore di scambi gassosi portatile ad infrarossi (LC-pro ADC, Hoddesdon Bioscientific, Ltd., UK).

4.1.3 Analisi statistiche

I dati sono stati analizzati con il software R per confronti tra gruppi mediante analisi della varianza previa verifica degli assunti di normalità ed omogeneità della varianza.

4.2 Risultati

Le piante non irrigate hanno evidenziato, indipendentemente dal substrato, livelli crescenti di stress idrico come testimoniato, per entrambi i cicli di stress, da valori progressivamente inferiori di Ψ_{MD} (Fig. 10A e 11A). In particolare, per quanto attiene al primo ciclo di stress, dopo 17 giorni senza alcuna irrigazione sono stati raggiunti valori di Ψ_{MD} inferiori a -1,6 MPa ritenuti caratteristici di un livello di stress elevato per la vite (Fig. 10A). Nel corso del secondo ciclo di stress, svoltosi in agosto-settembre, i livelli più severi di stress idrico sono stati raggiunti dopo circa 20 giorni con valori di Ψ_{MD} di circa -1.4 MPa in media (Fig. 11A). Per il parametro di Ψ_{MD} non sono emerse differenze statisticamente significative tra i trattamenti, anche se al termine di entrambi i cicli di stress le piante in crescita sul substrato ammendato con biochar risultavano contraddistinte da valori mediamente superiori (minore stress idrico della pianta). In analogia con quanto evidenziato per il parametro Ψ_{MD} , anche la fotosintesi netta è risultata, per entrambi i cicli di misurazione, fortemente ridotta in condizioni di stress idrico crescente (Fig. 10B e 11B). Nel corso del primo ciclo (Fig. 10B), in corrispondenza del livello di stress più elevato, la fotosintesi netta di foglie appartenenti ai trattamenti di controllo e compost è risultata prossima allo zero, mentre le piante in crescita su substrato ammendato con biochar erano ancora in grado di fotosintetizzare (circa 3 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)

mostrando quindi un comportamento significativamente diverso. Tale tendenza (maggiore fotosintesi delle piante in crescita su biochar a livelli elevati di stress idrico) si è confermata anche nel secondo ciclo di stress idrico (Fig. 11B), anche se le differenze non sono risultate significative al test statistico. Alla ripresa dell'irrigazione, in entrambi i cicli, le piante hanno evidenziato un rapido recupero dalla condizione di stress tornando su valori di Ψ_{MD} e fotosintesi simili a quelli pre-stress. Il recupero è stato completo al termine del primo ciclo, mentre solo parziale (per il parametro fotosintesi netta) al termine del secondo probabilmente anche per effetto della fase fenologica più avanzata delle foglie. Infine, nella fase di recupero dallo stress le piante non hanno evidenziato differenze significative imputabili ai trattamenti.

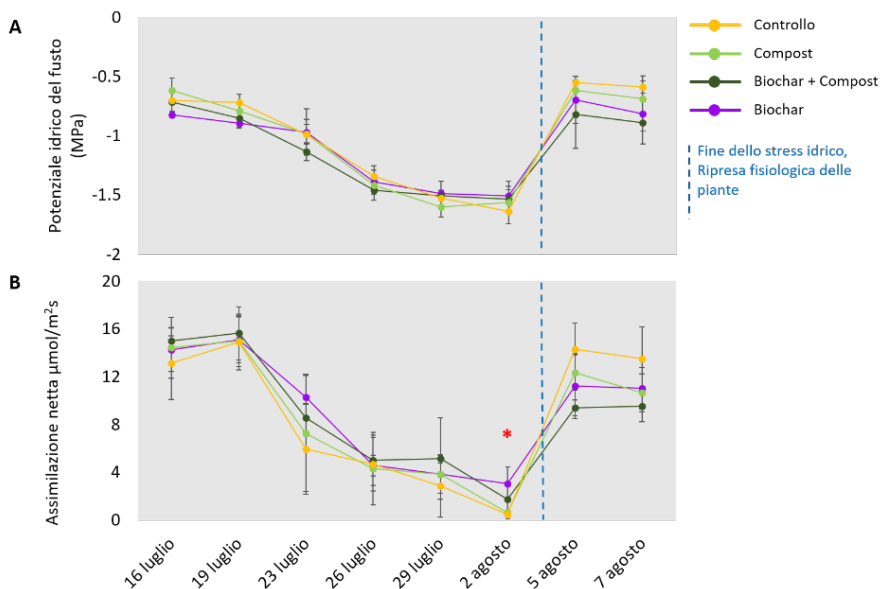


Fig. 10 – Primo ciclo di stress idrico. A) Potenziale idrico del fusto (MPa); B) Assimilazione (fotosintesi) netta ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$). Le barre di errore indicano la deviazione standard. I valori relativi alle ultime due date si riferiscono alla fuoriuscita dalla condizione di stress successiva alla ripresa dell'irrigazione. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista Italus Hortus

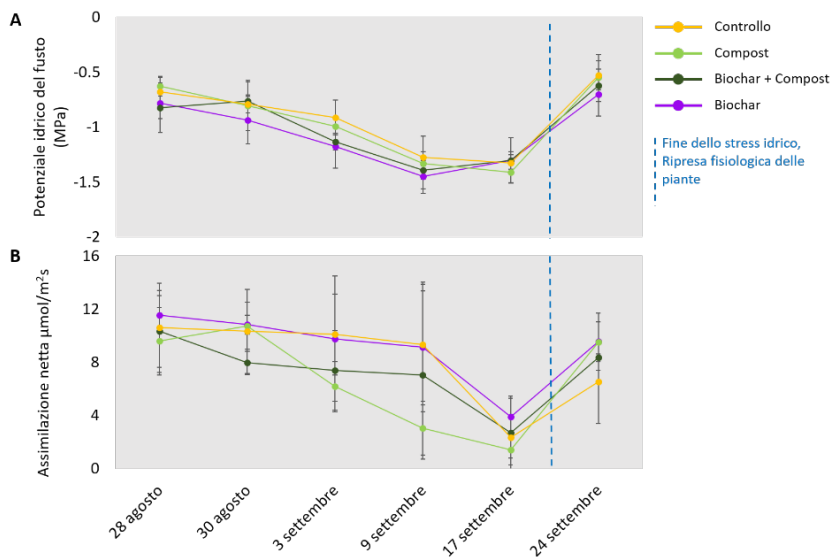


Fig. 11 – Secondo ciclo di stress idrico. A) Potenziale idrico del fusto (MPa); B) Assimilazione (fotosintesi) netta ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$). Le barre di errore indicano la deviazione standard. I valori relativi all'ultima data si riferiscono alla fuoriuscita dalla condizione di stress successiva alla ripresa dell'irrigazione. I risultati in figura sono oggetto di una pubblicazione in preparazione per la rivista *Italus Hortus*

5. Considerazioni conclusive

Gli esperimenti condotti su piante di vite cresciute in vaso su substrati ammendati con biochar e fertilizzati con nitrato d'ammonio marcato hanno chiarito che il biochar non altera in maniera significativa le dinamiche di assorbimento e redistribuzione dell'azoto all'interno dei vari organi della pianta (Fig. 7). L'applicazione della tecnica del tracciante isotopico per lo studio dell'effetto del biochar sul ciclo dell'azoto in piante di vite rappresenta, per quanto possiamo sapere, una novità. Lo studio ha inoltre consentito di stabilire come anche l'aggiunta di compost al biochar non determini differenze significative nella dinamica di assorbimento e riallocazione interna alle piante di azoto proveniente da fertilizzazioni. La tematica dell'impatto dell'apporto di biochar sull'efficienza delle fertilizzazioni azotate deve inoltre considerare gli aspetti

relativi ai fenomeni di lisciviazione. Nelle condizioni sperimentali in precedenza descritte, la presenza di biochar nel substrato aumenta significativamente le perdite per lisciviazione per una percentuale del 5-6% rispetto al controllo (Fig. 9). Quest'indicazione appare essere in parziale contrasto con quanto riportato in alcuni lavori scientifici richiamati nell'introduzione (Lehmann et al., 2003; Ventura et al., 2012; Yao et al., 2012) che evidenziano una riduzione delle perdite per lisciviazione di vari elementi, ma è peraltro in accordo con altre ricerche condotte in frutteto, in condizioni di pieno campo. In particolare, in analogia con quanto riportato da Hardie et al. (2015), nelle condizioni sperimentali descritte sono stati misurati volumi superiori di soluzione di lisciviata raccolti dai substrati trattati con biochar e, in presenza di concentrazioni non differenti di azoto in soluzione. Questo ha determinato delle maggiori perdite di questo elemento per lisciviazione. Una chiara evidenza delle prove da noi condotte è infatti quella dell'impatto del biochar sulla capacità di ritenzione idrica del substrato. In analogia con altri studi (vedi review di Glaser et al., 2002), l'apporto di biochar aumenta in modo significativo il contenuto idrico del terreno alla capacità di campo, nonché il volume d'acqua complessivamente disponibile per le piante (Fig. 8 e Tabella 5). La presenza di biochar nel substrato aumenta il periodo di tempo in cui il terreno si mantiene in condizioni prossime alla capacità di campo. Se da un punto di vista della conservazione di un'adeguata disponibilità idrica per le piante quest'aspetto può considerarsi in modo positivo, dal punto di vista del rischio di perdite per lisciviazione di nutrienti (in particolare azoto) deve essere visto in maniera problematica. Nel caso infatti di eventi piovosi ripetuti che mantengono livelli di umidità nel terreno superiori alla capacità di campo, eventuali precedenti apporti di fertilizzanti (in specie di azoto) possono tradursi in maggiori perdite per lisciviazione proprio in terreni ammendati con biochar rispetto ad equivalenti terreni non ammendati. Quindi, all'atto pratico, in suoli ammendati con biochar ed in periodi contraddistinti da precipitazioni frequenti, una particolare attenzione andrà posta nel sincronizzare gli apporti di nutrienti mobili nel terreno con i livelli di umidità dello stesso. Andranno quindi privilegiati apporti frazionati di fertilizzanti (minore quantità di nutrienti eventualmente esposti a lisciviazione) realizzati in periodi il più

possibile stabili dal punto di vista meteorologico (minore probabilità di precipitazioni).

La maggiore disponibilità di acqua nel terreno ammendato con il biochar si è tradotta in una maggiore resilienza delle piante di vite in condizioni di stress idrico severo (Fig. 10 e 11). In particolare, a livelli di Ψ_{MD} inferiori a $-1,6$ MPa, le piante di vite in crescita sul substrato contenente biochar hanno mantenuto livelli significativamente superiori di scambi gassosi, come testimoniato dai valori di fotosintesi netta misurati a livello fogliare. Questi risultati confermano quanto indicato da Baronti et al. (2014) e da Genesio et al. (2015) che riportano come, proprio in annate contraddistinte da condizioni di aridità elevate, le migliori condizioni fisiologiche generali delle piante di vite in vigneti ammendati con biochar si siano tradotte in un miglioramento significativo delle loro performance in termini di assimilazione netta, crescita vegetativa e di produttività rispetto al controllo non ammendato.

In conclusione, gli esiti di alcune prove condotte su piante di vite in vaso hanno consentito di evidenziare la sostanziale assenza di elementi ostativi di natura agronomica all'impiego di biochar come ammendante dei terreni, a fronte del permanere del valore aggiunto di natura ambientale rappresentato dall'interramento del biochar nel terreno come misura di mitigazione del cambiamento climatico (riduzione del C nell'atmosfera e suo confinamento in forma stabile nei suoli). In condizioni di aridità, il biochar può aumentare la disponibilità idrica per le piante, migliorandone la tolleranza a livelli severi di stress. In condizioni di terreni con umidità elevata o costantemente prossimi alla capacità di campo, particolare attenzione deve essere posta alla gestione delle fertilizzazioni in quanto la presenza di biochar nel terreno può comportare un aumento delle perdite per lisciviazione.

Bibliografia

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., Wessolek, G. (2013). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202–203, 183–91. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.003>
- Andrenelli, M.C., Maienza, A., Genesio, L., Miglietta, F., Pellegrini, S., Vaccari, F.P., Vignozzi, N. (2016). Field application of pelletized biochar: Short term effect on the hydrological properties of a silty clay loam soil. *Agricultural Water Management*, 163, 190–6. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.09.017>
- Baronti S., Vaccari, F.P., Miglietta, F., Calzolari, C., Lugato, E., Orlandini, S., Pini, R., Zulian, C., Genesio, L. (2014). Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *European Journal of Agronomy*, 53, 38–44. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.003>
- Genesio, L., Miglietta, F., Baronti, S., Vaccari, F.P. (2015). Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: Results from a four years field experiment in Tuscany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 201, 20–5. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.021>
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - A review. *Biology and Fertility of Soils*, 35(4), 219–30. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>
- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., Close, D. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 376(1–2), 347–61. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x>
- Hardie, M.A., Oliver, G., Clothier, B.E., Bound, S.A., Green, S.A., Close, D.C. (2015). Effect of Biochar on Nutrient Leaching in a Young Apple Orchard. *Journal of Environmental Quality*, 44(4), 1273–82. Accesso via <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0068>
- Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., Karlen, D. (2010). Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158(3–4), 436–42. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.012>
- Lehmann, J., Da Silva, J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a

- Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249(2), 343–57. Accesso via <https://doi.org/10.1023/A:1022833116184>
- Lehmann, J. (2007). A handful of carbon. *Nature*, 447, 143–144. Accesso via <https://doi.org/10.1038/447143a>
- Novak, J., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J., Steiner, C., Das, K., Ahmedna, M., Rehrach, D., Watts, D., Busscher, W. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*, 3(1), 195–206
- Novak, J.M., Busscher, W.J., Watts, D.W., Amonette, J.E., Ippolito, J.A., Lima, I.M., Gaskin, J., Das, K.C., Steiner, C., Ahmedna, M., Rehrach, D., Schomberg, H. (2012). Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Science*, 177(5), 310–20. Accesso via <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e31824e5593>
- Pump, C., Keiblinger, K.M., Scheiblauser, E., Johnen, S., Lehto, N.J., Soja, G., Zehetner, F. (2019). Temporal Changes in the Efficiency of Biochar- and Compost-Based Amendments on Copper Immobilization in Vineyard Soils. *Soil Systems*, 3(4), 78. Accesso via <https://doi.org/10.3390/soilsystems3040078>
- Schmidt, H.P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M.W.H., Mackie, K.A., Abiven, S. (2014). Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 117–23. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>
- Soja, G., Wimmer, B., Rosner, F., Faber, F., Dersch, G., von Chamier, J., Pardeller, G., Ameer, D., Keiblinger, K., Zehetner, F. (2018). Compost and biochar interactions with copper immobilisation in copper-enriched vineyard soils. *Applied Geochemistry*, 88, 40–8. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.06.004>
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E., Tonon, G. (2013). Biochar Reduces Short-Term Nitrate Leaching from A Horizon in an Apple Orchard. *Journal of Environmental Quality*, 42(1), 76–82. Accesso via <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0250>

- Verheijen, F.G.A., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., and Diafas, I. (2009). *Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions*. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R. (2012). Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*, 89(11), 1467–71. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.002>

Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio

Irene Criscuoli – Libera Università di Bolzano

Maurizio Ventura – Libera Università di Bolzano

Pietro Panzacchi – Libera Università di Bolzano / Università degli Studi del Molise

Bruno Glaser – Università Martin Lutero Halle-Wittenberg, Germania

Katja Wiedner – Università Martin Lutero Halle-Wittenberg, Germania

Christian Ceccon – Libera Università di Bolzano

Maximilian Lösch – Centro di Sperimentazione Laimburg

Barbara Raifer – Centro di Sperimentazione Laimburg

Giustino Tonon – Libera Università di Bolzano

Abstract

In Alto-Adige esistono una quarantina di impianti a gassificazione e pirolisi che ogni anno producono circa 1250 t di carbone vegetale. Quest'ultimo viene attualmente smaltito come rifiuto, rappresentando un costo per i gestori. Se il carbone vegetale rispettasse determinati parametri di legge (G.U. 186 12.08.2015) potrebbe essere definito "biochar" e distribuito nei terreni agricoli al fine di migliorarne le qualità e le rese delle colture. Inoltre, grazie all'alto contenuto di carbonio (C) e alla stabilità della sua struttura chimica, il biochar può contribuire a sequestrare C nel suolo in maniera duratura in un'ottica di mitigazione del cambiamento climatico. Tuttavia, l'ampia variabilità nei risultati pubblicati rende necessaria una verifica delle possibili condizioni di impiego specifiche dell'Alto-Adige. Nel presente capitolo si riportano i risultati di un esperimento realizzato in un vigneto nei pressi di Merano, dove si è valutata l'effettiva stabilità nel suolo di biochar prodotto a partire da cippato di legno e il suo effetto sulle emissioni di gas serra, per due anni e mezzo. Il suolo del vigneto è stato ammendato con due dosi di biochar (25 e 50 t/ha), singolarmente o in associazione con compost (45 t/ha), e confrontato con suolo di controllo non ammendato. La stabilità del biochar nel suolo è stata valutata a diversi tempi dalla distribuzione degli ammendanti (tre settimane, un

anno e due anni) con due diverse metodologie: il bilancio di massa isotopico e la quantificazione degli Acidi Policarbossilici Aromatici (BPCA), marcatori molecolari del carbone. Le emissioni di gas serra (CO_2 , CH_4 , N_2O) dal suolo sono state misurate attraverso un analizzatore di gas con tecnologia cavity ring-down spectroscopy (CRDS) e un sistema di camere chiuse dinamiche. I risultati hanno mostrato che il biochar ha contribuito a una riduzione delle emissioni di N_2O del suolo e ad un aumento di quelle di CO_2 in maniera significativa, ma limitata nel tempo e di lieve entità, mentre non ha avuto nessun effetto sulle emissioni di CH_4 . La stima della stabilità del biochar nel suolo è risultata influenzata dal metodo utilizzato e caratterizzata da ampia incertezza. Il metodo del bilancio di massa isotopico ha messo in evidenza una degradazione significativa del biochar soltanto nel trattamento B1 (25 t/ha), con un tempo medio di permanenza (MRT) nel suolo di 2,7 anni. Il metodo dei BPCA non ha evidenziato una degradazione significativa del biochar nel suolo per entrambe le dosi applicate. Sulla base dei risultati di questo esperimento di campo, di medio termine, si può concludere che l'impiego del biochar da gassificazione come ammendante agricolo non ha controindicazioni sull'emissione di gas serra dal suolo e contribuisce ad aumentare il contenuto di C del terreno. Tuttavia ulteriori sperimentazioni sarebbero necessarie al fine di valutare l'efficacia di questo metodo per la mitigazione dei cambiamenti climatici a lungo termine.

1. Introduzione

In Alto Adige sono presenti una quarantina di impianti a gassificazione e pirolisi che producono energia termica, elettrica e circa 1250 t/anno di carbone vegetale, un residuo della produzione energetica che al momento viene smaltito come rifiuto, rappresentando un costo notevole per i gestori degli impianti.

Tuttavia, il carbone vegetale è stato oggetto di studio da parte della comunità scientifica mondiale, ormai da una quindicina d'anni, per le sue potenzialità di utilizzo come ammendante in agricoltura. Se distribuito al suolo, il carbone vegetale viene definito biochar e può contribuire a migliorarne le caratteristiche chimiche (Ding et al., 2016), fisiche (Blanco-Canqui, 2017) e biologiche (Hardy et al., 2019) e aumentare le rese delle colture (Crane-Droesch et al., 2013; Liu et al., 2013). Inoltre, data la sua struttura chimica, che lo rende

difficilmente degradabile da parte dei microrganismi, il biochar può essere usato come strategia per aumentare la capacità di sequestro di carbonio (C) del suolo (Glaser et al., 2002) in un'ottica di mitigazione dei cambiamenti climatici.

Pur permesso dalla legge italiana (G.U. 186 12.08.2015), l'uso del biochar come ammendante in agricoltura non è ancora diffuso. I motivi sono in parte dovuti alla necessità di valutare e adattare i risultati scientifici ad ambienti e colture diverse. I numerosi studi sul biochar hanno infatti fornito risultati contrastanti (Lehmann et al., 2015) a causa della complessità dei fattori in gioco: il biochar può essere prodotto mediante diverse tecnologie, partendo da diversi tipi di biomassa vegetale, ed essere utilizzato in condizioni pedo-climatiche e agronomiche molto diverse tra loro (Gurwick et al., 2013).

In questo capitolo, verranno riportati i risultati di uno studio di campo, effettuato nell'ambito del progetto WOOD-UP, al fine di valutare l'impatto della distribuzione di biochar, da solo o in combinazione con compost, sulla mitigazione del cambiamento climatico nei suoli agrari alto-atesini. In particolare, in un vigneto nei pressi di Merano, si è valutata la stabilità del biochar nel suolo e l'impatto della sua applicazione sulle emissioni di gas ad effetto serra (CO₂, CH₄, N₂O) dal suolo nel medio termine.

2. Materiali e metodi

2.1 Sito sperimentale e applicazione dei trattamenti

Il lavoro presentato in questo capitolo è frutto di una sperimentazione realizzata in un vigneto maturo (cv. Müller Thurgau, impiantato nel 2007 ed innestato su SO4) situato nei pressi di Merano (BZ), ad un'altitudine di circa 600 m s.l.m., gestito dal Centro di Sperimentazione Laimburg (Fig. 1). Il clima dell'area è stato caratterizzato, nei 3 anni di esperimento, da una temperatura media annuale di 10.8 °C, e precipitazioni annue di 896,9 mm (dati meteo del Centro Sperimentale Laimburg, centralina di Fragsburg, Merano).

Il suolo dell’impianto è di tipo franco-sabbioso, secondo la classificazione USDA, con un contenuto del 64% di sabbia, 24% di limo e 7% di argilla. È un suolo poco profondo, ricco di scheletro ed è classificabile come Dystric Eutrochrept (USDA, 1999). Il contenuto di C organico è $2,4\pm 0,8\%$, il pH è $6,4\pm 0,2$ e la densità apparente $1,1\pm 0,1 \text{ g/cm}^3$. Durante la sperimentazione, il sito non è stato fertilizzato ed è stato irrigato solo nel primo anno (da maggio 2017 a giugno 2018).

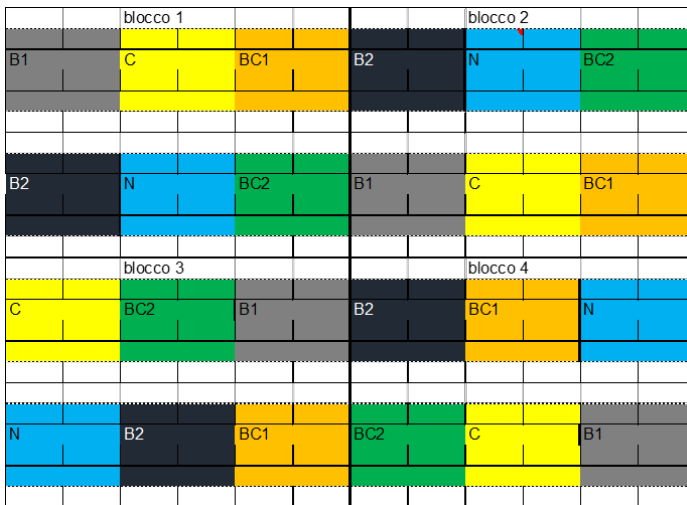


Fig. 1 – Il campo sperimentale (foto in alto), al momento della distribuzione di biochar e compost a maggio 2017, subito prima della lavorazione del suolo per l’interramento degli ammendanti agricoli. Sono visibili le parcelle sperimentali. Nella figura in basso si riporta il disegno sperimentale a blocchi randomizzati

Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo
sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio

Tabella 1 – Caratteristiche fisico-chimiche del biochar utilizzato nel presente lavoro

Parametro	Unità	Valore	Incertezza
pH	-	12,4	0,5
Densità apparente	g cm ⁻³	0,165	-
Frazione <5 mm	%	100	10
Frazione <2 mm	%	97	10
Frazione <0,5 mm	%	70	7
Massima ritenzione idrica	% w/w	86	7
Ceneri (550 °C)	%	31	3
C totale	%	58,9	-
C in CaCO ₃	%	1.1	-
C organico	%	57	5
H:C	-	0,10	0,01
N totale	%	0,39	0,04
C:N		151	
P totale	%	0,64	-
K totale	%	3,5	0,5
IPA ¹	mg/kg	<1	-

¹ Idrocarburi policiclici aromatici

Il 2 maggio 2017 sono stati distribuiti gli ammendanti. Il biochar è stato applicato in due dosi (25 e 50 t/ha), da solo o in combinazione con 45 t/ha di compost. Sono inoltre stati predisposti un trattamento con solo compost (45 t/ha) e un controllo (senza distribuzione di ammendanti). In totale sono quindi stati confrontati 6 trattamenti: controllo non ammendato (trattamento N); 25 t/ha di biochar (trattamento B1); 50 t/ha di biochar (trattamento B2); 45 t/ha di compost (trattamento C); 25 t/ha di biochar + 45 t/ha di compost (trattamento B1C); 50 t/ha di biochar + 45 t/ha di compost (trattamento B2C). A seguito della loro distribuzione, gli ammendanti sono stati incorporati nel suolo nei primi 15 cm di profondità, mediante una lavorazione superficiale del suolo. La stessa lavorazione è stata effettuata anche nel suolo di controllo senza ammendanti, in modo da garantire le stesse condizioni di disturbo a tutti i trattamenti. Per ogni trattamento sperimentale sono state predisposte 4 repliche, per un totale di 24 parcelle, distribuite secondo uno schema a blocchi randomizzati. Ogni parcella ha una superficie di circa 80 m² e ospita 20 piante di vite, distribuite sue due filari adiacenti (Fig. 1). In ogni parcella, gli ammendanti sono stati distribuiti sull'interfilare centrale e sulla metà dei due interfilari adiacenti, mentre le misure descritte nel presente lavoro sono state fatte solo nell'interfilare centrale.

2.2 Biochar utilizzato

Il biochar utilizzato nell'esperimento è costituito da frammenti di ridotte dimensioni (<5 mm) ed è stato prodotto a partire da cippato di conifera ad una temperatura di circa 500 °C, con il metodo della fast pyrolysis (pirolisi veloce), ad opera dell'azienda Record Immobiliare S.r.l. di Lunano (PU), produttore di biochar regolarmente registrato. Una dettagliata descrizione delle caratteristiche fisico-chimiche del biochar è riportata nella Tabella 1.

2.3 Valutazione della stabilità del biochar nel suolo

2.3.1 Bilancio di massa isotopico

Questo metodo si basa sull'utilizzo degli isotopi stabili del carbonio. La firma isotopica del carbonio è il rapporto tra l'abbondanza dell'isotopo più pesante rispetto a quello più leggero (¹³C/¹²C) e si esprime come deviazione (δ, ‰) rispetto uno standard di riferimento internazionale (Michener & Lajtha, 2007).

Nel maggio del 2017, due settimane prima della distribuzione dei trattamenti (tempo t_0), sono stati prelevati due campioni di suolo da ogni parcella sperimentale, per un totale di 48 campioni, mediante un campionatore a tubo spaccato (Eijkelkamp, Giesbeek, Olanda), fino alla profondità di 20 cm. Il campionamento è stato poi ripetuto, con le stesse modalità, a tempi diversi dopo l'applicazione dei trattamenti: tre settimane dopo (t_1), 1 anno dopo (t_2) e 2 anni dopo (t_3). I campioni prelevati sono stati pesati e setacciati a 2 mm in modo da separare le pietre e le radici, eventualmente presenti, dalla terra fine. Le pietre estratte da ogni campione sono state pesate e il loro volume misurato mediante immersione in acqua, al fine della determinazione della densità delle pietre. Il peso secco del campione è stato ottenuto mediante prelievo ed essiccazione, in stufa, a 105 °C di un subcampione di terra fine. Un altro subcampione di terra fine è stato invece seccato a temperatura ambiente, macinato finemente ed analizzato presso i laboratori della Libera Università di Bolzano per determinarne la concentrazione di carbonio organico (%) e la firma isotopica ($\delta^{13}\text{C}$). Per ogni campione, la densità apparente del suolo (g/cm^3) è stata determinata dividendo il peso secco del campione di terra fine per il volume di campione prelevato, sottraendo da quest'ultimo il volume delle pietre presenti nel campione.

Le analisi di concentrazione di carbonio organico (%) e firma isotopica ($\delta^{13}\text{C}$) sono state realizzate anche su 4 campioni di biochar.

Poiché il bilancio di massa isotopico può essere impiegato solo nel caso in cui siano presenti due fonti di C nel suolo, abbiamo applicato questo metodo solo ai trattamenti B1 e B2 e non ai trattamenti B1C e B2C. Questi ultimi infatti presentano tre fonti di C (la sostanza organica nativa del suolo, il biochar e il compost). La valutazione è stata realizzata, per ogni tempo di campionamento mediante la seguente equazione:

$$f = \frac{\delta^{13}\text{C}_{tot} - \delta^{13}\text{C}_{SOM}}{\delta^{13}\text{C}_{biochar} - \delta^{13}\text{C}_{SOM}} \quad [1]$$

dove f è la frazione di carbonio organico del suolo derivante dal biochar ($\text{C}_{biochar}/\text{C}_{tot}$), mentre $\delta^{13}\text{C}_{tot}$, $\delta^{13}\text{C}_{SOM}$ e $\delta^{13}\text{C}_{biochar}$ sono rispettivamente le firme isotopiche del suolo ammendato con biochar, della sostanza organica nativa del suolo (soil organic matter, SOM) e del biochar. Il valore di $\delta^{13}\text{C}_{SOM}$ è

stato ottenuto dall'analisi dei campioni di suolo prelevati dalle stesse parcelle prima della distribuzione degli ammendanti (t_0).

I dati sono stati utilizzati per calcolare il quantitativo di carbonio derivante da biochar (biochar-C) contenuto nello strato di suolo campionato (20 cm) ed espresso in t/ha, attraverso la seguente equazione:

$$\text{Biochar-C [t/ha]} = f \times C_{\text{org}}[\%]/100 \times \rho_{\text{suolo}} [\text{g/cm}^3] \times 20 [\text{cm}] \times 100 \quad [2]$$

Dove C_{org} è la concentrazione di carbonio organico nel suolo e ρ_{suolo} è la densità apparente del suolo.

Successivamente, i valori ottenuti sono stati interpolati con un modello di decadimento esponenziale:

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad [3]$$

dove C_t è la quantità di biochar-C rimanente nel suolo al tempo t , C_0 è la dose di biochar-C distribuita al suolo e k è la costante di decomposizione del biochar. Il tempo di permanenza medio del biochar nel suolo (Mean Residence Time, MRT) è stato calcolato come $1/k$.

2.3.2 Metodo dei BPCA)

Nei campioni di suolo prelevati dal vigneto al t_0 , t_1 e t_3 , il contenuto di carbonio derivante da biochar è stato determinato anche attraverso l'analisi di specifici marcatori molecolari per il black carbon (Acidi Policarbossilici Aromatici, BPCA), secondo la metodologia proposta da Busch e Glaser (2015). Le analisi sono state realizzate presso i laboratori dell'università Martin Luther di Halle-Wittenberg (Germania).

Al fine di quantificare il contenuto di BPCA i campioni sono stati esposti a quattro fasi analitiche: idrolisi, ossidazione, derivatizzazione e quantificazione attraverso la gascromatografia (Busch e Glaser, 2015). Una volta quantificati i BPCA, il contenuto di biochar-C presente nel campione è stato ottenuto moltiplicando i BPCA per un fattore di conversione (10) calcolato come rapporto fra i BPCA presenti nel biochar e il suo contenuto in carbonio organico.

I risultati delle analisi sono stati utilizzati per calcolare il contenuto di carbonio derivante da biochar nel suolo ed espresso in tonnellate per ettaro (biochar-C, t/ha) attraverso la formula:

$$\text{Biochar-C} = C_{\text{BPCA}} [\text{g/kg}] \times Q_{\text{suolo}} [\text{g/cm}^3] \times 20 [\text{cm}] \times 10 \quad [4]$$

dove C_{BPCA} è il contenuto di black carbon (g/kg di suolo) determinato mediante il metodo dei BPCA.

Al fine di valutare la stabilità del biochar apportato al suolo, la quantità di biochar-C stimata ad ogni tempo di prelievo è stata corretta, sottraendo da essa il contenuto di carbone naturalmente già presente nel suolo prima della distribuzione dei trattamenti, determinato dall'analisi dei campioni prelevati al t0.

Poiché le analisi dei BPCA sono state effettuate solamente in due momenti dall'applicazione del biochar, non è stato possibile calcolare un tasso di decomposizione usando un modello esponenziale, come nel caso del bilancio di massa isotopico.

2.4 Misura delle emissioni di gas serra dal suolo

Nel campo sperimentale si sono misurate le emissioni dal suolo dei tre principali gas serra: anidride carbonica (CO_2 , $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), metano (CH_4 , $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e protossido di azoto (N_2O , $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). I flussi sono stati quantificati in tempo reale, direttamente in campo, attraverso l'impiego di un analizzatore di gas con tecnologia CRDS (cavity ring-down spectrometry, Picarro Inc., Santa Clara, CA, USA), collegato a 6 camere dinamiche chiuse (eosAC Autochamber, Eosense Inc., Dartmouth, NS, Canada) controllate da un multiplexer (eosMX, Eosense Inc., Dartmouth, NS, Canada). Per realizzare le misure, le camere sono state posizionate su collari in PVC di 15 cm di diametro, inseriti nei primi 4 cm di suolo. Le misure su ogni collare hanno avuto la durata di 10 minuti, con un tempo di attesa fra una misura e l'altra di 132 secondi.

Le emissioni di gas serra sono state monitorate da agosto 2017 a dicembre 2019, con cadenza mensile. Durante ogni campagna di misura le 6 camere sono state

utilizzate, a rotazione, su 3 repliche per ogni trattamento, per un totale di 18 parcelle monitorate.

Le misure sono state interrotte nei mesi di gennaio e febbraio 2018 e 2019 a causa della presenza di ghiaccio e neve sul suolo e, occasionalmente, in altri periodi dell'anno a causa di guasti alla strumentazione.

2.5 Analisi statistica

I risultati delle varie analisi del suolo presentati in questo capitolo sono la media di 4 repliche per ogni trattamento (\pm errore standard), mentre i dati relativi alle emissioni di gas serra si riferiscono alla media di 3 repliche per ogni trattamento (\pm errore standard).

I confronti statistici sui parametri esaminati sono stati eseguiti con l'analisi della varianza (ANOVA) seguita dal test di Student–Newman–Keuls (SNK) per evidenziare le differenze significative fra i trattamenti. L'omoschedasticità dei dati è stata verificata e, in caso di violazione di questa condizione, i dati sono stati sottoposti a trasformazione logaritmica. In particolare per la concentrazione di biochar-C nel suolo (g/kg di campione) i confronti sono stati effettuati, per ogni trattamento, fra i diversi tempi di campionamento (t0, t1 e t3); per lo stock di biochar-C nel suolo (t/ha) i confronti sono stati effettuati, per ogni trattamento contenente biochar, fra il tempo t1 e t3; per lo stock di C nel suolo (t/ha) i confronti sono stati effettuati, per ogni trattamento, fra i quattro tempi di campionamento (t0, t1, t2, t3); per le emissioni di ognuno dei gas serra, il confronto è stato effettuato fra i sei trattamenti, in occasione di ogni campagna di misura.

L'interpolazione dei valori di biochar-C nel suolo con modello esponenziale è stata effettuata mediante analisi di regressione non-lineare. Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il software STATA 16 (StataCorp LLC, Texas, USA), ad un livello di confidenza del 95%.

3. Risultati

3.1 Stabilità del biochar nel suolo

Sulla base del bilancio di massa isotopico, dopo tre settimane dall'applicazione degli ammendanti, nel trattamento B1 si è ritrovato, in media, l'80±9 % del biochar-C applicato al suolo, mentre, nel trattamento B2, se ne è ritrovato il 95±18 % (Fig. 2). Dopo circa un anno (385 giorni), le percentuali di biochar-C rimanente nel suolo sono scese al 70 ± 14% nel trattamento B1 e al 91 ± 16% nel trattamento B2 (Fig. 2). Infine, dopo circa 2 anni (745 giorni), nel trattamento B1 è rimasta meno della metà del biochar-C distribuito (40±17 %), mentre nel trattamento B2 il 69±31 % (Fig. 2).

Nel trattamento B1, il tasso di decomposizione giornaliero (k), stimato attraverso il modello esponenziale negativo, è risultato pari allo 0,1% e quello annuo pari al 36,5%, corrispondente a un tempo di permanenza medio nel suolo (Mean Residence Time, MRT) di 2,7 anni. Nel trattamento B2, invece, non si è evidenziato un tasso di decomposizione significativo. Il modello di degradazione ottenuto per il trattamento B1 mostra una notevole perdita di biochar-C nelle prime tre settimane dell'esperimento. In particolare, si misura una quantità di biochar nel suolo inferiore del 19,75% rispetto alla quantità di biochar effettivamente applicata (Fig. 2). Dopo questa importante perdita iniziale si osserva che la riduzione della concentrazione continua, ma con minore intensità, nel primo anno (-9,75%) per poi riaccelerare nel secondo anno (-30,17%).

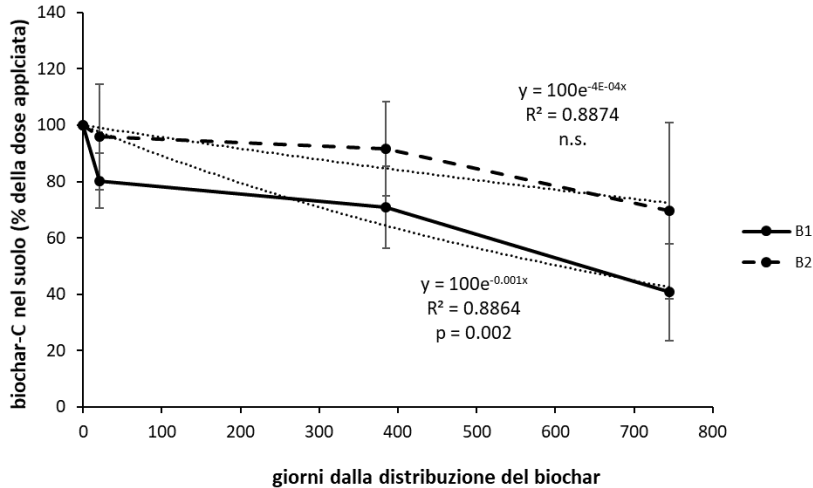


Fig. 2 – Biochar-C nel suolo (% della dose applicata) 21, 385 e 745 giorni dopo la distribuzione del biochar nei trattamenti B1 (25 t/ha di biochar) e B2 (50 t/ha biochar). I valori presentati sono il risultato del bilancio di massa isotopico. Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media.

Dai risultati della seconda metodologia utilizzata per stimare la stabilità del biochar-C nel suolo, ossia l'analisi dei BPCA, si evince che prima della distribuzione degli ammendanti nel suolo erano già presenti $7,45 \pm 0,1$ g biochar-C per kg di suolo (Fig. 3). In tutti i trattamenti con biochar e biochar+compost, il contenuto di biochar-C aumenta significativamente dopo la distribuzione dei suddetti ammendanti, mentre nei trattamenti C e N il contenuto di biochar-C non registra nessuna variazione significativa (Fig. 3). In tutti i trattamenti, fra il tempo t1 e il tempo t3, non si osservano variazioni significative nel contenuto di biochar-C (Fig. 3).

Dopo aver sottratto la quantità di biochar naturalmente presente nel suolo, le quantità di biochar ritrovate al tempo t1 sono risultate pari a 8,4 tC/ha nel trattamento B1, 12,5 tC/ha nel trattamento B1C, 20,5 tC/ha nel trattamento B2 e 24,2 tC/ha nel trattamento B2C (Fig. 4). In proporzione alla quantità di biochar-C distribuita con gli ammendanti (15,9 tC/ha nei trattamenti B1 e B1C e 31,9 tC/ha nei trattamenti B2 e B2C, raffigurate con delle barre orizzontali nella Fig. 4), le quantità stimate risultano pari al 52% e al 78% nei trattamenti

B1 e B1C, rispettivamente, e al 64% e 75% nei trattamenti B2 e B2C, rispettivamente. Al tempo t3, nei trattamenti B1 e B2 il metodo dei BPCA ha sovrastimato la quantità di biochar-C nel suolo, che risulterebbe infatti maggiore del quantitativo applicato (Fig. 4). Allo stesso tempo, nei trattamenti B1C e B2C si sono stimate 16,2 tC/ha e 22,7 tC/ha di biochar-C, rispettivamente (Fig. 4). Tuttavia, i valori stimati nei due tempi di campionamento non risultano significativamente diversi fra loro, per nessuno dei trattamenti sperimentali.

Confrontando i due metodi di quantificazione del biochar-C nel suolo (Fig. 5), si può osservare come al tempo t1 le stime ottenute con i due metodi non differiscano in maniera significativa anche se la stima ottenuta col bilancio di massa isotopico si avvicina maggiormente alla quantità effettivamente distribuita sia nel trattamento B1 (13,86 ± 2,53 t/ha di biochar-C rispetto a 15,9 t/ha) che nel trattamento B2 (30,63 ± 5,98 t/ha di biochar-C rispetto a 31,9 t/ha), mentre il metodo dei BPCA fornisce stime inferiori alle dosi applicate (8,39±3,76 t/ha di biochar-C rispetto a 15,9 t/ha nel B1 e 20,54± 5.71 t/ha di biochar-C rispetto a 31,9 t/ha applicate nel B2). Al tempo t3, la stima del biochar-C rimanente nel suolo mediante il metodo dei BPCA nel trattamento B1 risulta significativamente più alta (+63,3%) dalla quantità stimata con il bilancio di massa isotopico, mentre nel trattamento B2 non si sono rilevate differenze significative tra i due metodi (Fig. 5).

Per quanto riguarda il C totale (t/ha) presente nei suoli, nella Fig. 6 si può notare che lo stock di C aumenta in maniera significativa, fra il tempo t0 e il tempo t3, nei trattamenti con la dose più alta di biochar (B2, +83% e B2C, +41,8%). Questo aumento è dovuto alla distribuzione di 50 t/ha di biochar. La diminuzione dello stock di C nel suolo osservata nel controllo tra il tempo t1 e il tempo t3 (Fig. 6) è da attribuirsi probabilmente alla variazione della densità apparente del suolo. Questa infatti diminuisce al t1 in seguito alle operazioni di lavorazione del suolo. La minor densità del suolo ha causato una riduzione della quantità di suolo campionato a parità di profondità, e quindi dello stock di C stimato nel suolo. Nello stesso trattamento al t3 si nota infatti un ritorno dello stock di C a valori comparabili al t0, probabilmente a causa del passaggio ripetuto delle macchine agricole per le operazioni colturali e della conseguente compattazione del suolo (aumento della densità apparente).

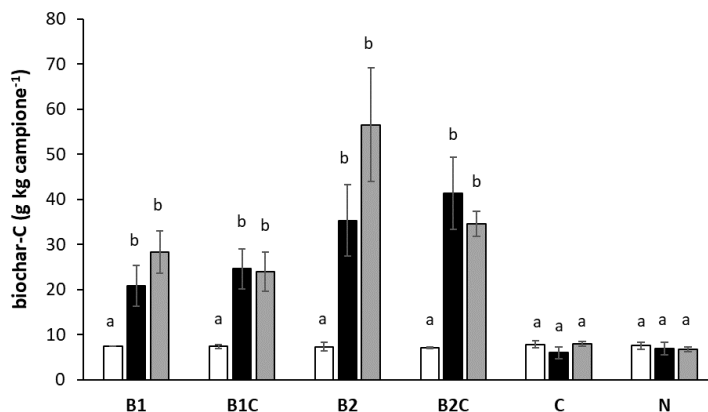


Fig. 3 – Biochar-C presente nel suolo (g/kg) nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost) prima della distribuzione degli ammendanti agricoli (barre bianche, t0), 3 settimane dopo (barre nere, t1) e 2 anni dopo (barre grigie, t3). Le lettere al di sopra delle barre indicano, se diverse, una differenza statisticamente significativa fra i tre tempi di campionamento all'interno dello stesso trattamento ($p \leq 0,05$). I valori presentati sono il risultato della quantificazione degli Acidi Policarbossilici Aromatici (BPCA). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media.

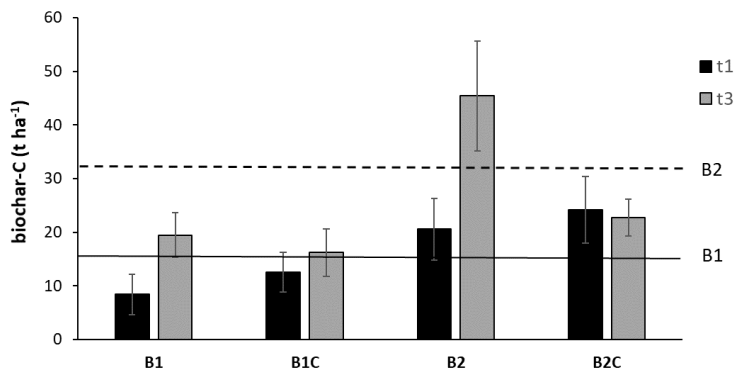


Fig. 4 – Biochar-C presente nel suolo (t/ha) nei trattamenti: B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost) e B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost) 3 settimane dopo la distribuzione degli ammendanti (barre nere nel grafico, t1) e 2 anni dopo (barre grigie, t3). Alla quantità misurata nei campioni di suolo è stata sottratta la quantità di biochar-C naturalmente presente nei suoli prima della distribuzione degli ammendanti (t0). Le linee orizzontali rappresentano le dosi di biochar applicate (B1 e B2). Non sono state riscontrate differenze significative fra il tempo t1 e t3 ($p \leq 0,05$). I valori presentati sono il risultato della quantificazione degli Acidi Policarbossilici Aromatici (BPCA). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media

Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo
sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio

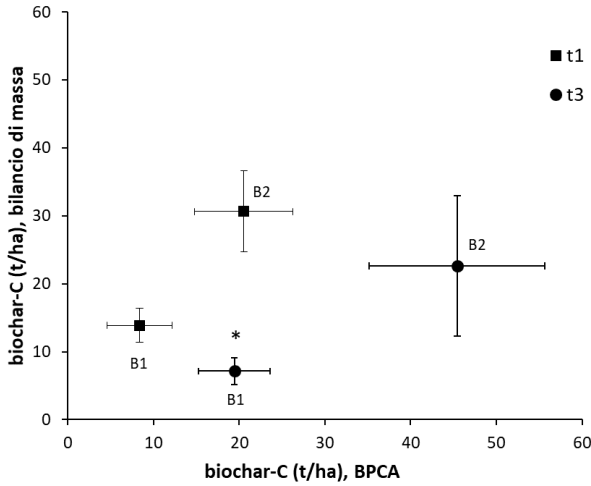


Fig. 5 – Confronto delle stime di biochar-C nel suolo (t/ha) ottenute utilizzando il metodo del bilancio di massa isotopico (asse delle Y) e l'analisi dei BPCA (asse delle X), nei trattamenti B1 e B2 tre settimane dopo la distribuzione del biochar (t1) e dopo due anni (t3). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media e l'asterisco indica una differenza significativa fra le stime ottenute con i due metodi analitici.

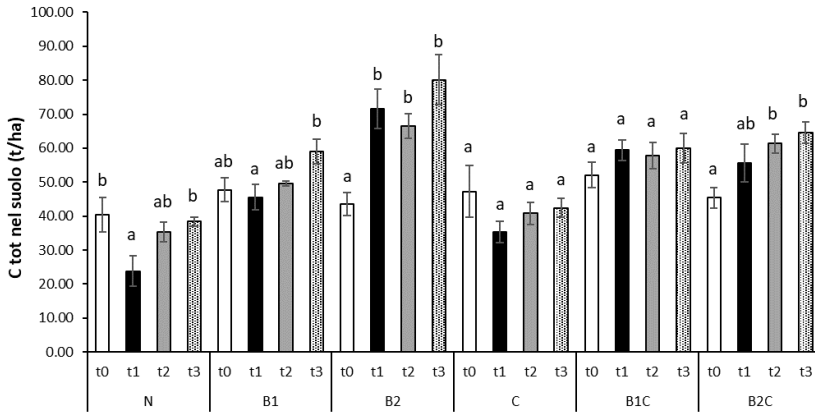


Fig. 6 – Stock di C nel suolo (t/ha) misurato nei trattamenti: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost) e B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost) prima della distribuzione degli ammendanti (t0, barre bianche), 3 settimane dopo la distribuzione degli ammendanti (t1, barre nere), 1 anno dopo (t2, barre grigie) e 2 anni dopo (t3, barre bianche con puntini neri). Le lettere al di sopra delle barre indicano, se diverse, una differenza statisticamente significativa, all'interno dello stesso trattamento, fra i quattro tempi di campionamento ($p \leq 0,05$). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media.

3.2 Emissioni di gas serra dal suolo

Le emissioni di CO₂ dal suolo (Fig. 7) mostrano una marcata variabilità stagionale, con i flussi maggiori misurati nelle stagioni più calde e quelli minori nelle stagioni fredde. Il valore massimo è stato registrato ad agosto 2017 nel trattamento B1 (17,1 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$) e i valori più bassi, prossimi allo 0, sono stati misurati, a dicembre 2017, in tutti i trattamenti.

Si sono notate differenze significative tra i trattamenti solo in 3 campagne sperimentali (Fig. 7, Tab. 2). A giugno 2018, le emissioni del trattamento B2C risultano significativamente più alte delle emissioni dei trattamenti N, B1 e C. Ad aprile 2019, le emissioni del trattamento N risultano significativamente più elevate del trattamento C, mentre a luglio 2019 le emissioni nel trattamento B2 sono più alte rispetto ai trattamenti B1C e C.

I flussi di CH₄ ($\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$, Fig. 8) sono risultati sempre negativi, indicando un consumo netto di metano da parte del suolo, in tutti i trattamenti. Unica eccezione è la campagna di misura di ottobre 2017, quando si sono misurate emissioni nette di metano nei trattamenti B1 (1,1 $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$) e B1C (0,9 $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$). Durante tutto il periodo di studio non risultano differenze significative fra i flussi di metano misurati nei 6 trattamenti.

I flussi di N₂O ($\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$, Fig. 9) sono risultati relativamente alti solo nella prima campagna di misura, ad agosto 2017, con valori che vanno da 0,26 $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ nel trattamento B2C a 0,89 $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ nel trattamento B1C. A partire da ottobre 2017 le emissioni si sono ridotte di intensità variando fra -0,08 e 0,15 $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$. Solamente in quattro delle campagne di misura le emissioni sono risultate significativamente diverse fra i trattamenti oggetto di studio (Fig. 9, Tab. 2). Più in particolare, a dicembre 2017 le emissioni del trattamento N sono risultate significativamente più alte che nel trattamento B2. A maggio 2018 invece, nel trattamento B1C si sono osservate emissioni significativamente più alte di quelle dei trattamenti B2, C e B2C. A dicembre 2018, nel trattamento N si sono registrate emissioni più elevate che in tutti gli altri trattamenti. Infine, a giugno 2019, il trattamento C ha mostrato emissioni maggiori di quelle del trattamento B2.

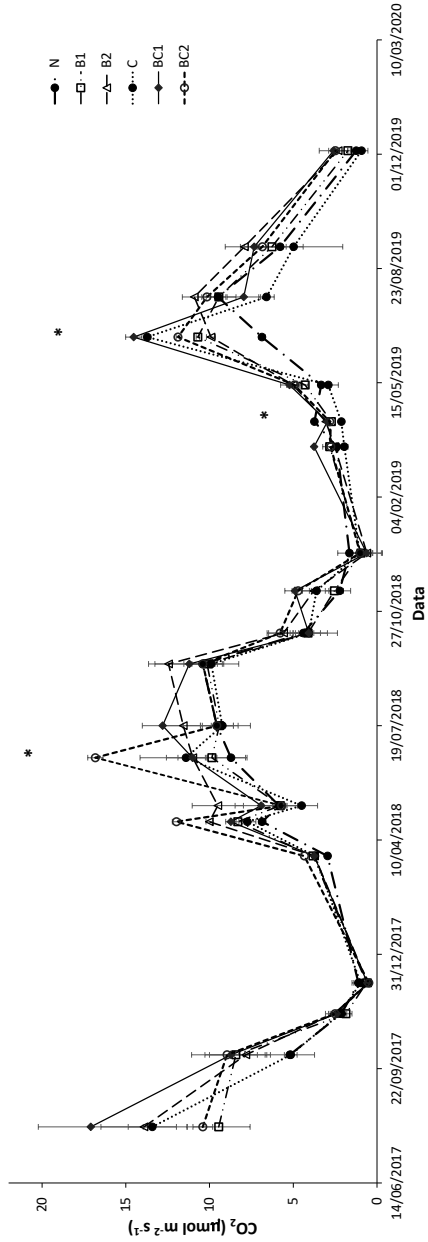


Fig. 7 – Emissioni di CO₂ (µmol/m²/s) dal suolo del vigneto sperimentale di Labers, Merano, misurate nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. I dati rappresentano valori medi sulle tre repliche per ogni trattamento ± errore standard. Gli asterischi indicano una differenza significativa fra i valori medi e i risultati del confronto a coppie fra i trattamenti sono riportati nella tabella 2

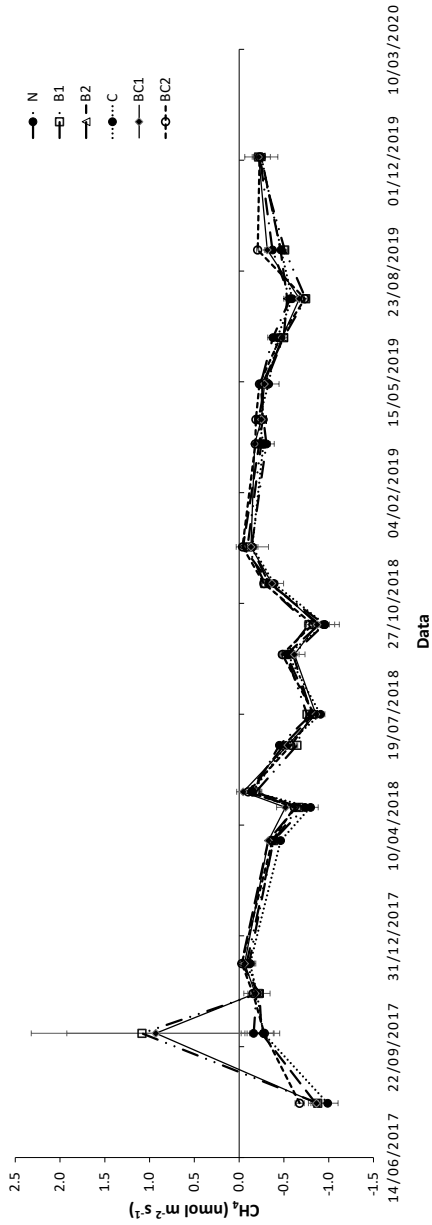


Fig. 8 – Emissioni di CH₄ (nmol/m²/s) dal suolo del vigneto sperimentale di Labers, Merano, misurate nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. I dati rappresentano valori medi sulle tre repliche per ogni trattamento ± errore standard. Non si sono riscontrate differenze significative fra i trattamenti.

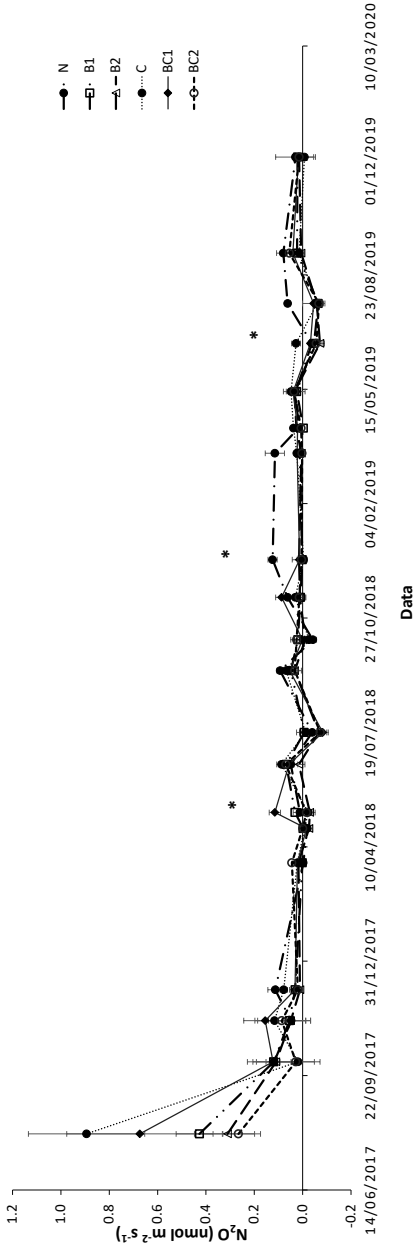


Fig. 9 – Emissioni di N_2O ($nmol/m^2/s$) dal suolo del vigneto sperimentale di Labers, Merano, misurate nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. I dati rappresentano valori medi sulle tre repliche per ogni trattamento \pm errore standard. Gli asterischi indicano una differenza significativa fra i valori medi e i risultati del confronto a coppie fra i trattamenti sono riportati nella tabella 2.

Tabella 2 – Risultati del confronto statistico per le emissioni di CO₂ (μmol/m²/s) e N₂O (nmol/m²/s) dal suolo misurate nei sei trattamenti: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. Diverse lettere indicano differenze significative tra i trattamenti e corrispondono agli asterischi, rispettivamente, nella Fig. 7 e 9.

Trattamento sperimentale	CO ₂ μmol/m ² /s			N ₂ O μmol/m ² /s			
	Giu. 2018	Apr. 2019	Lug. 2019	Dic. 2017	Mag. 2018	Dic. 2018	Giu. 2019
N	8,7 a	3,7 b	9,5 ab	0,11 b	0,01 ab	0,12 b	-0,04 ab
B1	9,9 a	2,7 ab	9,4 ab	0,03 ab	0,03 ab	0,01 a	-0,05 ab
B2	11 ab	3 ab	10,9 c	0,01 a	-0,03 a	0,01 a	-0,07 a
C	11,4 a	2,1 a	6,6 a	0,08 ab	-0,02 a	-0,01 a	0,02 b
B1C	11,1 ab	2,9 ab	7,9 bc	0,03 ab	0,11 b	0,01 a	-0,03 ab
B2C	16,8 b	2,8 ab	10,2 ab	0,02 ab	-0,01 a	0,01 a	-0,06 ab

4. Discussione

4.1 Stabilità del biochar nel suolo

In questo studio, il MRT del biochar nel suolo stimato mediante il bilancio di massa isotopico, per il trattamento B1, è minore rispetto a quanto riportato nella maggior parte degli studi realizzati in precedenza. Nella loro meta-analisi Wang et al. (2016), partendo dai risultati di 24 articoli scientifici, stimano che la frazione più stabile del biochar (rappresentante il 97% dello stesso) risulti avere in media un MRT di 556±483 anni. Tuttavia, ai valori medi di MRT è associata un'alta incertezza, dovuta ad un ampio numero di fattori, quali il tipo di biochar utilizzato, le caratteristiche specifiche del suolo e la metodologia sperimentale utilizzata. In effetti in letteratura esistono stime di MRT dello stesso ordine di grandezza di quella calcolata nel nostro studio. Ad esempio,

nella metanalisi di Singh et al. (2012), che esamina i risultati di 17 diversi studi sperimentali, gli autori riportano valori di MRT variabili da 1 a 750 anni e 6 dei lavori esaminati riportano un MRT < 15 anni. Più recentemente Ventura et al. (2019) hanno stimato un MRT di 10,3 anni in uno studio di campo della durata di 2 anni e mezzo.

D'altra parte, le stime di MRT ottenute con il bilancio di massa isotopico, per il trattamento B2, e quelle ottenute con l'analisi dei BPCA, per entrambi i trattamenti, mostrano una degradazione del biochar nel suolo non significativa e quindi una sostanziale stabilità del biochar nei 2 anni di misure sperimentali. Questo risultato è quindi maggiormente in linea con la maggior parte degli studi riportati in letteratura e riassunti nella meta-analisi di Wang et al. (2016).

L'elevata perdita iniziale evidenziata dal modello di degradazione esponenziale, ottenuto dalle misure isotopiche per il biochar alla dose B1, potrebbe essere attribuibile alla decomposizione della frazione più labile del biochar, per azione dei microorganismi del suolo. E' infatti stato proposto che il biochar sia composto di due frazioni di carbonio diverse: una stabile, che costituisce la maggior parte del biochar, e una frazione minoritaria caratterizzata da una degradazione molto più veloce (Downie et al., 2009; Zimmerman, 2010).

Tuttavia, non si può escludere che la perdita di biochar nella fase iniziale dell'esperimento sia stata causata anche da fattori abiotici. Ad esempio, perdite di biochar potrebbero essere avvenute durante le operazioni di trasporto, scarico e distribuzione del biochar stesso che, essendo di granulometria molto fine e caratterizzato da una densità molto bassa, potrebbe essere stato trasportato dal vento al di fuori delle zone di applicazione. In altri studi è stato osservato che il vento può essere causa di perdite fino al 28% del quantitativo di biochar applicato (Major, 2010). Per limitare tali perdite, il biochar è stato applicato al suolo del vigneto solamente dopo bagnatura, in modo da portarne l'umidità al 20% in peso, e l'incorporazione del biochar nel suolo è stata effettuata subito dopo l'applicazione, ciononostante non si possono escludere perdite per trasporto aereo.

Parte del biochar potrebbe essere stato trasportato via dall'acqua per ruscellamento, data la pendenza del sito. Il biochar infatti è eroso dall'acqua in maniera preferenziale rispetto ad altri tipi di sostanza organica per la sua bassa densità e l'assenza di interazioni con la parte minerale del suolo nel primo periodo successivo all'applicazione (Rumpel et al., 2006). Le perdite di biochar per ruscellamento possono superare il 50% del biochar distribuito (Major et al., 2010). Inoltre, l'acqua può trasportare il biochar anche negli strati di suolo più profondi per percolazione. Singh et al. (2015) hanno osservato che, entro un anno dall'applicazione, una percentuale di biochar compresa fra l'1,2 e il 15,7%, viene trasportata al di sotto dello strato in cui è stato distribuito. La perdita per percolazione, nel nostro sito sperimentale, potrebbe essere stata favorita dalle caratteristiche del suolo che, per via della tessitura e dell'alto contenuto di pietre, è caratterizzato da un elevato drenaggio. Questo sarebbe coerente con quanto riportato dallo studio di Singh et al. (2015), che dimostra che nei suoli di tipo Arenasol la perdita di biochar per percolazione è maggiore di quella dovuta alla mineralizzazione. Inoltre, la natura polverulenta e l'elevata leggerezza del biochar utilizzato potrebbero aver facilitato questi fenomeni.

La stima del MRT del presente studio potrebbe essere stata influenzata anche da aspetti metodologici, come ad esempio la durata della sperimentazione. Secondo numerosi studi la stima della degradazione del biochar è fortemente influenzata dalla durata dell'esperimento (Fang et al., 2014; Kuzyakov et al., 2014; Kuzyakov et al., 2009; Ventura et al., 2019) e risulta più elevata nei primi due anni, per poi rallentare radicalmente. Nel nostro studio, di durata biennale, è possibile che il tasso di degradazione nel trattamento B1 sia stato sovrastimato.

Bisogna dire che gli studi effettuati fino ad ora riguardanti la stabilità del biochar nel suolo sono stati effettuati per la maggior parte in laboratorio, tramite incubazioni di suolo in ambiente controllato. Tali esperimenti potrebbero non rappresentare adeguatamente i fenomeni che avvengono in condizioni di pieno campo (Ventura et al., 2015, 2019). Infatti, in laboratorio, possono non essere simulati in maniera idonea eventi meteorologici, esposizione a ozono e raggi UV, i cicli di gelo e disgelo, fenomeni che possono

accelerare i processi di degradazione fisica e di ossidazione chimica del biochar (Kuzyakov et al., 2014; Spokas, 2010). Inoltre, la fauna del suolo, come i lombrichi, può favorire la riduzione del biochar in frammenti più piccoli e così esporre il biochar ad una maggiore degradazione biotica ed abiotica (Ameloot et al., 2013; Lehmann et al., 2011; Pingree et al., 2017). Infine la presenza di radici nel suolo può aumentare la decomposizione del biochar anche del 50% (Ventura et al., 2019) poiché gli essudati radicali stimolano l'attività microbica (Keith et al., 2011; Luo et al., 2011).

I risultati dell'analisi dei BPCA non evidenziano una riduzione significativa del contenuto di biochar-C nel suolo fra il tempo t1 e il tempo t3 (Fig. 4) ma anzi, si può osservare un tendenziale aumento, anche se non significativo, soprattutto nei trattamenti B1 e B2. Questo risultato è stato osservato in precedenti studi (Busch & Glaser, 2015; Fischer et al., 2018) ed è stato associato a molteplici fattori. Se da una parte i risultati analitici possono risentire di errori operativi, quali l'eterogeneità della distribuzione del biochar in campo, e di possibili errori durante la fase analitica, data la complessità delle procedure (Fischer et al., 2018), dall'altra Glaser & Knorr (2008) hanno osservato un aumento del contenuto di biochar-C nel suolo pari al 25%, non ascrivibile a fonti pirogeniche. I BPCA quindi sarebbero prodotti, sotto forma di pigmenti, *in situ* da varie specie di funghi, quali *Aspergillus niger* e *Cercosporina Kikuchii-Matsumoto-et-Tomoyasu* (Fischer et al., 2018).

Infine, è importante evidenziare che il contenuto totale di carbonio nel suolo è aumentato in maniera significativa nei trattamenti con la dose più alta di biochar (B2 e B2C) a due anni dall'applicazione (Fig. 6). Simili risultati sono stati evidenziati in precedenti studi in un suolo di tipo Oxisol della savana colombiana (Major, 2009), dove è stato registrato un raddoppio del contenuto di carbonio totale del suolo dopo l'apporto di 23,3 t/ha di biochar. L'aumento di carbonio totale è stato misurato anche nel trattamento BC2 dimostrando che l'applicazione del compost non inficia le potenzialità del biochar come forma di stoccaggio di carbonio nel suolo nel medio termine (Fig. 6). Questi risultati confermano quanto osservato in precedenza da Busch & Glaser (2015) che riportano un aumento di un fattore 1,7 nel contenuto di carbonio del suolo dopo 1 anno dall'applicazione di 25 t/ha di biochar co-compostato e da Liu et

al. (2012) che osservano un aumento del C totale nel suolo di un fattore 2,5, dopo l'applicazione di 20 t/ha di biochar e 32,5 t/ha di compost.

È opportuno osservare che le stime di stabilità del biochar nel suolo, ottenute con entrambi i metodi utilizzati, sono caratterizzate da elevata incertezza, per via dell'elevata variabilità naturale del suolo, osservata abitualmente negli studi di campo, che rende difficile effettuare stime precise. D'altro canto, la necessità di effettuare prove in pieno campo è evidente dal confronto dei risultati ottenuti con la letteratura scientifica sull'argomento.

4.2 Emissioni di gas serra dal suolo

Nel presente studio si è osservato un impatto del biochar sulle emissioni di CO₂ molto limitato nel tempo e di lieve entità. Nei trattamenti in cui non si è osservata una degradazione significativa del biochar, l'assenza di effetti sulle emissioni di CO₂, da una parte conferma la stabilità del biochar nel suolo, dall'altro evidenzia l'assenza di uno stimolo della degradazione della sostanza organica nativa del suolo (SOM), il cosiddetto effetto di *priming*. Nel trattamento B1 invece, dove si è potuta evidenziare una decomposizione significativa del biochar, l'assenza di un aumento consistente delle emissioni di CO₂ dal suolo suggerisce che le emissioni derivanti dalla degradazione della SOM si siano ridotte in presenza del biochar (effetto di *priming* negativo), ovvero che il biochar abbia avuto un effetto di protezione della SOM. Tale effetto è stato già osservato in precedenza anche in condizioni di campo (Ventura et al., 2019).

L'impatto ridotto sulle emissioni di CO₂ è apparentemente in contrasto con la metanalisi di He et al. (2017), che sintetizza i risultati di 91 pubblicazioni scientifiche, giungendo alla conclusione che, in media, la distribuzione di biochar nel suolo provoca un aumento del 22% delle emissioni di CO₂ rispetto al suolo non ammendato. Tuttavia, nella stessa metanalisi si riporta una forte differenza tra i risultati degli esperimenti in campo e quelli svolti in laboratorio. Infatti, mentre in questi ultimi il biochar mostra un impatto positivo sulle emissioni di CO₂, negli esperimenti svolti in campo non si evidenziano differenze significative rispetto al controllo (He et al., 2017). Studi più recenti con-

fermano che, in condizioni di campo, l'impatto del biochar sulle emissioni di CO₂ è trascurabile (Lu et al., 2019; Ventura et al., 2019), se non addirittura negativo, causando cioè una diminuzione delle emissioni (Shen et al., 2017). I risultati del presente studio sono quindi in linea con quanto riportato da studi svolti in condizioni simili, e confermano la necessità di effettuare studi in campo. Secondo quanto suggerito dalla meta-analisi di He et al. (2017), altri fattori possono aver determinato il nostro risultato sperimentale. In particolare, il tipo di biomassa di partenza e la temperatura di produzione sembrano avere un forte impatto sull'effetto del biochar sulle emissioni di CO₂. Negli esperimenti in cui la biomassa di partenza è costituita da materiale legnoso e la temperatura di produzione è intorno ai 500°C e non sono impiegati fertilizzanti azotati, in media, l'applicazione del biochar nei suoli agrari non ha un impatto evidente sulle emissioni di CO₂ a latitudini simili a quelle del nostro sito sperimentale (He et al., 2017).

Riguardo al metano, nel presente studio si osservano quasi sempre flussi negativi, indicando cioè un consumo netto di metano nel suolo, in tutti i trattamenti. È noto infatti che in suoli areati, non sottoposti a condizioni di ristagno idrico, il metano è consumato dall'attività di microrganismi presenti nel suolo (Jeffery et al., 2016). In tali condizioni, secondo quanto riportato in letteratura, l'applicazione del biochar tende in genere a ridurre il consumo di metano da parte del suolo (Jeffery et al., 2016), soprattutto quando il pH del suolo è compreso fra 6 e 8 e la temperatura di produzione del biochar è minore di 600°C. Un tale effetto del biochar, che porterebbe quindi ad una diminuzione della capacità del suolo di ridurre la concentrazione atmosferica di questo potente gas serra, non si è invece osservata nel presente studio. L'assenza di effetti del biochar sui flussi di metano nel suolo conferma però quanto osservato in altri studi riportati (He et al., 2017). Secondo He et al. (2017) l'assorbimento di metano può aumentare, in caso di impiego di biochar con pH molto elevato e tessitura del suolo grossolana. Dato il valore elevato di pH (12,5) del biochar utilizzato nel presente studio e la tessitura franco-sabbiosa del suolo del sito sperimentale, sarebbe stato possibile quindi aspettarci flussi più negativi nel suolo trattato con biochar. D'altra parte, è possibile che la

combinazione di altri fattori possa aver annullato gli effetti positivi del biochar sul consumo di metano dal suolo.

Dai risultati riportati in letteratura, risulta che in media le emissioni di N_2O dal suolo vengano inibite dall'ammendamento con biochar. Due diverse meta-analisi (Cayuela et al., 2014; He et al., 2017) riportano diminuzioni medie rispettivamente del 30% e 54% nei suoli ammendati con biochar rispetto a suoli non ammendati. I risultati del presente studio confermano solo parzialmente queste evidenze. Infatti, si è osservata una riduzione delle emissioni nei suoli ammendati con 50 t/ha di biochar, seppur leggera, solamente in 4 delle campagne di misura effettuate nel corso dell'esperimento. Secondo quanto riportato da He et al. (2017), questo risultato potrebbe essere dovuto alle condizioni sperimentali specifiche, quali il pH del suolo vicino alla neutralità, dosi di biochar applicate non molto elevate e mancato impiego di fertilizzanti. Le emissioni più elevate di N_2O si osservano infatti generalmente in suoli fertilizzati con N (He et al., 2017). Vista l'assenza di somministrazione di N nel vigneto durante la sperimentazione, è normale che i flussi di N_2O siano già naturalmente bassi, e quindi l'effetto del biochar sia poco significativo. D'altra parte, secondo Cayuela et al. (2014), alcuni parametri intrinseci del biochar, quali la biomassa d'origine, la temperatura di produzione e il rapporto C/N, avrebbero fatto prevedere una riduzione delle emissioni N_2O molto più marcata.

Nonostante i nostri risultati trovino solo un parziale riscontro nella letteratura scientifica, il nostro rimane uno dei pochi studi di campo con più di due anni di osservazioni. Ulteriori conclusioni si potranno trarre dai nostri dati, stimando le emissioni cumulative dei gas serra lungo tutta la durata dell'esperimento, circa 2 anni e mezzo. Questa sarà possibile grazie all'incrocio dei dati di emissione misurati durante i giorni di campagna e i parametri ambientali che influenzano le emissioni dei gas, mediante la costruzione di modelli matematici. I risultati di queste nuove elaborazioni saranno oggetto di un'ulteriore pubblicazione.

5. Conclusioni

I risultati sperimentali del presente lavoro mostrano che il biochar prodotto da Record Immobiliare a partire da biomassa legnosa, se applicato a dosi opportune, ha effetti trascurabili sulle emissioni di anidride carbonica e metano mentre induce una lieve riduzione delle emissioni di biossido d'azoto dal suolo. Ciò indica come il biochar esaminato in questo studio non abbia effetti negativi sull'emissione di gas serra dal suolo, e conseguentemente possa essere utilizzato senza controindicazioni.

Per quanto riguarda la stabilità del biochar nel suolo, sono stati ottenuti risultati contrastanti a seconda della metodologia utilizzata. Considerando inoltre che entrambe le stime hanno mostrato un elevato margine di incertezza, non è possibile trarre conclusioni certe riguardo a questo aspetto.

L'applicazione di biochar alla dose di 50 t/ha, ha comunque determinato un importante aumento del contenuto di carbonio nel suolo fino a due anni dalla distribuzione dello stesso. Tale aumento, accompagnato dall'assenza di controindicazioni riguardo all'emissione di gas serra dal suolo, indicano che l'applicazione del biochar nei suoli agrari possa rappresentare un metodo per contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici, almeno a medio termine.

Ringraziamenti

Ringraziamo Martin Thalheimer del Centro di Sperimentazione Laimburg per le informazioni che ci ha fornito in termini di caratteristiche meteorologiche e pedologiche del sito sperimentale. Ringraziamo inoltre Georg Trenkwalder e tutto il personale che ha fornito assistenza tecnica nella preparazione dell'esperimento e nella gestione del sito sperimentale.

Bibliografia

- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G. A., & Deneve, S. (2013). Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *European Journal of Soil Science*, 64(August), 379–390. <https://doi.org/10.1111/ejss.12064>
- Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81, 687–711. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>
- Busch, D., & Glaser, B. (2015). Stability of co-composted hydrochar and biochar under field conditions in a temperate soil. *Soil Use and Management*, 31, 251–258. <https://doi.org/10.1111/sum.12180>
- Cayuela, M. L., van Zwieten, L., Singh, B. P., Jeffery, S., Roig, A., & Sánchez-Monedero, M. A. (2014). Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009>
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S., & Torn, M. S. (2013). Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environmental Research Letters*, 8, 1–8. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044049>
- Ding, Y., Liu, Y., Liu, S., Li, Z., Tan, X., Huang, X., ... Zheng, B. (2016). Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(36), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z>
- Downie, A., Munroe, P., & Crosky, A. (2009). Characteristics of Biochar – Physical and Structural Properties. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: science, technology and implementation* (1st ed., pp. 13–29). Earthscan.
- Fang, Y., Singh, B. P., & Singh, B. (2014). Temperature sensitivity of biochar and native carbon mineralisation in biochar-amended soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.018>
- Fischer, D., Erben, G., Dunst, G., & Glaser, B. (2018). Dynamics of labile and stable carbon and priming effects during composting of sludge and lop mixtures amended with low and high amounts of biochar. *Waste Management*, 78, 880–893. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.056>

- Glaser, B., & Knorr, K. (2008). Isotopic evidence for condensed aromatics from non-pyrogenic sources in soils – implications for current methods for quantifying soil black carbon. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 22, 935–942. <https://doi.org/10.1002/rcm>
- Glaser, B., Lehmann, J., & Zech, W. (2002). Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35, 219–230. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>
- Gurwick, N. P., Moore, L. A., Kelly, C., & Elias, P. (2013). A Systematic Review of Biochar Research, with a Focus on Its Stability in situ and Its Promise as a Climate Mitigation Strategy. *PLoS ONE*, 8(9), 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075932>
- Hardy, B., Sleutel, S., Dufey, J. E., & Cornelis, J. (2019). The Long-Term Effect of Biochar on Soil Microbial Abundance , Activity and Community Structure Is Overwritten by Land Management. *Frontiers in Environmental Science*, 7(110), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00110>
- He, Y., Zhou, X., Jiang, L., Li, M., & Du, Z. (2017). *Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes : a meta-analysis*. 743–755. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12376>
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., Kammann, C., & Abalos, D. (2016). Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 251–258. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.021>
- Keith, A., Singh, B., & Singh, B. P. (2011). Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil. *Environmental Science and Technology*, 45(22), 9611–9618. <https://doi.org/10.1021/es202186j>
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., & Glaser, B. (2014). Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021>
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016>

- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B. P., Sohi, S. P., & Zimmerman, A. R. (2015). Persistence of biochar in soil. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: science, technology and implementation* (2nd ed., pp. 235–282). New York: Routledge.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 1812–1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
- Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B., & Glaser, B. (2012). Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 000, 1–10. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100172>
- Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S., Bian, R., Li, L., ... Paz-Ferreiro, J. (2013). Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions — a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil*, 373(1), 583–594. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1806-x>
- Lu, X., Li, Y., Wang, H., Singh, B. P., Hu, S., Luo, Y., ... Li, Y. (2019). Responses of soil greenhouse gas emissions to different application rates of biochar in a subtropical Chinese chestnut plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 271, 168–179. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.03.001>
- Luo, Y., Durenkamp, M., Nobili, M. De, Lin, Q., & Brookes, P. C. (2011). Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(11), 2304–2314. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.020>
- Major, J. (2009). *Biochar application to a Colombian Savanna Oxisol: Fate and effect on soil fertility, crop production, nutrient leaching and soil hydrology*. Cornell University.
- Major, J. (2010). *Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems*.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., & Goodale, C. (2010). Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16(4).
- Michener, R., & Lajtha, K. (2007). *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science* (second edi). Blackwell Publishing.

- Pingree, M. R. A., Makoto, K., & Deluca, T. H. (2017). Interactive effects of charcoal and earthworm activity increase bioavailable phosphorus in sub-boreal forest soils. *Biole*, 53, 873–884. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1227-8>
- Rumpel, C., Chaplot, V., Planchon, O., Bernadou, J., Valentin, C., & Mariotti, A. (2006). Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agriculture. *CATENA*, 65(1), 30–40. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.09.005>
- Shen, Y., Zhu, L., Cheng, H., Yue, S., & Li, S. (2017). Effects of biochar application on CO₂ emissions from a cultivated soil under semiarid climate conditions in Northwest China. *Sustainability*, 9(1482), 1–13. <https://doi.org/10.3390/su9081482>
- Singh, B. P., Fang, Y., Boersma, M., Collins, D., Van Zwieten, L., & Macdonald, L. M. (2015). In Situ Persistence and Migration of Biochar Carbon and Its Impact on Native Carbon Emission in Contrasting Soils under Managed Temperate Pastures. *PLoS ONE*, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141560>
- Singh, N., Abiven, S., Torn, M. S., & Schmidt, M. W. I. (2012). Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale. *Biogeosciences*, 9, 2847–2857. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2847-2012>
- Spokas, K. A. (2010). Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1(2), 289–303.
- Ventura, M., Alberti, G., Panzacchi, P., Delle Vedove, G., Miglietta, F., & Tonon, G. (2019). Biochar mineralization and priming effect in a poplar short rotation coppice from a 3-year field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 55, 67–78. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1329-y>
- Ventura, M., Alberti, G., Viger, M., Jenkins, J. R., Girardin, C., Baronti, S., ... Tonon, G. (2015). Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *GCB Bioenergy*, 7(5), 1150–1160. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12219>
- Wang, J., Xiong, Z., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, 8(3), 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>

Zimmerman, A. R. (2010). Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science and Technology*, 44, 1295–1301. <https://doi.org/10.1021/es903140c>

Produzione e utilizzo del biochar in Alto Adige: analisi del ciclo di vita (LCA) della filiera

Irene Criscuoli – Libera Università di Bolzano

Pietro Panzacchi – Libera Università di Bolzano, Italia / Università degli Studi del Molise

Timo Rossberg – LCA Works Limited, Bedford, Regno Unito

Onesmus Mwabonje – LCA Works Limited, Bedford, Regno Unito

Piers Cooper – LCA Works Limited, Bedford, Regno Unito

Jeremy Woods – LCA Works Limited, Bedford, Regno Unito

Giustino Tonon – Libera Università di Bolzano

Abstract

Attraverso l'analisi di ciclo di vita (LCA) si sono valutati i consumi energetici e le emissioni di gas serra associati alla produzione e all'impiego del biochar da gassificazione nei terreni agrari alto-atesini.

Ad oggi in Alto Adige esistono una quarantina di impianti di gassificazione che impiegano dieci tecnologie distinte. Nessuna di queste consente la produzione di biochar idoneo all'utilizzo in agricoltura, quindi i gestori devono smaltirlo come rifiuto. La filiera risulta avere un impatto ambientale positivo con emissioni di gas serra e consumi energetici negativi. Infatti la gassificazione del legno è una tecnologia energetica ad emissioni zero che può essere impiegata per sostituire fonti energetiche fossili, più impattanti.

Il progetto Wood-Up propone diverse modalità di valorizzazione della filiera attuale. In primis, dalla biomassa legnosa si possono estrarre olii essenziali, prima della gassificazione. L'estrazione è un procedimento con alti consumi energetici, ma gli impatti non sono tali da cambiare il segno del bilancio netto della filiera. Secondariamente, il biochar può essere impiegato come ammendante agricolo, se rispetta determinati parametri di legge. A tal fine il progetto Wood-Up propone l'utilizzo di una tecnologia "migliorata" che permetta la produzione di un biochar idoneo all'utilizzo in agricoltura. Secondo l'analisi LCA, l'impiego della nuova tecnologia migliora il bilancio netto della filiera e la distribuzione del biochar nel suolo ne aumenta gli stock di carbonio e permette di ridurre l'impiego di fertilizzanti di sintesi e acqua a fini irrigui, portando un ulteriore miglioramento del bilancio netto.

In Alto Adige tuttavia al momento si producono annualmente 1250 t di biochar, una quantità sufficiente ad ammendare 50 ettari ipotizzando una dose di 25 t/ha nella distribuzione in campo. Questa superficie è assai ridotta se confrontata con la superficie totale dei vigneti (5.500 ha) e dei meleti (19.000 ha). Ne consegue che per sostenere un impiego diffuso del biochar in agricoltura sarebbe necessario ricorrere all'importazione del biochar stesso, o aumentare il numero degli impianti di gassificazione. Inoltre, l'impiego delle nuove tecnologie comporterebbe un fabbisogno di biomassa circa doppio rispetto alle tecnologie attuali a parità di biochar prodotto. Ne consegue che l'implementazione di questi scenari, può realizzarsi solo attraverso una pianificazione e un sostegno politico a livello provinciale.

1. Introduzione

L'analisi del ciclo di vita (in inglese *Life Cycle Assessment, LCA*) è uno strumento utilizzato per valutare l'impatto sull'ambiente e sulla salute umana del processo di produzione di un bene o di un servizio. L'analisi LCA viene realizzata implementando metodologie standardizzate a livello internazionale (ISO, 2006a, 2006b). I risultati delle analisi LCA possono essere utilizzati come supporto decisionale, sia a livello aziendale che politico, al fine di valutare scenari alternativi e optare per le scelte più sostenibili (Guinée et al., 2011).

Nell'ambito del progetto Wood-Up, l'analisi del ciclo di vita è stata implementata al fine di valutare l'impatto ambientale della filiera della gassificazione del legno, attualmente presente in Alto Adige, esaminandone i consumi energetici e le emissioni di gas climalteranti. La filiera analizzata inizia con la produzione della biomassa legnosa e arriva fino allo smaltimento dei residui della gassificazione attraverso il conferimento del biochar in discarica, l'incenerimento o il suo impiego per la produzione di calcestruzzo, in sostituzione al cemento. Allo stato attuale, infatti, il biochar prodotto dagli impianti alto-atesini non rispetta i parametri di legge che consentono il suo impiego in agricoltura (G.U. 186 12.08.2015) e quindi non può essere utilizzato come ammendante.

Sulla base dei dati prodotti nell'ambito del progetto Wood-Up, la filiera attuale è stata quindi confrontata con una possibile filiera ottimizzata, che preveda sia l'estrazione di olii essenziali dalla biomassa legnosa, da destinare al

mercato farmaceutico prima della gassificazione, sia una modifica delle tecnologie di trasformazione energetica tale da permettere la produzione di un biochar idoneo all'utilizzo in agricoltura.

Nel presente capitolo si descriveranno la metodologia di analisi LCA utilizzata e i risultati ottenuti su scala provinciale.

La filiera della gassificazione e dell'impiego del biochar nei terreni agricoli è già stata analizzata in passato (Hamedani et al., 2019; Ibarrola et al., 2012; Lugato et al., 2013; Roberts et al., 2010). Recentemente Matustík e colleghi (2020), hanno analizzato i risultati di 27 lavori pubblicati tra il 2011 e il 2019 in cui biochar ottenuto da pirolisi è stato applicato a suoli agricoli, mettendo in evidenza la difficoltà di comparare i risultati tra loro a causa dell'estrema varietà nella scelta delle unità funzionali, nei confini del sistema e nelle tecnologie usate. Hammond e colleghi (2011) hanno dimostrato che la pirolisi pur essendo meno efficiente nella produzione di elettricità rispetto alla gassificazione, garantirebbe un abbattimento delle emissioni di CO₂ maggiore per via della maggior quantità di biochar prodotto per unità di feedstock, assumendo che il 68% del carbonio presente nel biochar applicato al suolo rimanga stabile per almeno 100 anni. Tuttavia la gassificazione è risultato sia il processo più efficiente per la produzione di energia a parità di feedstock se comparata con la pirolisi (Ibarrola et al., 2012), sia molto più sostenibile della completa combustione della biomassa (Nguyen et al., 2013). Il numero di fattori variabili che caratterizzano le filiere "biomassa-trasformazione energetica-destino del residuo carbonioso", rende indispensabile una valutazione di impatto ambientale via LCA per ogni filiera che si voglia prendere in considerazione (Matustík et al., 2020). Per questo motivo è stato necessario realizzare un'analisi LCA all'interno del progetto Wood-Up, utilizzando principalmente i dati prodotti dai diversi partner del progetto per ogni fase della filiera. Un'analisi LCA così specifica permette di disegnare un quadro realistico della situazione attuale e una valutazione concreta degli scenari alternativi.

La nostra ipotesi è che, dall'analisi LCA, si evidenzino come l'innovativa filiera di gassificazione, proposta in Wood-Up, possa contribuire alla riduzione delle emissioni di gas serra sia del settore energetico che di quello agricolo, entrambi caratterizzati da elevate emissioni di gas climalteranti. La produzione di energia da biomassa, infatti, è una fonte di energia rinnovabile, che va a sostituire

l'energia prodotta da fonti fossili (European Parliament and Council, 2018) e che, parallelamente l'uso del biochar in agricoltura, può contribuire a ridurre il fabbisogno idrico e di fertilizzanti di sintesi rispetto alle pratiche agronomiche maggiormente diffuse nella provincia e aumentare gli stock di carbonio oltre che ridurre le emissioni di gas serra dai suoli (Shaaban et al., 2018).

2. Materiali e metodi

La LCA per il progetto Wood-Up è stata eseguita secondo le metodologie standardizzate a livello internazionale ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, 2006b) e le migliori prassi raccomandate dalla guida di riferimento internazionale per la compilazione del Life Cycle Assessment, il *ILCD Handbook* del Joint Research Center (JRC, 2010), che prevedono la definizione dello scopo della LCA, l'analisi d'inventario e l'interpretazione dei risultati.

2.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo della presente analisi è quello di confrontare l'impatto ambientale dell'attuale filiera di gassificazione presente in Alto Adige con quello di una filiera "migliorata". Il miglioramento della filiera si riferisce nello specifico alla valorizzazione della biomassa tramite l'estrazione di olii essenziali prima dello sfruttamento energetico e all'utilizzo del biochar come ammendante in agricoltura. Si vuole inoltre valutare l'influenza che determinati fattori hanno sul bilancio netto della filiera, quali l'origine della biomassa e la distanza percorsa per il suo trasporto.

Le categorie di impatto valutate nell'analisi sono: consumo di energia fossile (kg di petrolio equivalente) e cambiamento climatico (kg di anidride carbonica equivalente su un periodo di 100 anni). Gli impatti ambientali di ogni processo sono stati calcolati moltiplicando gli input di materia e di energia, relativi all'unità funzionale dell'LCA che in questo caso corrisponde ad 1 tonnellata di biochar, per i fattori di emissione. Maggiori dettagli sui calcoli sono forniti nella sezione 2.3 del presente capitolo.

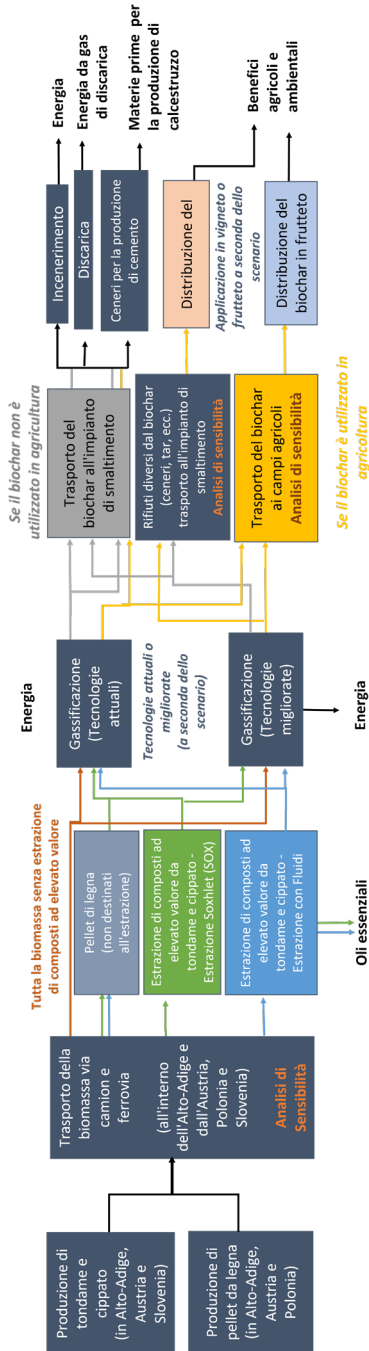


Fig. 1 – Filiera oggetto di studio dell'LCA

La filiera oggetto di studio è descritta nel diagramma di flusso riportato in Fig. 1 dove si descrivono i processi inclusi nei confini del sistema per la filiera attualmente presente in Alto Adige (Scenario 1) e per 6 scenari alternativi.

I blocchi del diagramma rappresentano unità di processo, mentre le frecce rappresentano i flussi di biomassa, altri tipi di materiale o energia. I diversi colori e le descrizioni di testo associati ai blocchi e alle frecce identificano processi e flussi paralleli, ossia ogni colore rappresenta un'alternativa che si verifica o meno a seconda dello scenario oggetto di analisi e non una divisione del flusso di materia/energia all'interno di un singolo scenario. Frecce dello stesso colore indicano flussi di materia/energia verso il processo successivo (Fig. 1).

I sette scenari oggetto di analisi sono presentati di seguito:

- Scenario 1 – Situazione attuale: Valutazione dei processi di gassificazione attualmente presenti in Alto Adige: l'attuale tipologia e provenienza della biomassa utilizzata, nessuna estrazione di composti di elevato valore dalla biomassa prima della gassificazione, le attuali tecnologie di impianti di gassificazione, smaltimento di tutti i prodotti risultanti dalla gassificazione (carbone, cenere, catrami) senza l'impiego del biochar nei terreni agrari.
- Scenario 2 – Situazione attuale + Estrazione di composti di elevato valore: Uno scenario con le stesse impostazioni dello scenario 1, ma con l'estrazione di composti di elevato valore (oli essenziali) dalla biomassa legnosa prima della gassificazione. Dal confronto di questo scenario con lo scenario 1, si può isolare l'impatto che il processo di estrazione degli oli essenziali ha sulle emissioni di CO₂ equivalente e sui consumi di fonti energetiche fossili. L'estrazione può essere realizzata con la metodologia Soxhlet o con CO₂ supercritica.
- Scenario 3 – Situazione attuale + Gassificazione migliorata: Uno scenario con le stesse impostazioni dello scenario 1, ma con l'impiego di tecnologie di gassificazione in grado di produrre biochar idoneo all'impiego in agricoltura, secondo quanto emerso dai risultati del WP 6 del progetto Wood-Up. Questo scenario permette di confrontare gli impatti delle tecnologie di gassificazione attualmente impiegate rispetto a quelle migliorate.

- Scenario 4 – Gassificazione migliorata + Estrazione di composti di elevato valore: Uno scenario con le stesse impostazioni dello scenario 3, ma con l'aggiunta dell'estrazione di composti di elevato valore (olii essenziali) dalla biomassa prima della gassificazione.
- Scenario 5 – Gassificazione migliorata + Applicazione del biochar nei campi agricoli (vigneto): Uno scenario con gli stessi parametri dello scenario 3, ma con l'applicazione del biochar nei vigneti dell'Alto Adige. Il biochar, piuttosto che essere smaltito, può essere impiegato come ammendante agricolo grazie all'utilizzo di tecnologie di gassificazione migliorate. Questo scenario permette di misurare i benefici o gli impatti ambientali dell'applicazione del biochar nei campi agrari rispetto allo smaltimento.
- Scenario 6 – Gassificazione migliorata + Applicazione del biochar nei campi agricoli (meleto): Uno scenario con gli stessi parametri dello scenario 5, ma con la distribuzione del biochar nei meleto, e non nei vigneti. Questo scenario ha lo scopo di facilitare il confronto degli impatti/benefici dell'applicazione del biochar nelle colture agrarie di maggiore importanza in Alto Adige
- Scenario 7 – Gassificazione migliorata + Estrazione di composti di elevato valore + Applicazione del biochar in agricoltura: Uno scenario con gli stessi parametri dello scenario 5 ma con in aggiunta l'estrazione di composti di elevato valore (olii essenziali) dalla biomassa prima della gassificazione.
- Scenario dinamico: Uno scenario che viene definito di volta in volta a seconda delle ipotesi che si vogliono verificare. Lo scenario dinamico è uno strumento utile per valutare, singolarmente, gli impatti di tutti i processi della filiera e per realizzare delle analisi di sensibilità.

La LCA è stata eseguita con un approccio *attribuzionale* e *conseguenziale*. Per modello attribuzionale si intende un'analisi degli impatti associati a tutti i processi inclusi nei confini del sistema oggetto di studio. Il modello consequenziale, invece, quantifica anche le conseguenze su altri sistemi, espandendo i confini del sistema analizzato (McManus & Taylor, 2015). Ad esempio, la diffusione degli impianti di gassificazione in Alto Adige può ridurre la domanda di energia elettrica dal *mix* energetico nazionale, e l'impiego del biochar in

agricoltura può ridurre l'impiego di fertilizzanti rispetto alla gestione agricola tradizionale.

2.2 Inventario del ciclo di vita (LCI) e LCA workbook

I dati che costituiscono l'inventario (*Life Cycle Inventory, LCI*), sono stati ricavati, per quanto possibile, dal lavoro di ricerca svolto nell'ambito del progetto Wood-Up. Questi dati primari forniscono il valore più accurato possibile per lo studio della filiera. Qualora i dati non fossero disponibili al fine di completare il dataset si è ricorsi a dati secondari ricavati dal database *Ecoinvent 3* (Versione 3.1, aggiornato al 2014 (Wernet et al., 2016) e dalla letteratura scientifica in materia. L'LCI è stato sviluppato utilizzando *Microsoft Excel*.

Una serie di fogli Excel è stata integrata in un documento (*LCA workbook*) al fine di unire l'LCI con i fattori di emissione relativi a ogni processo della filiera, calcolati con il software *SimaPro, Version 8.0.5.13 (PRé Sustainability, Amersfoort, Netherlands, 2018)*. Si sono così ottenuti i risultati, in termini di impatti, dell'analisi LCA.

Per altri processi, come l'applicazione del biochar nei campi agricoli, i dati di impatto sono stati forniti dai partner del progetto Wood-Up o ricavati dal *Bio-Grace tool* (versione 4d), sviluppato dall'Istituto per la Ricerca su Energia e Ambiente (IFEU) nel 2015 permette l'armonizzazione dei calcoli relativi alle emissioni di gas serra dei biocarburanti, (www.biograce.net).

L'inventario (*Life Cycle Inventory, LCI*) e la valutazione (*Life Cycle Assessment, LCA*) sono stati sviluppati per ognuno degli scenari presentati nella sezione 2.1.

2.3 Dati e assunzioni

I dati utilizzati per l'analisi LCA sono un misto di dati primari, prodotti dai partner del progetto Wood-Up, e secondari ottenuti dal database *Ecoinvent 3* e dalla letteratura. Le fonti e le assunzioni alla base del *workbook LCA*, per i diversi processi della filiera, sono presentati di seguito.

2.3.1 Produzione della biomassa

La produzione di biomassa legnosa destinata alla gassificazione include la produzione di *tondame* e *cippato* di origine alto-atesina ed estera (Austria e Slovenia) e la produzione di pellet di legna proveniente dall'estero (Austria e Polonia). Questi tre tipi di biomassa sono trasportati agli impianti di gassificazione, dove, se necessario, sono processati per raggiungere la pezzatura idonea all'utilizzo nel gassificatore. I processi di trasporto e lavorazione della biomassa sono descritti con maggiore dettaglio nelle sezioni 2.3.2 e 2.3.4.

Si è assunto che tutta la biomassa legnosa utilizzata per la gassificazione sia abete rosso (*Picea abies* (L.) H. Karst., 1881) poiché sulla base dei questionari rivolti ai gestori degli impianti di gassificazione, questa specie è risultata essere la più ampiamente utilizzata in Alto Adige.

Le proporzioni di ogni tipo di biomassa utilizzata, sempre sulla base dei questionari, sono: 69 % *tondame* o *cippato* (di cui 50 % *tondame* e 50 % *cippato*) e 31 % pellet.

L'85 % del *tondame* e del *cippato* sono di origine alto-atesina e il restante 15 % è importato dall'estero (50 % dalla Slovenia e 50 % dall'Austria). Il 50 % del *cippato* deriva da residui di segheria e il restante 50 % è un prodotto forestale primario. Tutto il pellet impiegato negli impianti di gassificazione è importato dall'estero (90 % dall'Austria e il 10 % dalla Polonia).

A partire dall'unità funzionale dell'LCA, si è ricostruita la quantità totale di biomassa necessaria a produrre 1 tonnellata di biochar, prendendo in considerazione gli input, gli output e i dati relativi alla perdita di biomassa nei processi antecedenti la gassificazione. Nel caso in cui non vengano estratti olii essenziali, prima della gassificazione, per la produzione di 1 t di biochar sono necessarie a livello provinciale 33,47 t di biomassa legnosa. Se invece nella filiera viene inserito il processo di estrazione Soxhlet, allora sono necessarie 34,62 t di biomassa e, se si applica il processo di estrazione con CO₂ supercritica, ne sono necessarie 34,52 t. La differenza nelle due stime è da imputare alla diversa perdita di biomassa nei due sistemi di estrazione. Maggiori dettagli saranno forniti nel paragrafo relativo al processo di estrazione (2.3.3.).

I processi descrittivi della produzione di biomassa sono stati selezionati dal database Ecoinvent 3, scegliendo quelle che sono state considerate come le migliori approssimazioni. Nel caso in cui i dati non fossero disponibili per il

contesto alto-atesino o italiano, si sono scelti i dati relativi a contesti assimilabili. In questo caso i processi selezionati sono la produzione di tondame e cippato in Svizzera da una filiera forestale sostenibile di legno tenero e la produzione di cippato da una segheria. I consumi elettrici riportati in Ecoinvent associati alla produzione di biomassa legnosa sono stati adeguati al mix di fonti energetiche elettriche italiano.

Gli input di carbonio biogenico, ossia l'assorbimento della CO₂ per mezzo della fotosintesi e dell'accrescimento degli alberi, sono stati eliminati dai processi selezionati in Ecoinvent 3, relativi alla produzione della biomassa, poiché già considerati nel *workbook* LCA, in cui la gassificazione è stata valutata come un processo di produzione energetica "ad emissioni zero" (Direttiva EU 2018/2001 sugli obiettivi di energia rinnovabile nell'Unione Europea, European Parliament and Council, 2018).

2.3.2 Trasporto della biomassa agli impianti di gassificazione

Il trasporto della biomassa legnosa verso l'impianto di gassificazione avviene attraverso autocarro o treno merci. Nel caso degli scenari che includono la fase di estrazione degli olii essenziali, si è ipotizzato che questa avvenga presso l'impianto di gassificazione, perciò non è necessario contabilizzare un'ulteriore fase di trasporto della biomassa.

Nel caso in cui la biomassa provenga dall'Alto Adige, si è assunto che il 100 % del trasporto avvenga su gomma; per la biomassa proveniente dall'estero si è ipotizzato che il 50 % del trasporto avvenga su gomma e il 50 % su rotaia. Il viaggio di ritorno del mezzo di trasporto è stato assunto essere a carico vuoto. Questa assunzione potrebbe non essere sempre vera, ma consente stime conservative.

La lunghezza del tragitto è stata definita sulla base delle regioni di origine della biomassa e calcolata con *Google Maps* (2020). Le distanze medie, viaggi di andata e ritorno, risultano essere 150 km se il trasporto avviene all'interno dell'Alto Adige, 800 km se il carico proviene dall'Austria e dalla Slovenia e 2400 km dalla Polonia.

Inoltre, ai fini delle analisi di sensibilità, è stata lasciata la possibilità di inserire manualmente, all'interno del *workbook* LCA, delle distanze teoriche, per valutarne gli impatti.

Si è assunto che, durante il trasporto, non si verificano perdite di biomassa, quindi le quantità totali trasportate, relative all'unità funzionale, sono le stesse indicate per la produzione di biomassa, nella sezione precedente (2.3.1).

Al fine di calcolare gli impatti della fase di trasporto, sono stati selezionati su Ecoinvent i processi che possono rappresentarla con buona approssimazione. Per il trasporto su autocarro si sono selezionati i dati relativi al trasporto, in Europa, al di fuori della Svizzera, su camion di 16-32 tonnellate con livello di emissioni *EURO5*. Per il trasporto su rotaia è stato selezionato un processo di trasporto merci austriaco per la biomassa proveniente da Austria, Polonia e Slovenia dato che non erano disponibili dati specifici anche per gli altri due Paesi. Tutti i dati di impatto includono l'uso proporzionale delle infrastrutture, ad esempio l'uso delle strade e la produzione dei mezzi di trasporto.

2.3.3 Estrazione di composti ad elevato valore prima della gassificazione

I dati relativi all'estrazione di composti ad elevato valore commerciale dalla biomassa legnosa, olii essenziali, sono stati prodotti dall'Università di Bolzano nell'ambito del progetto Wood-Up. I dati di laboratorio, prodotti in riferimento all'estrazione *Soxhlet* (SOX) e all'estrazione con anidride carbonica (CO₂) supercritica (SFE), sono stati scalati a livello di piccoli impianti industriali relativamente all'unità funzionale dell'LCA. Per una descrizione dettagliata dei due metodi di estrazione si veda il capitolo 2 del presente volume. I dati riguardanti la SOX si riferiscono a un ipotetico impianto industriale capace di processare 20 kg di biomassa alla volta; i dati relativi all'SFE rappresentano un impianto con una capacità di 100 kg. I dati di input e output ottenuti in laboratorio, relativi all'SFE, sono stati scalati utilizzando un fattore di 0,25 poiché non è realistico ipotizzare un *up-scaling* lineare (1:1) dei fattori di input e output con l'aumentare della taglia dell'impianto. Ad esempio, gli impianti industriali, di più grandi dimensioni rispetto alle strumentazioni di laboratorio, presentano un utilizzo più efficiente dell'energia.

Si è assunto che l'estrazione di olii essenziali avvenga direttamente sul sito dell'impianto di gassificazione, per cui non si prevedono ulteriori fasi di trasporto e, ad eccezione del pellet, il 100 % della biomassa legnosa (tondame e

cippato) è sottoposto al processo di estrazione degli olii essenziali, nel caso in cui tale processo sia selezionato negli scenari di analisi.

Il *workbook* LCA offre anche la possibilità di valutare l'impatto della diffusione di una sola tecnologia o di un mix delle due. Nel caso si assuma che entrambe le tecnologie possano essere impiegate diffusamente a livello provinciale, il grado di diffusione delle due è stato determinato sulla base dell'efficienza dei due processi, ossia sulla base del rapporto fra olii essenziali estratti e biomassa legnosa in ingresso (5 % per l'estrazione SOX e 4,6 % per l'estrazione SFE). Conseguentemente la biomassa è stata allocata proporzionalmente, con più biomassa destinata al processo più efficiente: 52 % all'estrazione Soxhlet (SOX) e 48 % all'estrazione con CO₂ supercritica (SFE).

Gli impatti dello sminuzzamento della biomassa prima del suo ingresso nell'impianto di estrazione e gli impatti del funzionamento degli impianti stessi sono stati calcolati sulla base dei consumi energetici dei suddetti processi. I fattori di emissione sono stati ottenuti sulla base di processi assimilabili a quelli oggetto di studio, contenuti nel database Ecoinvent, adeguando i dati al mix energetico italiano di medio voltaggio. Le emissioni associate alla produzione e all'uso dell'esano, il solvente utilizzato per la SOX, e dell'etanolo, utilizzato per la SFE, sono stati esclusi a causa della mancanza di dati consolidati. La CO₂ utilizzata nelle reazioni SFE non è stata contabilizzata perché viene riciclata nel processo di estrazione.

2.3.4 Gassificazione con tecnologia attuale

Il processo di gassificazione include la fase di riduzione della biomassa alla dimensione corretta per l'impianto (se la fase di estrazione degli olii essenziali non è inclusa nella filiera) e la gassificazione stessa, con la produzione di energia termica, elettricità, biochar, catrame e ceneri.

Nel caso in cui la fase di estrazione non sia inclusa nella filiera, allora si è assunto che il 50 % della biomassa necessiti di cippatura da parte del gestore dell'impianto. Le emissioni della cippatura sono calcolate con un processo Ecoinvent per una cippatrice mobile alimentata a diesel. Si è assunto che le cippatrici siano posizionate nei pressi dell'impianto di gassificazione, quindi non sono stati contabilizzati ulteriori trasporti. Non si è valutato l'impatto dell'essiccazione della biomassa separatamente dalla gassificazione, poiché i

processi di Ecoinvent relativi alla gassificazione, includono già la fase di essiccazione. Questi processi sono stati applicati a tutti i tipi di biomassa (non solo a tondate e cippato, ma anche al pellet), motivo per il quale le stime di impatto fornite sono conservative.

I dati relativi alle tecnologie di gassificazione attualmente in uso in Alto Adige, sono stati raccolti nell'ambito del WP 5 del progetto Wood-Up attraverso dei questionari rivolti ai gestori degli impianti (Capitolo 1 del presente volume). Sulla base dei dati raccolti, la stima della produzione annuale di biochar nella provincia autonoma di Bolzano è di 1249,61 t, distribuite su 42 impianti. Gli impianti sono stati raggruppati per tipo di funzionamento (tecnologia a *letto fisso/letto fluido; up-draft/down-draft*), tipo di biomassa utilizzata (cippato/pellet), azienda fabbricatrice dell'impianto, taglia dell'impianto etc.. Poiché alcuni gestori non hanno risposto ai questionari, o lo hanno fatto solo parzialmente, i dati dei questionari sono stati estrapolati a tutti gli impianti della Provincia sulla base delle categorie sopra citate.

Complessivamente in Alto Adige esistono 10 tecnologie di gassificatori e solo una di queste prevede, alla fine del processo, la combustione del biochar (*post-reforming*), trasformando quindi il biochar in cenere e riducendo notevolmente il volume del prodotto finale. Il *workbook* LCA però non distingue fra cenere e biochar, comportando una sovrastima nella produzione annua di biochar per questa tecnologia.

Uno degli impianti con tecnologia *post-reforming* conferisce la cenere a un cementificio locale, per la produzione di calcestruzzo. Di questo conferimento sono stati stimati gli impatti in termini di trasporto e sostituzione di materie prime (cemento).

I processi di gassificazione del legno in Ecoinvent calcolano i fattori di emissione relativi all'unità di processo di un m³ di *syngas*, per le tecnologie a letto fisso e fluido. Il *syngas* è una miscela di gas (monossido di carbonio (CO), idrogeno (H₂), metano (CH₄) e anidride carbonica (CO₂)) che viene generato dalla gassificazione della biomassa e che viene utilizzato come combustibile, per generare energia elettrica. La quantità di *syngas* (m³) prodotto da ogni tecnologia, e quindi gli impatti ad esso associati, è stata stimata sulla base della produzione del biochar/cenere e dei suddetti processi Ecoinvent.

Al fine di quantificare l'energia fossile sostituita dall'energia prodotta con la gassificazione, si è calcolata la produzione netta di elettricità e calore degli impianti. Per produzione netta si intende l'energia prodotta dall'impianto al netto dei consumi interni. I dati di consumo interno di elettricità sono stati dichiarati dai gestori degli impianti, mentre per l'energia termica si è assunto un consumo interno del 25 %.

I processi di Ecoinvent selezionati per calcolare i fattori di emissione dei gassificatori a letto fisso e fluido sono relativi alla Svizzera, poiché non erano disponibili dati per l'Italia e la Svizzera è stata considerata un'approssimazione ragionevole. I due processi (letto fisso e mobile) non rappresentano la varietà di tecnologie e taglia di impianto evidenziati dalla raccolta dei questionari, ma sono stati considerati come un'approssimazione media accettabile al fine di calcolare i fattori di emissione. Come per gli input di carbonio biogenico, nei processi di produzione della biomassa, anche gli output di carbonio biogenico (la CO₂ emessa dalla gassificazione del legno) sono stati eliminati dai processi Ecoinvent poiché l'energia prodotta dalla biomassa per gassificazione è considerata "a emissioni zero" (Direttiva EU 2018/2001 sugli obiettivi di energia rinnovabile nell'Unione Europea, (European Parliament and Council, 2018)).

2.3.5 Gassificazione con tecnologia migliorata

Come detto in precedenza, il biochar prodotto dagli impianti di gassificazione attualmente presenti in Alto Adige non rispetta le norme italiane che permettono il suo impiego in agricoltura (vedi capitolo 1). Ciononostante, alcune tecnologie si sono dimostrate più idonee a produrre biochar con una bassa concentrazione di inquinanti. Su tale base si è proposto di adottare un gassificatore a letto fisso, alimentato a cippato, al fine di produrre un biochar che rispetti i parametri di legge (G.U. 186 12.08.2015). Maggiori dettagli possono essere trovati nel capitolo 1 del presente libro specificatamente dedicato alla tecnologia di gassificazione migliorata.

Nell'analisi LCA, al fine di confrontare l'impatto delle tecnologie attuali con quella migliorata, si è assunto che la quantità di biochar prodotto annualmente a livello provinciale resti costante in tutti gli scenari.

La nuova tecnologia proposta nel progetto ha un'efficienza energetica leggermente maggiore (0,97 kg biomassa/kWh) rispetto alla media ponderata delle

tecnologie attualmente diffuse sul territorio (1,01 kg biomassa/kWh). Al contrario, il rapporto fra biochar e energia prodotta è circa la metà nella tecnologia attuale (11,56 kg biochar/kWh) rispetto alla media ponderata delle tecnologie utilizzate oggi (21,68 kg biochar/kWh). Quindi per la produzione della stessa quantità di biochar (unità funzionale dell'LCA), negli Scenari 3-7, la produzione energetica da gassificazione, associata alla produzione del biochar, aumenterebbe di 1,87 volte, e così anche la quantità di biomassa richiesta dalla filiera.

Quindi, a fini comparativi, si è voluto sviluppare anche un approccio in cui gli scenari che impiegano la gassificazione migliorata (Scenario 3-7) siano confrontati con gli scenari che impiegano le tecnologie di gassificazione attuali (Scenari 1 e 2) mantenendo stabile la quantità di energia prodotta piuttosto che la quantità di biochar.

2.3.6 Trasporto del biochar, ceneri e catrame agli impianti di smaltimento o nei terreni agricoli

Similmente a quanto descritto nel paragrafo relativo al trasporto della biomassa, il trasporto di biochar, ceneri e catrame agli impianti di smaltimento o nei campi agricoli, si realizza con un camion con livello di emissioni EURO5 da 16-32 tonnellate.

Una distanza di trasporto di 50 km (viaggio di solo andata) è stata ritenuta un'approssimazione ragionevole per descrivere la distanza media dei siti di smaltimento o dei campi agrari dagli impianti di gassificazione in Alto Adige. Come per il trasporto della biomassa, si è ipotizzato che il viaggio di ritorno avvenisse a vuoto e che non ci fossero perdite durante il trasporto.

La produzione di catrame dagli impianti di gassificazione è stata riportata nei questionari in litri/anno e poi trasformata in massa per i calcoli relativi al trasporto. La conversione si basa su un peso del catrame di 1,05 kg/litro (Engineering ToolBox (2020) Density of Selected Solids. Online: https://www.engineeringtoolbox.com/density-solids-d_1265.html).

2.3.7 Smaltimento dei rifiuti prodotti della gassificazione

Negli scenari in cui il biochar non è applicato nei terreni agricoli, diversi percorsi di smaltimento sono stati considerati per gli scarti della gassificazione. Sulla base dei questionari compilati dai gestori degli impianti risulta che il 33,87 % dei rifiuti venga smaltito come rifiuto non pericoloso, sotto il Codice Europeo dei Rifiuti (CER) 10 01 01, il 59,68 % come CER 10 01 03, non pericoloso anch'esso, e il 6,45 % come cenere destinata alla produzione di calcestruzzo. Si è assunto che il 90 % del biochar classificato come CER 10 01 01 e CER 10 01 03 sia incenerito e il 10 % conferito in discarica. Uno dei gestori degli impianti ha dichiarato che per un periodo ha esportato il biochar in Austria, dove poteva essere utilizzato come ammendante agricolo. Al momento però l'esportazione è stata interrotta.

Per i fattori di emissione relativi all'incenerimento e allo stoccaggio in discarica si è attinto dal database Ecoinvent. Non essendo disponibili dati per l'Italia, si sono scelte le approssimazioni più ragionevoli. Per l'incenerimento si è scelto un inceneritore comunale di ceneri da legna in Svizzera, adattando gli impatti sulla base del mix energetico italiano. Per il conferimento in discarica, l'approssimazione scelta è lo smaltimento di rifiuti inerti in una discarica in Svizzera, essendo il biochar un materiale relativamente inerte.

2.3.8 Applicazione del biochar in terreni agricoli

Uno scenario alternativo allo smaltimento del biochar è l'applicazione ai suoli delle più diffuse colture agrarie altoatesine. Questo è possibile solo nel caso in cui si impieghino le tecnologie di gassificazione migliorate proposte nel progetto Wood-Up e quindi il biochar prodotto rispetti i parametri di legge. In queste condizioni, si è assunto che il 100 % del biochar sia utilizzato come ammendante agricolo. L'impatto di questa fase della filiera è stato valutato separatamente per vigneti e meleti, in due scenari distinti. Buona parte dei dati è stata prodotta negli esperimenti di campo realizzati dall'Università di Bolzano e il Centro di Sperimentazione Laimburg in un vigneto e nei pressi di Merano (BZ) e in un meletto a Laimburg, Vadena (BZ).

In questo capitolo riportiamo i risultati per una dose di applicazione di biochar al terreno di 25 t/ha. In particolare, si è analizzato l'effetto che 25 t/ha di biochar hanno su:

- impiego di fertilizzanti di sintesi;
- ricorso all'irrigazione;
- sequestro di carbonio nel suolo;
- emissioni di gas serra dal suolo: protossido di azoto (N_2O) e metano (CH_4).

L'effetto che il biochar ha sull'impiego di fertilizzanti è stato calcolato sulla base della sua composizione chimica (N, P, K disponibili) e sulla quantità di fertilizzanti utilizzata in campi controfattuali, ossia campi nei quali il biochar non è stato distribuito e dove si implementano le pratiche agricole tipiche della provincia di Bolzano. La quantità di fertilizzanti (kg/ha) utilizzata nei terreni controfattuali è descritta nelle linee guida della provincia (AGRIOS Gruppo di lavoro per la frutticoltura integrata dell'Alto Adige HausdesApfels, 2017) e abbiamo selezionato quelle relative a campi con resa agricola media e con impianti di età superiore ai due anni.

I fattori di emissione associati ai fertilizzanti di sintesi si riferiscono a azoto, fosfati (P_2O_5) e ossido di potassio (K_2O) e sono stati calcolati con il tool BioGrace (BioGrace-I Version 4d, 2015, www.biograce.net).

Il contributo del biochar al sequestro di carbonio nel suolo è stato calcolato sulla base del contenuto di carbonio del biochar (58,9 %), le perdite causate dall'erosione per mezzo di vento e pioggia (28 %, (Major, 2010)) e il suo tasso di degradazione (0,002 %/anno (Wang, Xiong, & Kuzyakov, 2016)). Il tasso di decomposizione è stato applicato su un periodo di 100 anni. L'insieme di questi fattori ha permesso di valutare lo stoccaggio di carbonio nel suolo ottenuto con l'applicazione di una tonnellata di biochar ai terreni agricoli e conseguentemente con l'utilizzo di tutto il biochar prodotto a livello Provinciale.

La valutazione degli effetti del biochar sulle emissioni di gas serra (N_2O e CH_4) dal suolo si basa sulle misure di campo realizzate dall'Università di Bolzano nell'ambito del progetto Wood-Up e si riferiscono, per quanto riguarda i vigneti a parcelle ammendate con 25 t/ha di biochar, mentre per i meleti a parcelle ammendate da 25 t/ha di biochar miscelato a 45 t/ha di compost. In tutti gli altri processi dell'LCA l'impatto del compost non è stato quantificato, poiché considerato al fuori dei confini del sistema. L'impatto che il biochar ha sul ciclo del carbonio nel suolo è stato descritto attraverso i dati relativi alla sua degradazione e dalle emissioni di CO_2 ad essa associate. Si sono ritenute inin-

fluenti le emissioni di anidride carbonica derivanti da un surplus di decomposizione della sostanza organica del suolo, causato dal biochar stesso, il cosiddetto effetto “priming”, riportato in precedenti lavori (Ventura et al., 2015).

Gli impatti del biochar sulle emissioni di gas serra del suolo (kg/ha/anno) sono stati calcolati sulla base del confronto con campi controfattuali. Nel vigneto, in media, si è osservato un aumento del 6,81 % delle emissioni di N₂O e una riduzione del 10,7 % delle emissioni di CH₄, nei due anni e mezzo di esperimento rispetto a campi non ammendati con biochar. Nel meleto, dove 25 t/ha di biochar sono state ammendate insieme a 45 t/ha di compost, l’aumento delle emissioni di N₂O è stato in media del 74,84 % mentre le emissioni di CH₄ sono diminuite in media del 13,4 %. Come detto in precedenza, le emissioni di gas serra dal suolo rappresentano l’unica voce dell’LCA che includa l’effetto del compost, poiché non è stato possibile, nelle misure svolte direttamente in campo, distinguere la frazione dei gas serra derivante dall’applicazione del biochar e quella derivante dal compost.

Al fine di esprimere i dati delle emissioni di N₂O e CH₄ come CO_{2eq}, si è utilizzato il potenziale di riscaldamento globale dei due gas (265 e 28 kgCO_{2eq}, rispettivamente, (IPCC, 2014)).

Infine, l’LCA valuta gli impatti del biochar sui bisogni irrigui dei campi, in termini di emissioni e consumi energetici associati a questo processo. Il tipo di irrigazione più utilizzato in Alto Adige è l’irrigazione a goccia. Le emissioni e i consumi energetici di questa pratica sono stati stimati sulla base dei consumi elettrici delle pompe idriche, mentre nei calcoli non è stato incluso l’impatto della fabbricazione delle infrastrutture irrigue, poiché al di fuori dei confini del sistema. L’impatto del biochar è stato quantificato sulla base dei consumi idrici medi in Alto Adige: circa 1.500 m³/ha/anno per i vigneti (Centro di consulenza per la fruttiviteicoltura Dell’Alto Adige, 2019) e 3.000 m³/ha/anno per i meleti (AGRIOS Gruppo di lavoro per la frutticoltura integrata dell’Alto Adige HausdesApfels, 2017). I consumi energetici dovuti all’irrigazione sono stati stimati essere 428,57 kWh/ha/anno per i vigneti e 1.142,86 kWh/ha/anno per i meleti. La riduzione dei bisogni irrigui conseguente all’applicazione del biochar è stata stimata essere pari al 20 %, sulla base di dati di letteratura

(Baronti et al., 2014; Hardie et al., 2014; Mukherjee & Lal, 2013; Piccolo et al., 1996; Uzoma et al., 2011)

2.3.9 Sostituzione di energia/materiali attraverso la gassificazione e smaltimento rifiuti

L’LCA include anche il calcolo delle emissioni evitate e dei consumi energetici evitati grazie alla produzione di energia da gassificazione e all’utilizzo di cenere per la produzione del calcestruzzo. È stato assunto che il biochar non sia valorizzato a fini energetici se conferito in discarica o incenerito.

Si è assunto che l’elettricità prodotta con la gassificazione (tecnologia attuale o migliorata) sia immessa nella rete elettrica nazionale. I fattori di emissione dell’elettricità, sostituita grazie alla gassificazione, sono stati calcolati sulla base dei processi di Ecoinvent relativi alla produzione di energia elettrica a medio voltaggio in Italia.

Al contrario, si è assunto che l’energia termica prodotta sia utilizzata a livello locale, nella provincia di Bolzano, e che questa vada a sostituire energia termica prodotta per il 53 % con gas naturale; 23,56 % con biomassa (tondame, cippato, pellet); 12,54 % con teleriscaldamento da biomassa legnosa; 9 % con gasolio; 1,9 % con solare termico (Battiston, 2014).

Per calcolare i fattori di emissione delle varie fonti energetiche, i processi più rappresentativi sono stati selezionati su Ecoinvent. Per il gas naturale, la biomassa, il solare termico e il gasolio le approssimazioni più accettabili sono state considerate quelle della Svizzera. Per il teleriscaldamento a biomassa i dati sono relativi a un impianto di cogenerazione italiano. Per le biomasse legnose le emissioni di carbonio biogenico sono state eliminate dal processo per rispettare l’assunto di gassificazione “a emissioni zero”.

Infine, il risparmio di cemento per la produzione di calcestruzzo, grazie all’impiego della cenere da gassificazione, è stato stimato utilizzando i fattori di emissione di un generico processo di produzione di cemento in Ecoinvent, non relativo al contesto locale. Si è assunto che tutta la cenere prodotta dalla gassificazione sia stata destinata alla produzione del calcestruzzo e non sia stata incenerita o conferita in discarica.

3. Risultati e Discussione

Di seguito riportiamo i risultati dell'analisi LCA per i sette scenari presentati nella sezione 2.1. I risultati sono relativi a tutta la provincia, ossia si riportano le emissioni di gas serra e il consumo di fonti energetiche fossili della produzione, smaltimento/utilizzo in agricoltura delle circa 1.250 tonnellate di biochar prodotte ogni anno in Alto Adige.

3.1 Scenario 1 – Scenario attuale

Questo scenario rappresenta una stima degli impatti della filiera della gassificazione attualmente presente in Alto Adige ed include le tecnologie di gassificazione in uso al momento e il conferimento del biochar, ceneri e catrame in discarica. Lo scenario non prevede l'estrazione di olii essenziali e l'impiego del biochar come ammendante agricolo. Gli impatti associati allo scenario 1 sono pari a -4.220,19 t di petrolio equivalente in termini di consumo di energie fossili e -12.696,04 t di CO₂eq in termini di cambiamento climatico. Il dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera è presentato nella Fig. 2.

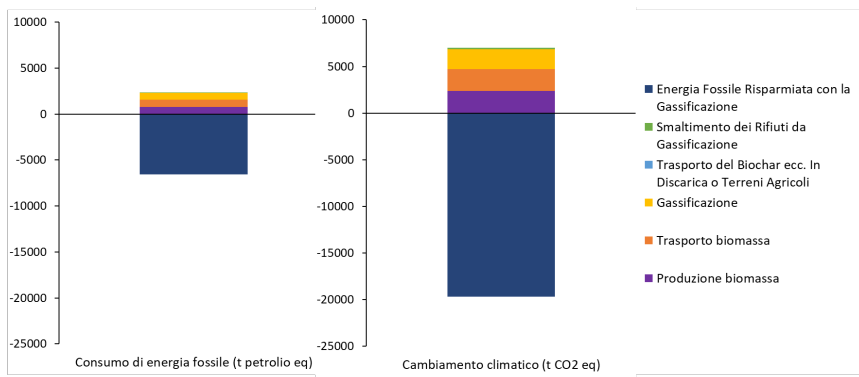


Fig. 2 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 1

I bilanci netti negativi, per entrambe le categorie di impatto, indicano che la filiera attualmente presente in Alto Adige ha un impatto ambientale favorevole. Questo risultato è dovuto alla produzione di energia rinnovabile considerata ad emissioni zero, attraverso la gassificazione (unica voce al di sotto

dello zero, Fig. 2), energia che va a sostituire quella prodotta con l'impiego di fonti fossili, a più alto impatto ambientale. Nel grafico, i valori al di sopra dello zero indicano invece i consumi di energia fossile e le emissioni di gas serra associate alla produzione della biomassa, alle operazioni di trasporto e alle emissioni dirette del processo di gassificazione stesso (cippatura della biomassa, e funzionamento degli impianti).

3.2 Scenario 2 – Scenario attuale + Estrazione di composti di elevato valore

Questo scenario prevede le stesse impostazioni dello Scenario 1, ma include l'estrazione di olii essenziali dalla biomassa prima della gassificazione. Dal confronto di questo scenario con lo scenario 1 è possibile isolare l'impatto del processo di estrazione. Gli impatti a livello provinciale, ipotizzando l'estrazione di olii essenziali dal 100% della biomassa utilizzata, sono: -2.018 t di petrolio equivalente e -5.572,34 t di CO₂eq. Il dettaglio degli impatti dello Scenario 2 è presentato nella Fig. 3.

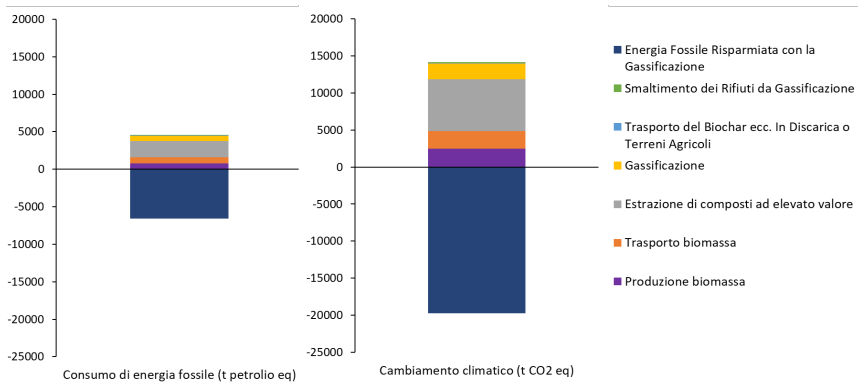


Fig. 3 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 2

L'aggiunta del processo di estrazione aumenta considerevolmente il consumo di energia fossile e l'impatto sul cambiamento climatico della filiera, dimezzando il bilancio netto negativo rispetto allo scenario 1. L'estrazione di olii essenziali provoca infatti un consumo di 2.167,85 t di petrolio equivalente e

l'emissione di 7.019,7 t di CO₂eq. Il bilancio netto della filiera resta comunque al di sotto dello zero per entrambe le categorie di impatto.

Questi dati si riferiscono a un mix di impiego delle due tecnologie di estrazione così distribuito: 52 % estrazione Soxhlet (SOX) e 48 % l'estrazione con CO₂ supercritica (SFE). In queste proporzioni l'estrazione SFE presenta di gran lunga i maggiori impatti con 1.358,43 t di petrolio equivalente e 4.398,73 t di CO₂eq rispetto alla SOX (610,55 t di petrolio equivalente e 1.977,03 t di CO₂eq). Poiché i costi di investimento sono estremamente minori per l'estrazione SOX rispetto all'estrazione SFE, è altamente probabile che la prima si diffonda in misura maggiore. Nel caso ipotetico di uso esclusivo della SOX (100 %), l'impatto della filiera migliorerebbe del 35,5 % per il consumo di energia fossile e del 41,3 % per le emissioni di gas serra.

3.3 Scenario 3 – Scenario attuale + Gassificazione migliorata

Nel presente scenario, le impostazioni sono le stesse dello Scenario 1, ma la gassificazione impiega la tecnologia migliorata proposta da UNIBZ nell'ambito del progetto Wood-Up, permettendo un confronto fra gli impatti delle tecnologie attuali e di quelle migliorate. Lo scenario non include il processo di estrazione di oli essenziali dalla biomassa e l'applicazione del biochar ai suoli agricoli. Gli impatti associati a 1.250 t di biochar in questo scenario sono: - 14.028,80 t di petrolio equivalente e -41.595,68 t di CO₂eq. Il dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera è presentato nella Fig. 4.

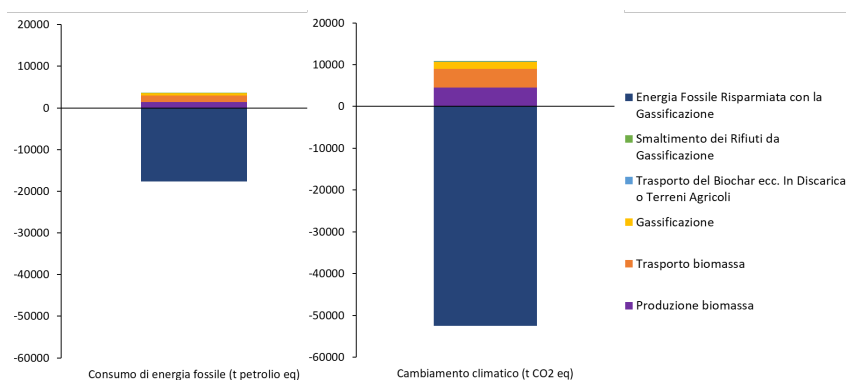


Fig. 4 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 3

I risultati mostrano che la tecnologia migliorata risulta avere un impatto netto 3,3 volte migliore rispetto al mix delle tecnologie attualmente utilizzate in Alto Adige (scenario 1). Questo è dovuto principalmente a un minore rapporto biochar/energia prodotti da parte della nuova tecnologia di gassificazione. Per questo motivo, a parità di biochar prodotto (1.250 t/anno, unità funzionale dell’LCA), la generazione di energia rinnovabile è considerevolmente più alta. Conseguentemente la voce “Energia fossile risparmiata con la gassificazione” è maggiore nello Scenario 3 (-17.669,09 t di petrolio equivalente e -52.458,81 t di CO₂eq) rispetto allo scenario 1 (-6.554,09 t di petrolio equivalente e -19.700,04 t di CO₂eq).

3.4 Scenario 4 – Gassificazione migliorata + Estrazione di composti di elevato valore

Questo scenario include l’impiego di tecnologie di gassificazione migliorata e l’estrazione di composti ad elevato valore dalla biomassa. Gli impatti associati a 1.250 t di biochar sono: -9.795,95 t di petrolio equivalente e -27.914,24 t di CO₂eq. Il dettaglio degli impatti dello Scenario 4 è presentato nella Fig. 5.

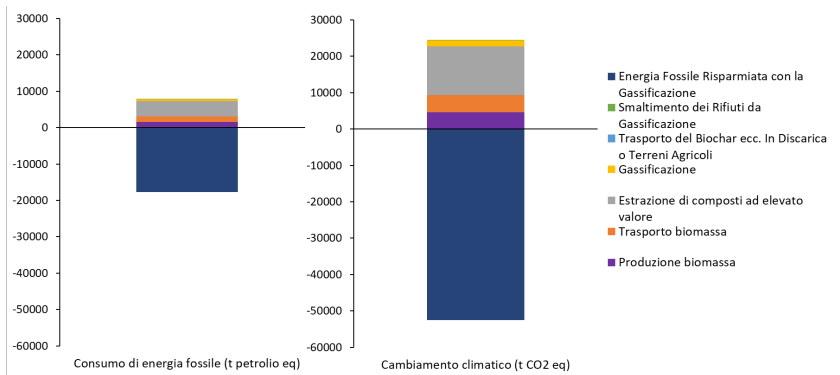


Fig. 5 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 4

Come nel caso dello Scenario 2 rispetto allo Scenario 1, l’aggiunta della fase di estrazione degli olii essenziali dalla biomassa nello Scenario 4 aumenta gli impatti della filiera rispetto allo scenario con sola gassificazione migliorata (Scenario 3).

In questo caso però, l’impatto dell’estrazione è circa il doppio di quello quantificato nello Scenario 2 poiché la nuova tecnologia di gassificazione, per produrre la stessa quantità di biochar, richiede un maggiore quantitativo di biomassa. Questo maggiore quantitativo di biomassa sarà destinato anche all’estrazione di olii essenziali. Nonostante i consumi energetici legati all’estrazione, il bilancio netto della filiera è ampiamente al di sotto dello zero ed è più negativo di quello dello Scenario 2 per la maggiore sostituzione di energia fossile da parte del nuovo processo di gassificazione.

3.5 Scenario 5 – Gassificazione migliorata + Applicazione del biochar nei campi agricoli (vigneto)

Questo scenario presenta le stesse impostazioni dello Scenario 3 ma prevede l’impiego del biochar come ammendante agricolo nei vigneti piuttosto che il suo conferimento in discarica o inceneritore. Grazie a questo scenario, si possono valutare gli impatti dell’utilizzo del biochar nel settore agricolo, rispetto alle pratiche attuali di smaltimento, ipotizzando una dose di applicazione di 25 t/ha. Gli impatti associati a 1250 t di biochar per lo Scenario 5 sono: - 14.116,28 t di petrolio equivalente e -42.888 t di CO₂eq. Il dettaglio degli impatti è presentato nella Fig. 6.

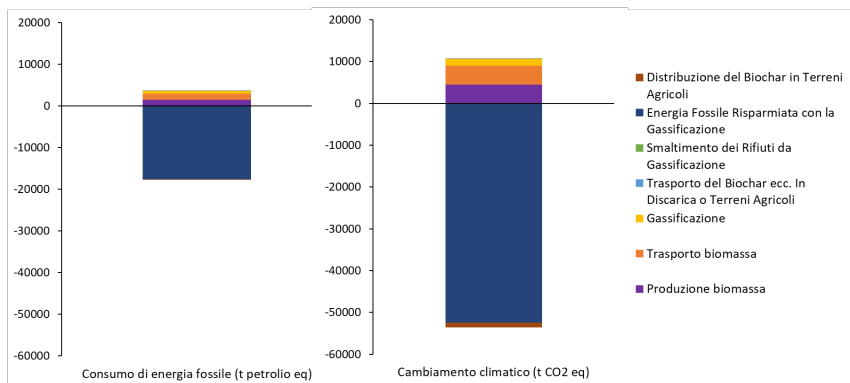


Fig. 6 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 5

Questo scenario è basato sui dati delle tecnologie di gassificazione migliorata poiché questo avanzamento tecnologico ha avuto lo scopo di produrre un biochar idoneo all'impiego in agricoltura. I risultati possono essere confrontati con lo Scenario 6 per misurare le differenze di impatto fra l'applicazione nei vigneti e nei meleti.

I risultati dimostrano che l'applicazione del biochar ha impatti favorevoli per l'ambiente: -42,33 t di petrolio equivalente e -1.158,203 t di CO₂eq. Questi benefici ambientali derivano in larga parte dal sequestro di carbonio nel suolo e, in minor misura, dall'evitato utilizzo di fertilizzanti di sintesi. La minore necessità di irrigazione nei campi ammendati rispetto ai terreni controfattuali e, in parte, l'impatto sulle emissioni di gas serra, contribuiscono alla riduzione delle emissioni, ma in maniera trascurabile rispetto al bilancio complessivo dello scenario in considerazione. Nel complesso, anche il bilancio di emissioni negative dello Scenario 5 è principalmente attribuibile alla sostituzione di energia fossile attraverso l'energia rinnovabile prodotta con la gassificazione (-17.669,09 t di petrolio equivalente e -52.458,81 t di CO₂eq).

3.6 Scenario 6 – Gassificazione migliorata + Applicazione del biochar nei campi agricoli (meleto)

Per lo Scenario 6, sono state utilizzate le stesse impostazioni dello Scenario 5 ma si assume che il biochar sia stato distribuito nei meleti invece che nei vigneti altoatesini. Questo scenario facilita il confronto fra gli impatti/benefici dell'applicazione del biochar in diversi tipi di terreni agricoli. La dose distribuita è di 25 t/ha di biochar e 45 t/ha di compost, ma si deve ricordare che gli impatti del compost non sono parte della presente analisi LCA, se non per le emissioni di gas serra dal suolo. Gli impatti associati a 1.250 t di biochar risultano essere -14.178 t di petrolio equivalente e -42.885,7 t di CO₂eq. Il dettaglio degli impatti dello Scenario 6 è presentato nella Fig. 7.

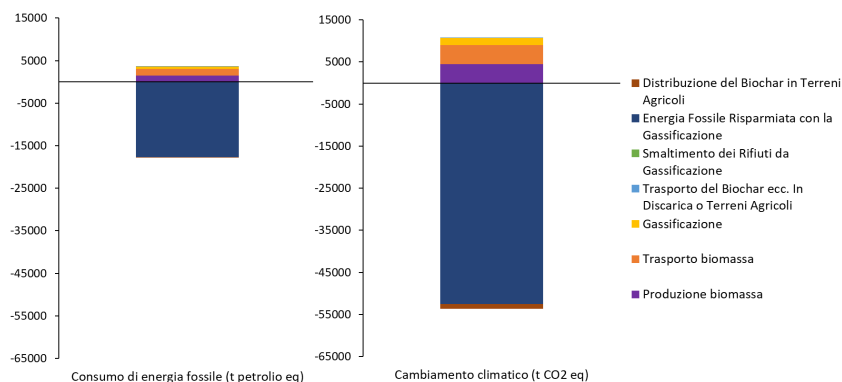


Fig. 7 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 6

Il presente scenario è quello che presenta i minori impatti a livello di filiera fra quelli esaminati. I risultati sono leggermente più favorevoli, in termini di consumo di energia fossile, rispetto a quelli della filiera in vigneto e questo è dovuto a un maggiore impatto positivo dell'applicazione del biochar in agricoltura (-104,05 t di petrolio equivalente). Questa differenza è dovuta al fatto che nei meleti controfattuali si impiega un maggiore quantitativo di acqua rispetto ai vigneti (circa 4 milioni l/ha/anno e 1,5 milioni l/ha/anno rispettivamente) (AGRIOS Gruppo di lavoro per la frutticoltura integrata dell'Alto Adige HausdesApfels, 2017; Centro di consulenza per la fruttivitticoltura Dell'Alto Adige, 2019) e quindi nei meleti si è osservato un maggiore risparmio energetico, associato all'irrigazione a goccia, rispetto ai vigneti (Comunicazione personale Martin Thalheimer, Laimburg Research Center).

L'impatto sulle emissioni di gas serra, invece, è leggermente peggiore (+2,3 t di CO₂eq) in questo scenario rispetto allo Scenario 5 poiché l'applicazione del biochar insieme al compost, ha causato un maggiore impatto, rispetto ai terreni controfattuali, sulle emissioni di gas serra dei suoli (N₂O: +6,81 % in vigneto e +74,84 % in meleto; CH₄: -10,7 % in vigneto e -13,4 % in meleto). Tali differenze sono da attribuire al fatto che nel meleto il biochar è stato applicato in combinazione con il compost. Le altre voci di emissione, relative ai processi agricoli, sono uguali per gli Scenari 5 e 6, dato che il compost non entra nei confini del sistema analizzato, se non per la voce relativa alle emissioni di gas serra dal suolo.

3.7 Scenario 7 – Gassificazione migliorata + Estrazione di composti di elevato valore + Applicazione del biochar nei campi agricoli (vigneto)

L'ultimo scenario presenta le stesse impostazioni dello Scenario 5 ma include anche l'estrazione di olii essenziali dalla biomassa, prima della gassificazione. Gli impatti associati a questo scenario sono: -9.883,43 t di petrolio equivalente e -29.206,56 t di CO₂eq. Il dettaglio degli impatti dello Scenario 7 è presentato nella Fig. 8.

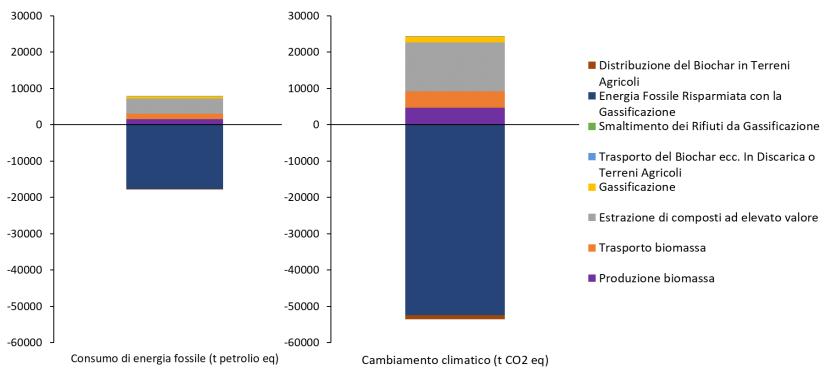


Fig. 8 – Dettaglio degli impatti di ogni fase della filiera dello Scenario 7

Questo scenario presenta gli impatti della filiera proposta al completo: estrazione di olii essenziali prima della gassificazione, gassificazione con tecnologie migliorate e applicazione del biochar nei terreni agricoli (vigneto). I risultati dimostrano che l'estrazione degli olii essenziali provoca maggiori impatti (4.128,58 t di petrolio equivalente e 13.368,73 t di CO₂eq) di quanto l'applicazione del biochar nei terreni agricoli possa compensare (-42,33 t di petrolio equivalente e -1.158,03 t di CO₂eq), portando quindi ad un bilancio netto meno favorevole rispetto allo Scenario 3, in cui si verificano gli impatti di una filiera con la sola applicazione di tecnologie di gassificazione migliorate.

Il bilancio dello Scenario 7 resta comunque ampiamente al di sotto dello zero. Risultati ancora migliori si ottengono se, invece del mix delle due tecnologie di estrazione (SOX e SFE), si opta solo per il metodo di estrazione più efficiente e meno costoso (SOX) che porta a un bilancio netto complessivo di -11.391,13 t

di petrolio equivalente e -34.089,68 t di CO₂eq. Inoltre, se il biochar fosse applicato in meletto invece che in vigneto, si osserverebbe un bilancio netto complessivo leggermente diverso (-61.71 t di petrolio equivalente e +2.30 t di CO₂eq).

3.8 Confronto fra scenari

I sette scenari sono messi a confronto nella Fig. 9.

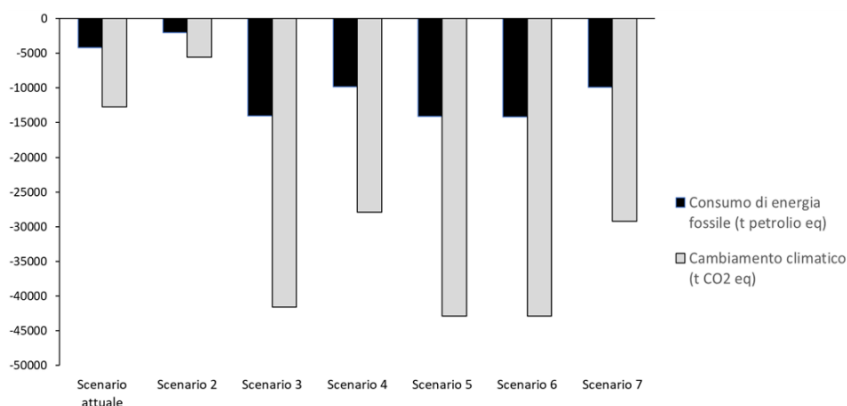


Fig. 9 – Confronto dei risultati dei 7 scenari analizzati nel presente lavoro

Questo grafico dimostra che gli impatti della filiera, associati a circa 1.250 t di biochar, sono favorevoli da un punto di vista ambientale (bilancio netto minore di zero) per tutti gli scenari analizzati. Inoltre, non si sono osservati *trade-off* fra le due categorie di impatto, ossia a minori consumi energetici fossili corrispondono sempre minori impatti in termini di cambiamento climatico.

I fattori determinanti per questo risultato favorevole sono la sostituzione di energia fossile, grazie alla gassificazione, e l'applicazione del biochar nei terreni agricoli. Le emissioni invece derivano principalmente dall'estrazione di olii essenziali, a causa dell'alto consumo elettrico, seguiti dalla produzione e trasporto della biomassa e le emissioni derivanti dal processo di gassificazione, diverse dalle emissioni biogeniche, ossia le emissioni legate alla cippatura della biomassa, e al funzionamento degli impianti.

Lo scenario con minori impatti positivi a livello ambientale è lo Scenario 2 (gassificazione attuale + estrazione di olii essenziali). Bisogna però notare che gli impatti associati a questo processo non sono stati confrontati con metodi alternativi di produzione di olii essenziali, poiché, così facendo, l'analisi sarebbe uscita dai confini del sistema. Inoltre, bisogna ricordare che l'impatto dell'estrazione si riduce molto se, invece di impiegare entrambe le tecnologie analizzate, si optasse solo per il metodo di estrazione più efficiente e meno costoso (SOX).

L'analisi LCA ha anche dimostrato che l'impatto del trasporto del biochar, ceneri e catrami ai luoghi di smaltimento o ai campi agricoli e i processi di smaltimento di questi materiali hanno impatti trascurabili in tutti gli scenari. Il bilancio netto degli scenari cambia se, invece di assumere che la produzione di biochar resti stabile, assumiamo che la produzione energetica degli impianti resti costante (Fig. 10). Questa analisi è stata realizzata poiché, dato che la tecnologia migliorata proposta dal progetto Wood-Up ha un rapporto biochar/energia prodotta minore rispetto alla media delle tecnologie attualmente presenti in Alto Adige, gli Scenari 3-7 per produrre la stessa quantità di biochar attuale, a livello Provinciale, richiederebbero una quantità doppia di biomassa, risultando in una maggiore produzione energetica (quasi il doppio) rispetto agli Scenari 1 e 2 (Figura 9). Questo confronto fra scenari, anche se corretto, delinea una situazione molto diversa da quella attuale, con implicazioni complesse, che richiederebbe il supporto di scelte politiche incisive.

Nella Fig. 10 quindi presentiamo il confronto fra scenari nel caso in cui l'impiego delle nuove tecnologie migliorate non comporti un'aumentata produzione energetica. Agli Scenari 3-7 si è quindi applicato lo stesso rapporto biochar/energia prodotta degli Scenari 1 e 2.

Anche se normalizzati per la produzione di energia, gli scenari proposti hanno comunque un bilancio netto negativo, e quindi un impatto ambientale favorevole, e i vantaggi della nuova tecnologia di gassificazione, in grado di produrre biochar idoneo all'agricoltura, restano evidenti (Scenari 3-7) anche se meno marcati rispetto a quanto presentato in precedenza (Fig. 9).

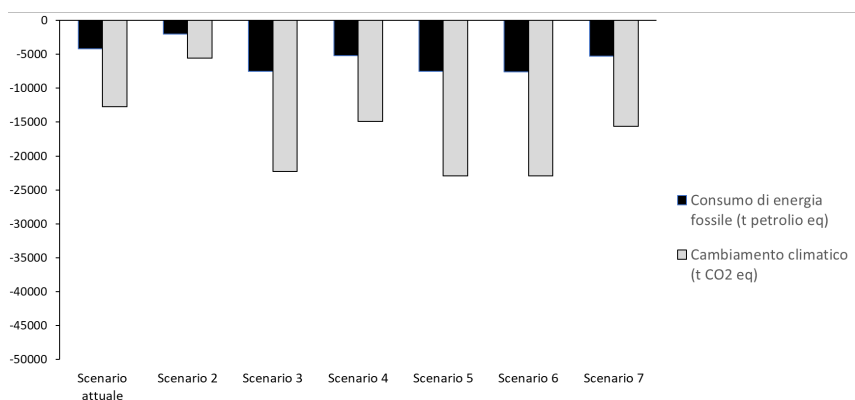


Fig. 10 – Confronto dei risultati dei 7 scenari analizzati nel presente lavoro con l’assunzione che la produzione energetica degli impianti di gassificazione resti costante

3.9 Analisi di sensibilità

Uno strumento utile per esplorare quali siano i processi che impattano in maniera determinante sui risultati dell’LCA, in maniera positiva o negativa, è l’analisi di sensibilità, un procedimento nel quale gli input dell’LCA vengono alterati al fine di valutarne gli impatti corrispondenti. Inoltre, questo approccio permette di valutare l’influenza delle assunzioni che sottostanno all’LCA e le incertezze ad esse legate, fornendo una valutazione dell’accuratezza delle stime. Dato che l’LCA è basata su un mix di dati prodotti nell’ambito del progetto e dati desunti sia dal database Ecoinvent che dalla letteratura, è necessario valutare l’influenza che le assunzioni alla base della scelta di questi dati hanno sugli impatti.

Un’analisi di sensibilità è stata eseguita sulla distanza del trasporto della biomassa dato che, una parte considerevole di questa, viene importata dall’estero, comportando importanti emissioni. Se, ad esempio, ipotizziamo che nello Scenario 1, quello attuale, tutta la biomassa venga importata dalla Polonia (distanza: 2.400 km, viaggio di andata e ritorno) e non dall’ Alto Adige (150 km distanza, viaggio di andata e ritorno), Austria e Slovenia (800 km distanza, viaggio di andata e ritorno), allora l’impatto della fase di trasporto passerebbe da 809,64 t petrolio equivalente e 2.353,9 t di CO₂ equivalente a 7.512,39 t di petrolio equivalente e 21.059,43 t di CO₂eq, rispettivamente. Di conseguenza, il bilancio netto della filiera passerebbe da -4.220,19 t di petrolio

equivalente e -12.696,04 t di CO₂eq a 2.484,68 t di petrolio equivalente e 6.015,89 t di CO₂eq, risultando quindi in una filiera ad emissioni maggiori di zero. Questo dimostra che il trasporto della biomassa è un fattore importante da considerare quando si valuta la sostenibilità della filiera del biochar in Alto Adige e che, approvvigionarsi da fonti locali di biomassa, può migliorare ampiamente il bilancio netto. Ulteriori miglioramenti potrebbero essere raggiunti utilizzando veicoli più efficienti o alimentati a biocarburanti, nel caso di trasporto su gomma (Anderson & Mitchell 2016; Conti 2003; Homagain et al., 2016).

L'impatto del trasporto della biomassa è un esempio di come i risultati dell'LCA siano sensibili alle assunzioni che sottostanno a questo processo. I calcoli attuali utilizzano delle stime rappresentative delle distanze medie che possono essere percorse se l'origine della biomassa è in Alto Adige, Austria, Slovenia o Polonia e si assume che tutti i camion compiano un viaggio di ritorno a vuoto. Modificare questi assunti può alterare considerevolmente gli impatti del processo di trasporto. In ogni caso gli assunti forniscono delle stime di impatto conservative, dato che è probabile che almeno una parte dei camion provenienti dall'estero trasportino un altro carico, nel viaggio di ritorno.

Oltre al trasporto della biomassa, la voce maggiore di consumo netto di energia fossile e di emissioni climalteranti è il processo di estrazione di composti ad alto valore dalla biomassa legnosa. Come detto in precedenza, i calcoli per questo processo sono stati basati su dati di laboratorio, adattati alla scala industriale. Tuttavia l'incertezza associata a questo tipo di up-scaling può essere considerevole e influenzare i risultati finali dell'LCA, quindi sarebbe auspicabile utilizzare dati validati a livello industriale per una descrizione più accurata e realistica degli impatti dell'estrazione, tanto più che questi sono calcolati per tutta la biomassa necessaria alla produzione dell'unità funzionale (per ogni tonnellata di biochar prodotto, sono necessarie 34,62 t di biomassa per l'estrazione Soxhlet e 34,52 t per l'estrazione SFE) e quindi eventuali inesattezze vengono amplificate dall'analisi LCA. In ogni caso, è improbabile che una maggiore accuratezza per l'estrazione porti ad un bilancio netto signifi-

cativamente diverso, negli scenari che includono questa fase, tenuto in considerazione l'impatto molto maggiore che ha la gassificazione, in termini di emissioni evitate.

Il più grande contributo al bilancio netto della filiera è dato dalla sostituzione dell'energia elettrica (mix italiano) e termica (all'interno dell'Alto Adige: gas naturale, altre fonti di biomassa, solare e gasolio) con la bioenergia ottenuta dalla gassificazione della biomassa legnosa. Le assunzioni alla base dei processi di gassificazione potrebbero influenzare significativamente l'impatto complessivo dell'analisi LCA.

Il contributo considerevole della gassificazione al bilancio netto dell'LCA è il risultato dell'assunzione che la gassificazione del legno sia una tecnologia ad emissioni zero, cioè che le emissioni biogeniche di CO₂ derivanti dalla gassificazione del legno siano compensate dalla quantità di CO₂ rimossa dall'atmosfera durante la crescita della biomassa stessa. Questo assunto fa sì che le emissioni associate ad 1 m³ di syngas siano 0,006 kg di CO₂eq mentre, se contabilizzassimo le emissioni biogeniche di CO₂ derivanti dalla biomassa gassificata, le emissioni associate a un m³ di syngas salirebbero a 0,378 kg di CO₂eq. Questo assunto, determinante per il bilancio netto dell'LCA, è in linea con le regolamentazioni europee che fissano gli obiettivi dell'Unione per l'energia rinnovabile (European Commission, 2019; European Parliament and Council, 2018). Se anche si decidesse di includere nell'analisi una parte delle emissioni biogeniche di CO₂, la sostituzione di fonti energetiche fossili, ad alto impatto ambientale, darebbe comunque un bilancio netto favorevole.

4. Prospettive

Dall'analisi LCA svolta, si deduce che l'impiego della gassificazione come fonte energetica, è una strategia vincente per contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici, sia che si impieghino le tecnologie attualmente distribuite sul territorio, sia che si ricorra a una nuova tecnologia "migliorata", così come suggerito dal progetto Wood-Up. L'impiego della nuova tecnologia permetterebbe da una parte una maggiore produzione di energia rinnovabile e, dall'altra, la produzione di un biochar idoneo all'impiego in agricoltura. L'applicazione del biochar nei suoli agricoli altoatesini comporterebbe un ulteriore beneficio ambientale, principalmente dovuto allo stoccaggio di carbonio nei suoli. Tuttavia l'impatto della componente agricola della filiera risulta nettamente minore rispetto all'impatto dei processi energetici.

D'altra parte, l'applicazione di 1.250 t di biochar all'anno, permetterebbe di assorbire circa 1.150 t di CO₂ equivalente, compensando le emissioni annue pro-capite di 250 cittadini altoatesini (Battiston, 2014).

Se la trasformazione tecnologica degli impianti permettesse la produzione dello stesso quantitativo di biochar, ma con caratteristiche idonee all'uso in agricoltura, e assumendo una dose di 25 t/ha, allora gli ettari che potrebbero essere ammendati ogni anno sarebbero solo 50. Considerando che gli ettari di vigneto in Alto Adige sono 5.500 e gli ettari di meleto 19.000 (Della Chiesa et al., 2019), per distribuire il biochar anche solo nella totalità dei meleti ci vorrebbero 110 anni.

Se l'applicazione del biochar da parte delle aziende agricole confermasse gli impatti positivi mostrati nel progetto Wood-Up, è immaginabile un incremento della domanda di biochar nel breve termine che dovrebbe essere importato, nell'attesa che impianti di nuova generazione siano installati in Alto Adige. D'altra parte, se il mercato del biochar crescesse in maniera importante, potrebbero diffondersi sul territorio anche impianti di produzione di biochar come prodotto primario, e non come sottoprodotto di una generazione energetica.

Non si può sottovalutare che la diffusione di impianti di gassificazione basati sulla nuova tecnologia causerebbe una maggiore richiesta di biomassa legnosa e una maggiore produzione energetica rispetto allo scenario attuale. Secondo

i risultati di questo lavoro, la richiesta di biomassa raddoppierebbe, incremento che comporterebbe un riassetto del mix energetico locale.

D'altra parte, eventi estremi, quali la tempesta *Vaia* nel 2018 e le precipitazioni nevose estreme nel 2019, hanno reso disponibile un quantitativo enorme di biomassa legnosa in Alto Adige, tale da provocare un crollo del prezzo del legname e difficoltà di stoccaggio e gestione di tali volumi. I modelli climatici fanno prevedere una maggiore frequenza di eventi meteorologici estremi (Se-neviratne et al., 2012) e quindi la necessità di trovare sbocco per la biomassa legnosa. Inoltre, l'approvvigionamento locale della biomassa permetterebbe di migliorare ulteriormente il bilancio netto della filiera studiata nel progetto Wood-Up, come suggerito dalle analisi di sensibilità.

Per quanto riguarda l'estrazione di olii essenziali dalla biomassa prima della gassificazione, l'LCA ha messo in evidenza gli alti consumi energetici di questo processo. D'altra parte, qualsiasi processo di produzione di olii essenziali ha un costo energetico, e l'estrazione proposta nel progetto Wood-Up ha il vantaggio di essere inserita all'interno di una filiera virtuosa, che propone una forma di riciclo della biomassa. Inoltre, i gestori che estraessero questi composti prima della gassificazione, ne trarrebbero vantaggi economici e occupazionali, tema che meriterebbe un maggiore approfondimento.

Nel complesso, la filiera proposta della gassificazione attuale, e ancora di più quella basata sulle tecnologie migliorate, permette all'Alto Adige di allinearsi alle politiche climatiche europee. Infatti, la Commissione Europea ha fissato obiettivi di produzione energetica da fonti rinnovabili per il 2030 e il 2050 al fine di raggiungere l'obiettivo più generale di "emissioni zero" per l'Unione Europea entro il 2050, e il Green Deal delinea la strategia per raggiungere tali obiettivi attraverso una crescita economica basata su un minore sfruttamento delle risorse naturali e un minore impatto sulla salute (European Commission, 2019).

5. Conclusioni

Lo scopo dell'analisi LCA sviluppata per il progetto Wood-Up è di valutare gli impatti della filiera della gassificazione del legno in Alto Adige e di confrontarla con una filiera valorizzata che include l'estrazione di composti ad elevato valore dalla biomassa, tecnologie di gassificazione migliorate e l'applicazione del biochar nei terreni agricoli.

Nonostante sussistano delle incertezze sui dati inclusi nell'inventario e sulle assunzioni alla base dell'analisi, l'LCA dimostra che la filiera alto-atesina della gassificazione del legno, che al momento produce 1.250 t di biochar all'anno, ha impatti positivi da un punto di vista ambientale, risultando in un risparmio di energia fossile e in emissioni di gas serra negative, rispetto a filiere controfattuali.

Il risultato deriva principalmente dalla sostituzione di fonti fossili grazie all'energia prodotta dalla gassificazione del legno. Ulteriori emissioni negative risultano dall'applicazione del biochar in agricoltura, ma in maniera assai meno rilevante. La maggior parte delle emissioni positive deriva dall'estrazione di olii essenziali dalla biomassa, seguito da, in circa egual proporzione, la produzione e il trasporto della biomassa legnosa e il funzionamento degli impianti di gassificazione.

La quantità di biochar prodotta annualmente a livello provinciale, se fosse idonea all'impiego in agricoltura, sarebbe sufficiente alla copertura di una superficie agricola molto ridotta (50 ha). Per sostenere un impiego diffuso del biochar in agricoltura sarebbe quindi necessario aumentare il numero di impianti di gassificazione o importare il biochar stesso.

D'altra parte le tecnologie migliorate proposte provocherebbero, a parità di biochar prodotto, una produzione quasi doppia di energia, richiedendo un aumento considerevole della biomassa impiegata per la gassificazione.

L'implementazione di questi scenari, se ritenuti di interesse, può risultare complessa e necessita di una pianificazione e un sostegno politico a livello provinciale.

Bibliografia

- Anderson, N.& Mitchell, D. (2016). Forest Operations and Woody Biomass Logistics to Improve Efficiency, Value, and Sustainability. *Bioenergy Research*, 9(2), pp. 518-533. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9735-1>
- AGRIOS Gruppo di lavoro per la frutticoltura integrata dell'Alto Adige Haus des Apfels. (2017). *Direttive per la frutticoltura integrata* (27a ed.). Terlan: AGRIOS.
- Baronti, S. et al. (2014). Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *European Journal of Agronomy*, 53, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.003>
- Battiston, C. (2014). *Energiebilanz Südtirol 2008-2014/Bilancio energetico dell'Alto Adige. 3. Tag der Energie in Südtirol/ 3a giornata dell'energia in Alto Adige*. Bolzano: Abteilung 29 - Landesagentur für Umwelt, Autonome Provinz Bozen, Südtirol. / Ripartizione 29 - Agenzia per l' ambiente, Provincia Autonoma Di Bolzano - Alto Adige.
- Centro di consulenza per la fruttivitecologia Dell'Alto-Adige. (2019). *Guida viticoltura*. Egna: Centro di consulenza per la fruttivitecologia Dell'Alto-Adige.
- Conti, M. (2003). I vantaggi e i limiti della produzione di energia elettrica tramite biomasse legnose. In *L'impatto ambientale di centrali elettriche alimentate a biomasse legnose. Esperienze e valutazioni*. ENEA Ente per le Nuove tecnologie, l'Energia e l'Ambiente.
- Della Chiesa, S. et al. (2019). Farmers as data sources: Cooperative framework for mapping soil properties for permanent crops in South Tyrol (Northern Italy). *Geoderma*, 342, 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.010>
- European Commission. (2019). *Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, The European Green Deal*. Brussels.
- European Parliament and Council. (2018). Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources. *Official Journal of the European Union*, 328, 82–209.

- Guinée, J. B. et al. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, Future. *Environmental Science and Technology*, 45, 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- Hamedani, S. R., Kuppens, T., Malina, R., Bocci, E., Colantoni, A., & Villarini, M. (2019). Life Cycle Assessment and Environmental Valuation of Biochar Production: Two Case Studies in Belgium. *Energies*, 12, 1–21. <https://doi.org/doi:10.3390/en12112166>
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., & Brownsort, P. (2011). Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy Policy*, 39(5), 2646–2655. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.033>
- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., & Close, D. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 376, 347–361. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x>
- Homagain, K., Shahi, C., Luckai, N., Sharma, M. (2016). Life cycle cost and economic assessment of biochar-based bioenergy production and biochar land application in Northwestern Ontario, Canada. *Forest Ecosystems*, 3(21). <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0081-8>
- Ibarrola, R., Shackley, S., & Hammond, J. (2012). Pyrolysis biochar systems for recovering biodegradable materials: A life cycle carbon assessment. *Waste Management*, 32(5), 859–868. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.005>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L.A. Meyer, (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006a). “*Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*” ISO 14040. Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006b). “*Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines*” ISO 14044. Geneva, Switzerland.
- JRC. (2010). *ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System, General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance* (Firts edit; European Commission - Joint Research Center - Institute for Environment and Sustainability, Ed.). <https://doi.org/10.2788/38479>

- Lugato, E. et al. (2013). An energy-biochar chain involving biomass gasification and rice cultivation in Northern Italy. *Global Change Biology Bioenergy*, 5, 192–201. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12028>
- Major, J. (2010). *Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems*. https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Application.pdf
- Matustík, J., Hnátková, T., & Kocí, V. (2020). Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. *Journal of Cleaner Production*, 259. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120998>
- McManus, M. C., & Taylor, C. M. (2015). The changing nature of life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy*, 82, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.04.024>
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar Impacts on Soil Physical Properties and Greenhouse Gas Emissions. *Agronomy*, 3, 313–339. <https://doi.org/10.3390/agronomy3020313>
- Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Nielsen, G. R. (2013). Environmental assessment of gasification technology for biomass conversion to energy in comparison with other alternatives: the case of wheat straw. *Journal of Cleaner Production*, 53, 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.004>
- Piccolo, A., Pietramellara, G., & Mbagwu, J. S. C. (1996). Effects of coal derived humic substances on water retention and structural stability of mediterranean soils. *Soil Use and Management*, 12, 209–213.
- Roberts, K. G., Gloy, B. A., Joseph, S., Scott, N. R., & Lehmann, J. (2010). Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. *Environmental Science and Technology*, 44(2), 827–833. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es902266r>
- Shaaban, M., Van Zwieten, L., Bashir, S., Younas, A., Núñez-delgado, A., Chhajro, M. A., ... Hu, R. (2018). A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. *Journal of Environmental Management*, 228, 429–440. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.006>
- Seneviratne, S.I. et al. (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme*

- Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. *A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109-230.
- Uzoma, K. C., Inoue, M., Andry, H., Zahoor, A., & Nishihara, E. (2011). Influence of biochar application on sandy soil hydraulic properties and nutrient retention. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 9, 1137–1143. <https://doi.org/10.1234/4.2011.2517>
- Ventura, M. et al. (2015). Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *GCB Bioenergy*, 7(5), 1150–1160. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12219>
- Wang, J., Xiong, Z., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, 8(3), 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 1218–1230. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

Conclusioni

Giustino Tonon – Libera Università di Bozen

Irene Criscuoli - Libera Università di Bozen

Nel delineare le conclusioni dell'intero progetto WOOD-UP, riteniamo innanzitutto opportuno chiarire un aspetto terminologico, che trova interpretazione nella legislazione italiana sui fertilizzanti. Nell'agosto del 2015, con decreto ministeriale 22 giugno 2015, pubblicato sulla Gazzetta ufficiale n. 186 del 12 agosto dello stesso anno, il biochar è stato ufficialmente incluso tra gli ammendanti ammessi in agricoltura (Dlgs 75/10, allegato 2, numero d'ordine 16). La definizione di biochar adottata a livello legislativo include *tutti i materiali ottenuti dalla carbonificazione di soli prodotti e residui vergini di origine vegetale provenienti dall'agricoltura e dalla silvicoltura, escludendo di fatto i rifiuti e qualsiasi materia organica di origine animale*. Nel succitato allegato 2 si precisa che il biochar può essere prodotto sia tramite processi di pirolisi che di gassificazione, purché il carbone vegetale prodotto rispetti i limiti imposti in termini di concentrazione di metalli pesanti, idrocarburi policiclici aromatici (Ipa), policlorobifenili (Pcb) e diossine. Viene inoltre chiarita la necessità di testare l'eventuale fitotossicità del biochar attraverso uno specifico biosaggio. La precisazione risulta essenziale non solo sul piano terminologico, ma anche sul piano sostanziale, perché ha fornito il prerequisito legislativo necessario all'avvio del progetto. Era infatti noto, fin prima dell'avvio del progetto, come tutti gli impianti presenti in Alto Adige puntassero a massimizzassero la resa energetica utilizzando il processo di gassificazione pur con tecnologie molto diverse tra loro.

Le attività condotte hanno permesso di mappare 42 impianti di gassificazione in Alto Adige che utilizzano, ogni anno, circa 50.000 tonnellate di biomassa legnosa producendo oltre 50 GWh di elettricità, 100 GWh di calore e 1300

tonnellate di char. Una realtà quindi significativa ed in espansione. Il char prodotto dagli impianti viene quasi esclusivamente smaltito come rifiuto speciale non pericoloso. Le analisi fisico-chimiche e biologiche hanno evidenziato come nessuno dei char abbia effetti fitotossici (Capitolo 3), ma nello stesso tempo nessuno di essi rispetta la normativa che ne disciplina l'uso come ammendante dei suoli agricoli. In particolare, il contenuto di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e di alcuni metalli pesanti (Cd, Cr e Zn), eccede i limiti normativi e ne compromette l'utilizzo in agricoltura. Tale risultato ha avuto un significativo impatto sullo sviluppo del progetto e sul potenziale di valorizzazione dell'attuale filiera della gassificazione in Alto Adige. Al fine di condurre gli esperimenti di campo, il consorzio si è visto costretto ad acquistare biochar proveniente da fuori provincia. La conclusione a cui sono giunti gli specialisti (capitolo 1) è che, *nell'ottica di rendere gli attuali impianti di gassificazione dei sistemi poli-generativi, in grado quindi di produrre un biochar utilizzabile come ammendante, oltre all'energia termica ed elettrica, risulta necessario intervenire sui principali parametri di processo (e.g. i profili di temperature all'interno del reattore) oppure di adottare sistemi di post-trattamento del char, che consentano la riduzione degli IPA.* La presenza di metalli pesanti all'interno dei char sembra invece derivare dalle parti meccaniche utilizzate nella movimentazione dei materiali solidi, negli impianti, e ai pretrattamenti di cippatura e pelletizzazione della biomassa legnosa. A riguardo, la soluzione tecnica sembra di più facile individuazione. L'analisi economica di un intervento di ottimizzazione d'impianto, finalizzato ad ottenere un char di qualità compatibile con l'uso agricolo, ha messo in evidenza che il budget massimo disponibile per effettuare l'investimento varia tra un minimo di 23 mila euro a un massimo di 97 mila euro, in funzione del prezzo di vendita del biochar. Gli importi in oggetto costituiscono un'indicazione di massima sull'economicità che un intervento di ottimizzazione degli attuali impianti dovrebbe avere per essere appetibile sul mercato.

Le indagini condotte sulla possibilità di estrarre molecole biologicamente attive dalla biomassa legnosa (cippato di abete rosso) (capitolo 2), ha portato a conclusioni particolarmente interessanti. Indipendentemente dal metodo di estrazione impiegato (Sohxlet o anidride carbonica supercritica) gli estratti

hanno mostrato una buona attività antimicrobica che potrebbe essere valorizzata come alternativa ai conservanti artificiali ad oggi in uso in prodotti alimentari, cosmetici e farmaceutici. Tale opportunità rappresenta un importante elemento di potenziale valorizzazione della filiera legno-energia che non è stato ancora indagato in maniera esaustiva e che meriterà maggiore attenzione nel futuro prossimo.

L'uso del biochar nel settore agricolo ha messo in evidenza diversi effetti ammendanti positivi, quali un aumento della disponibilità di alcuni nutrienti, in particolare dei macroelementi, come potassio, magnesio e fosforo e la capacità di innalzare il pH del suolo, con effetti positivi sulla viticoltura praticata in suoli acidi. Nel complesso, è stato osservato un aumento della produttività, nelle piante trattate con biochar, senza effetti negativi sulla qualità dei vini (capitolo 4).

Il biochar testato negli esperimenti condotti in condizioni controllate non ha prodotto effetti significativi sul ciclo dell'azoto all'interno delle piante di vite, lasciando inalterati l'assorbimento e l'allocazione dell'azoto nei vari organi. Il biochar ha invece modificato sensibilmente la capacità di ritenzione idrica del suolo, determinando un aumento significativo dell'acqua disponibile per le piante. Ciò ha prodotto significativi effetti di contenimento dello stress idrico indotto, riducendo gli effetti fisiologici negativi legati alla carenza di acqua. Tale risultato è di estremo interesse nell'ambito di una politica di adattamento ai cambiamenti climatici, caratterizzati da un aumento dei periodi di siccità e delle ondate di calore (capitolo 5).

Gli studi condotti sugli impatti ambientali del biochar, e più in particolare sulle emissioni di gas serra e sull'accumulo di carbonio nel suolo, hanno prodotto risultati rilevanti. Il biochar ha causato una riduzione delle emissioni di N_2O del suolo e ad un aumento di quelle di CO_2 in maniera significativa, ma limitata nel tempo e di lieve entità, mentre non ha avuto nessun effetto sulle emissioni di CH_4 . Il bilancio del carbonio nel suolo è risultato estremamente positivo benché la stabilità del biochar impiegato non sia risultata particolarmente elevata e, comunque, di incerta determinazione (capitolo 6). Tutti i risultati raccolti sono stati integrati in uno studio LCA (capitolo 7) il cui scopo era quello di valutare gli impatti ambientali della filiera della gassificazione

del legno in Alto Adige e confrontarla con una filiera valorizzata che includesse l'estrazione di composti ad elevato valore dalla biomassa, tecnologie di gassificazione migliorate e l'applicazione del biochar nei terreni agricoli. LCA ha mostrato che l'attuale filiera ha impatti ambientali positivi, determinando un risparmio di energia fossile e una riduzione delle emissioni di gas serra, rispetto a filiere energetiche controfattuali. Un ulteriore beneficio, anche se di minore entità, deriverebbe dall'uso del biochar in agricoltura. L'estrazione di biomolecole dalla biomassa legnosa comporta una spesa energetica con effetti significativi in termini di emissioni, paragonabili a quelli associati alla produzione e al trasporto della biomassa legnosa (tondame, cippato e pellet) dai luoghi di produzione agli impianti di gassificazione. L'estrazione di biomolecole avrebbe quindi un effetto negativo sull'impatto ambientale complessivo della filiera, ma va sottolineato che l'analisi qui presentata non ha considerato i costi ambientali relativi alla produzione di molecole di sintesi alternative a quelle indagate. Si deve anche considerare che, l'attuale produzione altoatesina di char, qualora questo fosse idoneo all'impiego in agricoltura, sarebbe sufficiente ad ammendare soltanto 50 ha di terreni agricoli all'anno. Di conseguenza, per sostenere un impiego diffuso del biochar in agricoltura, sarebbe necessario aumentare il numero di impianti di gassificazione o importare il biochar stesso, con un aggravio dei costi ambientali ed economici della filiera. Inoltre, le tecnologie che il progetto propone per produrre biochar di qualità comporterebbero, a parità di biochar prodotto, una produzione quasi doppia di energia, richiedendo un aumento considerevole della biomassa impiegata per la gassificazione.

In conclusione, considerando gli effetti agronomici e ambientali positivi del biochar, emersi grazie al progetto WOOD-UP, si ritiene che il quadro politico di sostegno agli investimenti debba essere favorevolmente rivolto a supportare gli sforzi di ricerca e sviluppo volti a progettare impianti poligenerativi, in grado di produrre biochar di qualità oltre che energia elettrica e termica. L'equilibrio tra questi prodotti della gassificazione deve necessariamente tenere conto delle ricadute positive che l'impiego del biochar potrebbe avere sulla sostenibilità del sistema agricolo altoatesino, sempre più sensibile agli impatti ambientali dell'attività agricola.