



DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE ALIMENTARI E
AMBIENTALI

CORSO DI LAUREA IN: SCIENZE AGRARIE E DEL TERRITORIO

EFFETTO DELL'APPLICAZIONE DI
BIOCHAR SULL'EMISSIONE DI CO₂ DAL
SUOLO IN UN SISTEMA CEREALICOLO

EFFECT OF BIOCHAR APPLICATION ON
SOIL CO₂ EMISSION IN A CEREAL
CROPPING SYSTEM

TIPO TESI: sperimentale

Studente:
GIACOMO VENTURA

Relatore:
DOTT. MARCO TODERI

Correlatore:
DOTT.SSA LAURA TROZZO

ANNO ACCADEMICO 2019-2020

SOMMARIO

ELENCO DELLE TABELLE.....	1
ELENCO DELLE FIGURE	2
CAPITOLO 1: INTRODUZIONE	3
1.1 Cambiamento climatico	3
1.2 Cosa sono i gas serra.....	10
1.3 Ruolo della sostanza organica nella mitigazione delle emissioni di GHG dal suolo	18
1.4 Ammendanti e il suolo agrario.....	20
1.4.1 Potenziale ruolo del biochar nella riduzione delle emissioni di CO ₂	21
1.5 Ipotesi ed obiettivi.....	24
CAPITOLO 2: MATERIALI E METODI	26
2.1 Area di studio e sito sperimentale	26
2.1.1 Localizzazione.....	26
2.1.2 Condizioni climatiche.....	26
2.1.3 Condizioni pedologiche.....	26
2.1.4 Disegno sperimentale.....	27
2.2 Metodologia per il monitoraggio e la misurazione delle emissioni di CO ₂	28
2.2.1 Monitoraggio delle emissioni.....	28
2.2.2 Monitoraggio della temperatura e dell'umidità del suolo.....	33
2.2.3 Valutazione dello stock di C.....	34
2.2.4 Analisi di laboratorio e calcolo dei flussi di CO ₂ dal suolo.....	34
2.2.5 Analisi statistica.....	35
CAPITOLO 3: RISULTATI E DISCUSSIONE	36
3.1 Effetto dell'applicazione del biochar sulle emissioni di CO ₂	36
3.2 Relazioni tra emissioni di CO ₂ dal suolo e temperature ed umidità del suolo.....	41
3.3 Effetto dell'applicazione del biochar sullo stock di carbonio nel suolo.....	44
CONCLUSIONI	47

BIBLIOGRAFIA 48

ELENCO DELLE TABELLE

Tabella -1: Proprietà di base del suolo a 0-0,1 m e 0,1-0,4 m di profondità. (Trozzo et al., 2020).....	27
Tabella 2: Analisi della varianza (RMANOVA).....	38

ELENCO DELLE FIGURE

Figura 1-1: Evoluzione della temperatura superficiale media globale nel periodo delle osservazioni strumentali (IPCC 2018).....	7
Figura 1-2: Modello spaziale (sopra) e stagionale (sotto) del riscaldamento dal 2006 al 2015 (IPCC, 2018).....	8
Figura 1-3: Variazioni previste della temperatura media (in alto) e delle precipitazioni medie (in basso) a 1,5°C (a sinistra) e a 2°C (al centro) in più rispetto al periodo preindustriale e differenza tra 1,5°C e 2°C di riscaldamento (a destra) (IPCC, 2018).....	9
Figura 1-4: Percorsi di sviluppo resilienti al clima, hanno il duplice obiettivo di limitare il riscaldamento a 1,5°C e rafforzare lo sviluppo sostenibile (IPCC 2018).....	12
Figura 1-5: Sistema climatico (WMO, 2018).	13
Figura 1-6: Fonti mondiali di metano in percentuale sul budget totale di circa 500-600 Tg CH ₄ all'anno (Conrad, 2009).....	16
Figura 1-7: : Principali fattori di regolazione delle emissioni di GHG dal suolo (Oertel et al., 2016).....	17
Figura 1-8: Ciclo globale del carbonio: (A) Fissazione di CO ₂ in materia organica, (B) decomposizione di materia organica in condizione aerobica CO ₂ , (C) decomposizione anaerobica della materia organica in prodotti finali fermentativi, (D) conversione anaerobica dei prodotti finali fermentativi in metano e rilascio in ambienti aerobici, (E) ossidazione aerobica e anaerobica del metano in CO ₂ . (Ferry, 2010).....	19
Figura 1-9: Schema di un sistema di produzione ed utilizzo del biochar (Lehmann e Joseph, 2015).....	24
Figura 2-1: Cilindri Rs su parcella di frumento.....	32
Figura 2-2: Camera con termometro.....	33
Figura 2-3: Camere Rs pronte per il rilievo su parcella di frumento.....	34
Figura 2-4: Camere posizionate per il rilievo su parcella di erba medica.....	35

Figura 3-1: Grafici delle emissioni di CO ₂ dal suolo durante il periodo di studio (sotto) e delle temperature ed umidità del suolo (sopra).....	39
Figura 3-2: Istogramma delle emissioni cumulative di CO ₂	42
Figura 3-3: Grafico emissioni CO ₂ vs temperatura su frumento.....	44
Figura 3-4: Grafico emissioni CO ₂ vs temperatura su frumento+biochar.....	45
Figura 3-5: Grafico emissioni di CO ₂ vs umidità su frumento.....	45
Figura 3-6: Grafico emissioni di CO ₂ vs umidità su frumento+biochar.....	46
Figura 3-7: Stock di C nel suolo in due diverse date (05-09-2018 e 25-09-2019).....	48

Capitolo 1

INTRODUZIONE

1.1 Il cambiamento climatico

Il cambiamento climatico, secondo la definizione riportata nell'articolo 1 della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC) del 2015, è:

“un cambiamento del clima che è attribuito direttamente o indirettamente all'attività umana che altera la composizione dell'atmosfera globale e che si aggiunge alla variabilità climatica naturale osservata su periodi di tempo comparabili”.

Da questa definizione emerge che il cambiamento climatico sia da attribuire sia a fenomeni naturali che all'attività antropica. Infatti, come evidenziato dalla World Meteorological Organization (WMO), per analizzare il clima, bisogna considerare anche la sua naturale tendenza al continuo mutamento. Tale mutamento è causato dalle interazioni tra le cinque componenti del sistema climatico (atmosfera, idrosfera, criosfera, superficie terrestre e biosfera), dalle eruzioni vulcaniche e dalle variazioni solari, oltre che dai fattori indotti dall'uomo (ad esempio i cambiamenti della composizione dell'atmosfera, ecc.) (WMO, 2018). In tal senso, l'UNFCCC fa un'importante distinzione tra “variabilità climatica” attribuibile a cause naturali (definita dalla WMO come la variazione delle condizioni climatiche nel breve periodo, come ad esempio un mese o una stagione, rispetto alle statistiche nel lungo periodo) e “cambiamento climatico” imputato alle attività umane. La differenza sostanziale tra i due fenomeni è che il primo analizza le variazioni che si verificano in tempi più brevi, mentre il cambiamento climatico prende in considerazione tempi lunghi, come i decenni.

Sempre secondo la WMO (2018), il clima rappresenta:

“Le condizioni meteorologiche medie per un particolare luogo e periodo di tempo. Il clima può essere descritto in termini statistici come la tendenza principale e la variabilità di elementi rilevati come temperatura, precipitazioni, pressione atmosferica, umidità e venti, o attraverso combinazioni di questi elementi, come i diversi tipi di tempo atmosferico e fenomeni tipici di un luogo o regione, o della terra nel suo insieme, per qualsiasi periodo di tempo”.

Ad oggi, il cambiamento climatico globale viene messo in evidenza da numerosi studi. In particolare, i dati analizzati nel sesto rapporto di valutazione sul cambiamento climatico 2022 dall'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) confermano come attualmente l'andamento climatico tende a variare verso un innalzamento della temperatura del globo rispetto ai livelli del periodo di riferimento. Esso viene definito come "epoca preindustriale" e coincide con l'inizio delle rilevazioni strumentali della temperatura negli anni 1850-1900. Il documento dell'IPCC tratta anche alcuni punti dell'Accordo di Parigi, stipulato nel 2015 in occasione della 21° Conferenza delle Parti dell'UNFCCC. Come descritto dall'UNFCCC, questo accordo rappresenta: "un trattato internazionale legalmente vincolante sul cambiamento climatico". Esso si pone come obiettivo principale quello di limitare il più possibile il riscaldamento globale al di sotto di 2°C (preferibilmente sotto 1,5°C) rispetto ai livelli preindustriali (Paris Agreement, 2015). L'intervallo temporale usato per misurare il riscaldamento climatico, nel rapporto IPCC, è riferito ad un arco di tempo di 30 anni. L'utilizzo di questo periodo temporale di riferimento per l'analisi climatica viene anche suggerito dalla WMO (WMO, 2018). Infatti, per analizzare periodi più brevi, come riportato dall'IPCC, si prende in considerazione la temperatura media stimata degli ultimi 30 anni, incentrandola però sul periodo di tempo da analizzare e tenendo conto dell'influenza di eventuali fluttuazioni di temperatura o tendenze in quei 30 anni. In questo modo l'IPCC per il decennio 2006-2015 ha stimato che la temperatura media del pianeta è aumentata di circa 0,87°C rispetto all'epoca preindustriale. Inoltre, nel documento viene affermato che il riscaldamento indotto dall'uomo ha raggiunto circa 1°C (con un'oscillazione tra 0,8°C e 1,2°C) in più rispetto ai livelli preindustriali nel 2017, aumentando in media tra 0,1°C e 0,3°C per decennio. Nell'immagine sottostante (Figura 1-1) viene riportata l'evoluzione della temperatura media della superficie terrestre dall'epoca preindustriale al 2020.

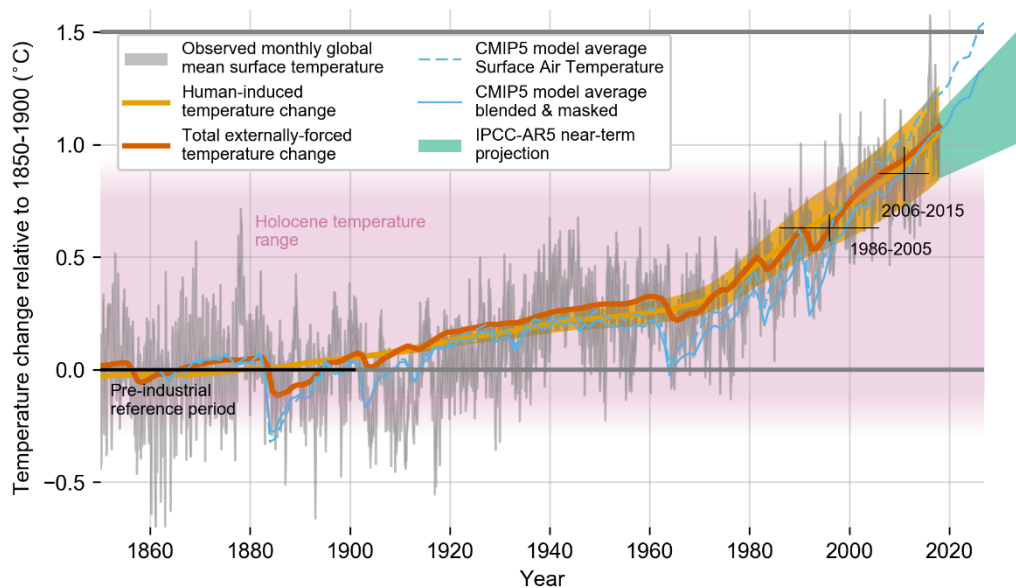


Figura 1-1: Evoluzione della temperatura superficiale media globale nel periodo delle osservazioni strumentali (IPCC, 2018).

La linea ombreggiata in grigio mostra la temperatura superficiale media globale mensile in diversi set di dati (HadCRUT4, NOAA GlobalTemp, GISTEMP e Cowtan-Way) espressi a partire dal 1850-1900. La linea gialla invece, rappresenta il riscaldamento provocato dall'uomo, mentre quella arancione raffigura il contributo totale al riscaldamento sia quello naturale che quello indotto dalle attività antropiche. Come si può notare dalla Figura 1-1, la variabilità naturale (dovuta sia a fattori intrinseci che estrinseci del clima) ha avuto un basso impatto netto sulle temperature medie nel decennio 2006-2015, che risultano simili alla stima del riscaldamento dovuto all'uomo (IPCC, 2018). In questo primo capitolo del rapporto dell'IPCC, analizzato finora, ci sono anche altre osservazioni che possono essere utili al fine di capire meglio l'attuale andamento del cambiamento climatico:

- In molte regioni del pianeta e durante numerose stagioni, si è già verificato un riscaldamento superiore alla media globale;
- Gli oceani si stanno riscaldando ad un ritmo più lento rispetto alle aree terrestri;
- Il riscaldamento non è né spazialmente né stagionalmente uniforme.

La figura sottostante (Figura 1-2), illustra l'entità delle differenze spaziali e stagionali del riscaldamento globale nella decade 2006-2015.

Regional warming in the decade 2006-2015 relative to preindustrial

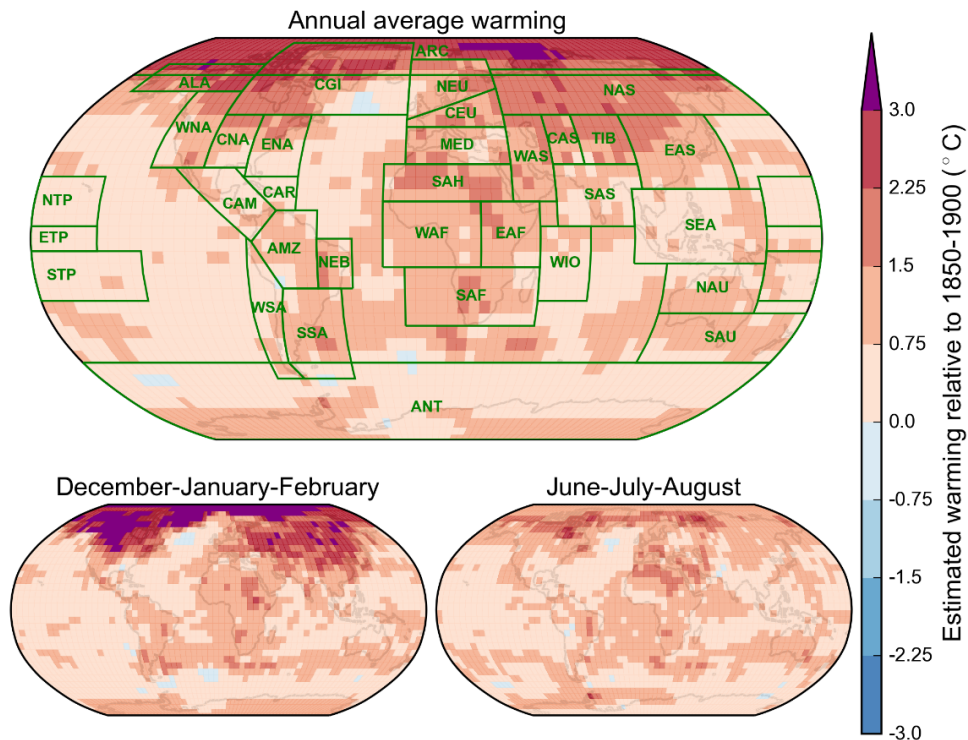


Figura 1-2: Modello spaziale (sopra) e stagionale (sotto) del riscaldamento dal 2006 al 2015 (IPCC, 2018).

Dalla figura 1-2, si vede come in molte località, in particolare in inverno a metà latitudine dell'emisfero boreale, già è stato registrato un riscaldamento regionale di più del doppio della media globale. Le singole stagioni, invece, possono essere più calde o più fredde rispetto a questi cambiamenti previsti nella media a lungo termine. Nel terzo capitolo della relazione sul clima dell'IPCC, in riferimento all'Accordo di Parigi, gli studiosi hanno valutato i diversi impatti che possono verificarsi con un riscaldamento globale di 1,5°C e di 2°C. Il superamento della soglia di riscaldamento di 1,5°C potrebbe anche comportare conseguenze di lunga durata se non irreversibili ai sistemi naturali ed umani, come ad esempio la perdita di ecosistemi (IPCC, 2018). L'IPCC afferma anche che tra i cambiamenti che stanno avvenendo a causa del riscaldamento climatico ci siano ondate di calore più frequenti nella maggior parte delle regioni terrestri e un aumento del numero e della durata delle ondate di calore a livello marino. Limitare il riscaldamento a 1,5°C anziché 2°C dai livelli preindustriali, significherebbe, secondo le stime dell'IPCC, che circa 420 milioni di persone siano meno esposte ad ondate di

calore estreme e circa 65 milioni di persone non siano soggette ad ondate di caldo eccezionale. Inoltre, vi sono prove sostanziali che l'aumento delle temperature medie globali indotto dall'uomo ha causato una maggior frequenza e intensità degli eventi di precipitazioni estremi su scala globale, nonché un aumento del rischio di siccità nel Mediterraneo (IPCC, 2018). Rimanere al di sotto della soglia di 1,5°C di riscaldamento ridurrebbe i rischi di aumentare il numero di eventi piovosi estremi su scala globale e anche la probabilità di siccità estrema e deficit idrico in alcune regioni del mondo, come ad esempio l'intera regione del Mediterraneo. Altro motivo per cui è necessario limitare il più possibile il riscaldamento globale, è che minori tassi di cambiamento aumenterebbero la capacità di adattamento dei sistemi naturali ed umani con innumerevoli vantaggi per un elevato numero di ecosistemi terrestri, d'acqua dolce, delle zone umide, costieri ed oceanici (IPCC, 2018). La figura 1-3, raffigura un modello previsionale in cui vengono messe in evidenza sia le variazioni di temperatura media che di precipitazioni e le loro differenze, con un riscaldamento di 1,5°C e 2°C rispetto ai livelli preindustriali.

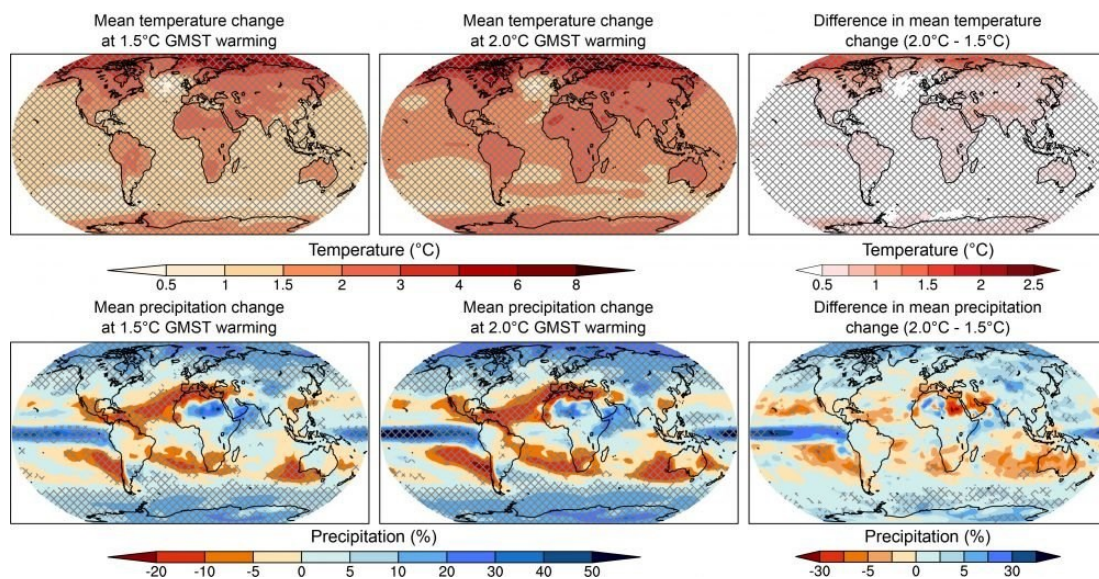


Figura 1-3: Variazioni previste della temperatura media (in alto) e delle precipitazioni medie (in basso) a 1,5°C (a sinistra) e a 2°C (al centro) in più rispetto al periodo preindustriale e differenza tra 1,5°C e 2°C di riscaldamento (a destra) (IPCC, 2018).

Altri impatti di notevole importanza, che potrebbero verificarsi a causa del riscaldamento climatico, secondo l'IPCC riguardano:

- L'espansione delle aree soggette al rischio di alluvione;
- L'innalzamento medio globale del livello del mare, che, secondo le stime, sarebbe di circa 0,1 m in meno entro la fine del secolo se si mantenesse il riscaldamento globale entro 1,5°C;
- Negli oceani, che hanno assorbito circa il 30% della CO₂ antropica con la loro conseguente acidificazione, un aumento superiore a 1,5°C determinerebbe un grave impatto su organismi marini ed ecosistemi ed anche su acquacoltura e pesca;
- Negli ecosistemi terrestri e zone umide, un riscaldamento di 1,5°C anziché 2°C determinerebbe rischi di perdita di specie e estinzioni ridotti. Allo stesso modo i rischi dovuti alla perdita di biodiversità (incendi, eventi meteorologici estremi, diffusione specie invasive e parassiti) saranno inferiori;
- Nel caso di tundra e foresta boreale, limitare il riscaldamento globale sotto la soglia di 1,5°C consentirebbe di evitare lo scongelamento di un'area di 1,5-2,5 milioni di km² di permafrost;
- Il riscaldamento globale limitato a 1,5°C consentirebbe di ridurre nettamente le contrazioni delle rese di mais, riso e grano, in particolare nell'Africa subsahariana, nel sud-est asiatico e in Sud America;
- La riduzione della disponibilità di cibo, secondo le stime IPCC, è maggiore con un riscaldamento globale di 2°C rispetto a 1,5°C nel Sahel, nell'Africa meridionale, nel Mediterraneo, in Europa centrale e in Amazzonia;
- L'aumento di temperatura oltre 1,5°C può impattare sulla salute umana incrementando il rischio di malattie trasmesse da vettori (malaria) ed amplificando la morbilità e mortalità dovute al caldo.

Dall'esame di questi impatti messi in luce dall'IPCC, si può comprendere meglio la gravità delle problematiche che questo fenomeno sta causando non solo a livello ambientale, ma anche in ambito sociale ed economico, incrementando la povertà e compromettendo la crescita economica globale. Infatti, dagli studi intrapresi dall'IPCC è emerso che molte delle conseguenze del riscaldamento globale fino e oltre 1,5°C e delle azioni di mitigazione necessarie per contrastarlo, si ripercuoteranno in modo sproporzionale sulle fasce più povere e vulnerabili della popolazione. Tant'è che nel lavoro dell'IPCC si fa riferimento al principio di equità, ossia alla capacità di condivisione degli oneri sia tra generazioni che tra ed entro le

nazioni. Inoltre, il principio di equità viene associato dall'Accordo di Parigi agli altri obiettivi di eradicazione della povertà e sviluppo sostenibile.

Per concludere, nel rapporto dell'IPCC del 2018 sono stati studiati percorsi di mitigazione che cercano di arginare il riscaldamento globale a 1,5°C. Essi prevedono, specialmente quelli a basso costo, la rimozione dell'anidride carbonica dall'aria (Carbon Deoxide Removal, CDR), attraverso l'uso di bioenergie con cattura e stoccaggio del carbonio (BioEnergy with Carbon Capture and Storage, BECCS) (Riquadro 1) e/o l'imboschimento e la riforestazione (Afforestation and Reforestation, AR).

RIQUADRO 1: Bioenergy with Carbon Capture and Storage (BECCS)

“Le BECCS sono tecniche basate sulla coltivazione e/o raccolta di biomassa, con la conseguente rimozione di carbonio dall'atmosfera, per produrre successivamente energia, mentre la CO₂ derivante dalla combustione della biomassa viene catturata ed iniettata in formazioni geologiche adatte”.

Agostini e Colonna, ENEA, 2018

L'applicazione su larga scala di queste “tecnologie” avrebbe un effetto importante per i sistemi terrestri ed acquatici del pianeta ed influirebbero positivamente sul clima regionale. Tuttavia, affinché questa impronta ecologica non porti impatti negativi a livello di biodiversità o sulla produzione alimentare, andrebbe associata ad una politica incentrata sulla gestione sostenibile del territorio, a maggiori sforzi per limitare la domanda di terra, energia e risorse materiali ed anche ad una risposta che favorisca cambiamenti nello stile di vita e nella dieta (IPCC, 2018). In questo modo, sarebbe possibile scegliere il giusto percorso per un clima mondiale resiliente (Figura 1-4).

FAQ5.2: Climate-resilient development pathways

Decision-making that achieves the United Nation Sustainable Development Goals (SDGs), lowers greenhouse gas emissions, limits global warming and enables adaptation could help lead to a climate-resilient world.

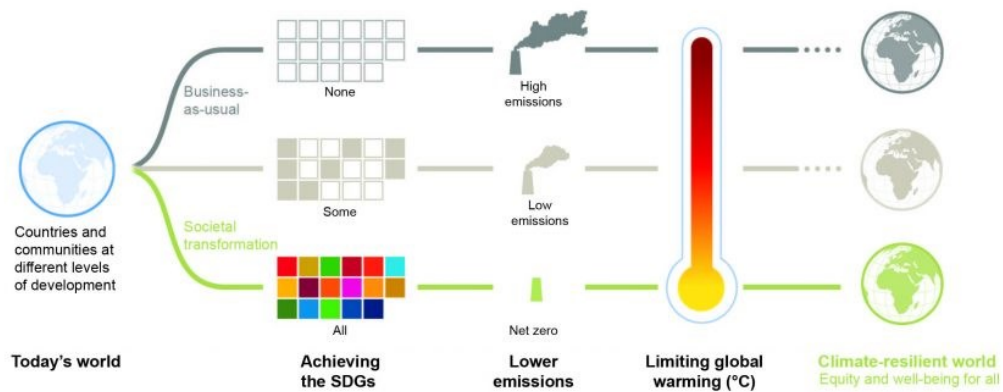


Figura 1-4: Percorsi di sviluppo resilienti al clima, hanno il duplice obiettivo di limitare il riscaldamento a 1,5°C e rafforzare lo sviluppo sostenibile (IPCC, 2018).

1.2 Cosa sono i gas serra

Come descritto nel paragrafo 1.1, il clima della Terra è influenzato dalle interazioni tra le componenti del sistema climatico (atmosfera, idrosfera, criosfera, superficie terrestre e biosfera). In particolare, l'interazione dell'atmosfera con le altre componenti ha un ruolo centrale nella determinazione del clima. L'atmosfera contiene grandi quantità di azoto e ossigeno, ma anche piccole quantità di argon, elio, anidride carbonica, ozono, metano e molti altri gas in tracce, compresi vapore acqueo e goccioline d'acqua condensata sotto forma di nuvole e aerosol (WMO, 2018). La biosfera (uomo compreso) influenza la composizione dell'atmosfera (ad esempio la concentrazione di CO₂), ed anche le caratteristiche della superficie terrestre come l'umidità del suolo e l'albedo. In particolare, le attività antropiche (soprattutto la combustione di combustibili fossili), con il passare del tempo, hanno portato a marcati cambiamenti nella composizione dell'atmosfera globale (WMO, 2018). Quest'ultima, riceve energia sia in modo diretto dal sole, attraverso la radiazione solare incidente sia indirettamente tramite processi che coinvolgono la superficie terrestre. Questa energia viene continuamente ridistribuita sia verticalmente che orizzontalmente mediante reazioni termodinamiche con l'obiettivo di cercare di raggiungere un equilibrio del sistema. Per questo motivo, gli aumenti dell'anidride carbonica troposferica, del metano e delle emissioni di aerosol e particolato, durante l'era industriale, stanno influenzando in modo significativo il clima globale (WMO, 2018). Questi gas, infatti, formano una coltre intorno alla terra che consente il passaggio in entrata della radiazione proveniente dal sole (onde corte) ma

impedisce ai raggi di calore riflessi dalla Terra (radiazione a onde lunghe) di tornare nello spazio, creando così “l’effetto serra” (Ewa Klugmann-Radziemska, 2020). Tutto ciò, si può anche notare nella figura sottostante rappresentante il sistema climatico (Figura 1-5, frecce rosse ed arancioni).

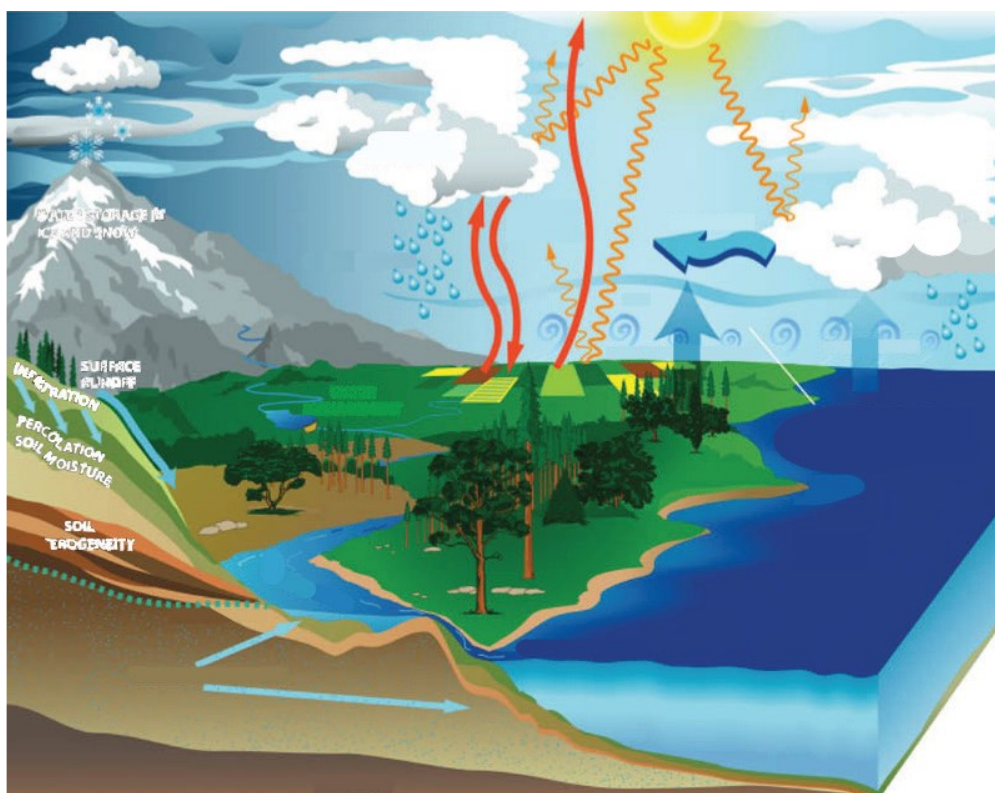


Figura 1-5: Sistema climatico (WMO, 2018).

Proprio per questo motivo questi gas verranno indicati in questo lavoro come “Greenhouse Gases” (GHG) ossia “gas serra”. Pertanto, la limitazione del riscaldamento globale a 1,5°C è strettamente collegata alle emissioni di GHG (IPCC, 2018).

Per stimare quanto i vari GHG influiscono sul riscaldamento globale, e per sviluppare al meglio le strategie per ridurre i loro possibili effetti nocivi, è necessario studiare singolarmente ognuno di questi gas serra (Istituto meteorologico internazionale di Stoccolma, 1985). L'agricoltura influenza il riscaldamento globale a causa delle emissioni di GHG dirette e indirette correlate alle dinamiche di C e N (Oertel et al., 2016). Proprio per questo, l'agricoltura risulta essere un settore strategico per ridurre le emissioni di GHG attraverso il miglioramento delle pratiche di gestione e delle tecnologie di mitigazione (Oertel et al., 2016). Per i suoli, sono ormai conosciute molte pratiche e tecnologie di gestione che permettono di ottenere una riduzione delle emissioni di GHG e favoriscono il sequestro del C nel suolo, fornendo al

contempo anche dei co-benefici ambientali. Ciò che finora ha impedito l'attuazione di queste strategie di mitigazione in modo più marcato, è stata la fattibilità di quantificare e verificare le attività di mitigazione del suolo in modo economicamente vantaggioso (Paustian et al., 2016).

Si stima che l'uso del suolo contribuisca a circa il 25% delle emissioni globali di gas serra antropogeniche: il 10%-14% derivano direttamente dall'agricoltura di produzione e sono causate principalmente dalla gestione del suolo e del bestiame, mentre il 12%-17% è dovuto al cambio di copertura del suolo, compresa la deforestazione (Paustian et al., 2016). I terreni coltivabili e quelli coltivati a colture permanenti ricoprono circa 17 milioni di km² corrispondenti al 12,6% della superficie terrestre globale (Oertel et al., 2016). La deforestazione e altri cambiamenti nell'uso del suolo per aumentare la superficie destinata alla produzione agricola contribuiscono ad aumentare il riscaldamento globale. Inoltre, i terreni coltivati, in genere vengono gestiti in maniera intensiva, aumentando le emissioni di GHG (Oertel et al., 2016).

Sulla base dell'analisi di diversi studi, di seguito vengono messe in evidenza numerose informazioni riguardanti i tre GHG più importanti (CO₂, CH₄ e N₂O) ed il loro rapporto con il suolo. I suoli costituiscono il più grande serbatoio di C organico terrestre (~ 1.500 Pg C a profondità di 1 m; ~ 2.400 Pg C a 2 m di profondità). Tale quantità corrisponde a tre volte la quantità di CO₂ attualmente presente nell'atmosfera (~ 830 Pg C) e 240 volte le emissioni annue dai combustibili fossili (~ 10 Pg) (Paustian et al., 2016). La CO₂ atmosferica è il più importante GHG che, con una forzatura radiativa potenziale di 1,66 W m², contribuisce all'attuale riscaldamento globale ed impatta sul sistema climatico terrestre (Liu et al., 2016) (Riquadro 2). La respirazione del suolo, infatti, è uno dei principali processi che controllano il bilancio di carbonio degli ecosistemi terrestri. L'emissione totale di CO₂ dal suolo è riconosciuta come uno dei flussi più grandi nel ciclo globale del carbonio, con piccoli cambiamenti nella quantità di carbonio rilasciato dal suolo che potenzialmente influiscono sulle concentrazioni di CO₂ nell'atmosfera (Shi et al., 2014).

RIQUADRO 2: Forzatura radiativa

La forzatura radiativa (Radiative Forcing, RF) è un concetto utilizzato per confrontare quantitativamente l'incidenza che hanno diversi agenti umani e naturali nel causare cambiamenti climatici. Secondo Ramaswamy et al. (2001) RF si può definire come: "la variazione dell'irradiazione netta (in W/m^2) alla tropopausa dopo aver tenuto conto delle temperature stratosferiche per riadattare l'equilibrio radiativo, ma con temperature superficiali e troposferiche e lo stato tenuti fissi a valori imperturbabili".

IPCC, 2007

In particolare, in accordo con Oertel et al. (2016), i flussi di CO_2 si possono suddividere in tre tipi:

- 1) Quello derivante dalla respirazione del suolo, che include anche la respirazione microbica radicale, sia anaerobica che aerobica. La respirazione radicale contribuisce in media fino a circa il 50% della respirazione totale del suolo, ma questa percentuale può variare tra il 10 e il 95% in base alla stagione e al tipo di vegetazione;
- 2) La CO_2 che deriva dall'ecosistema, che include la respirazione delle piante;
- 3) Infine, lo scambio netto dell'ecosistema (Net ecosystem exchange, NEE) che indica la differenza tra la fotosintesi e la respirazione dell'ecosistema. Un NEE positivo corrisponde ad un'emissione di CO_2 , mentre un NEE negativo rivela un assorbimento di CO_2 (Oertel et al., 2016).

Mentre, i maggiori fattori che contribuiscono alle emissioni di CO_2 dal suolo sono:

- 1- Umidità: può influenzare l'attività microbica e i relativi processi. Per quanto riguarda la CO_2 , infatti, è stato visto che il basso contenuto di acqua nel suolo ne limita le emissioni. In particolare, dopo un lungo periodo di siccità, in ambiente mediterraneo, le emissioni di anidride carbonica aumentano velocemente, ciò a causa sia di fattori biotici che abiotici (Oertel et al., 2016);
- 2- Temperatura: è stato osservato che può stimolare le emissioni di anidride carbonica e l'esaurimento dell'ossigeno. Inoltre, diversi studi hanno mostrato che, in ambiente mediterraneo, c'è una correlazione positiva tra temperatura del suolo ed emissioni di CO_2 (Oertel et al., 2016);
- 3- pH: per la CO_2 , a differenza dell' N_2O , sono state registrate emissioni inferiori in suoli con pH basso (Oertel et al., 2016);
- 4- Disponibilità di nutrienti: influenza le emissioni di GHG perché condiziona sia le attività microbiche sia la respirazione delle piante. In particolare, le emissioni di CO_2 mostrano una correlazione positiva con il rapporto C:N (Oertel et al., 2016).

Il metano atmosferico, invece, risulta essere il secondo più importante gas serra subito dopo la CO₂ (Zhang et al., 2013) e possiede un potenziale di riscaldamento globale 25 volte superiore a quello della CO₂ (Ribas et al., 2019) (Riquadro 3). In particolare, è stato visto che le emissioni di questo gas sono aumentate del 151% dal 1750 e continuano a farlo ad un tasso di 0.003 $\mu\text{mol mol}^{-1} \text{anno}^{-1}$ (Jeffery et al., 2016).

RIQUADRO 3: Potenziale di riscaldamento globale

"Il potenziale di riscaldamento globale (Global Warming Potential, GWP) è un tipo di indice semplificato basato sulle proprietà radiative che possono essere usate per stimare i potenziali impatti futuri delle emissioni di diversi gas sul clima. [...] L'impatto delle emissioni di un GHG sull'atmosfera è correlato non solo alle proprietà radiative, ma anche alla scala temporale necessaria alla rimozione di una certa sostanza dall'atmosfera. [...] Il GWP è una misura dell'effetto radiativo di una data sostanza rispetto ad un'altra riferita a un certo orizzonte temporale scelto".

IPCC, 2001

La produzione di metano nei suoli è il risultato della metanogenesi in condizioni anaerobiche e viene consumato da microrganismi metanotrofici che utilizzano O₂ e CH₄ per il loro metabolismo in condizioni aerobiche (Oertel et al., 2016). Entrambi questi processi possono verificarsi simultaneamente nei micropori del suolo, oppure possono avere luogo in modo stratificato, con la metanogenesi che avviene in condizioni anossiche negli strati più profondi del suolo mentre la metanotrofia si verifica in quelli più superficiali in presenza di ossigeno. Quando si verifica quest'interazione, la parte superiore del suolo, in cui viene consumato CH₄ funge da "biofiltro" e si è visto che può migliorare le emissioni di metano in diversi ambienti, come le risaie e i terreni di copertura delle discariche (Jeffery et al., 2016). Inoltre, si attesta che tra le emissioni derivanti dall'agricoltura di produzione troviamo oltre il 50% delle emissioni mondiali di metano, con la previsione di un aumento continuo nei prossimi anni (Pascual et al., 2020). A conferma di ciò possiamo osservare il grafico sottostante (Figura 1-6), che mostra le principali fonti di metano, riportate in percentuale su un budget totale mondiale di circa 500-600 Tg di CH₄ all'anno (Conrad, 2009).

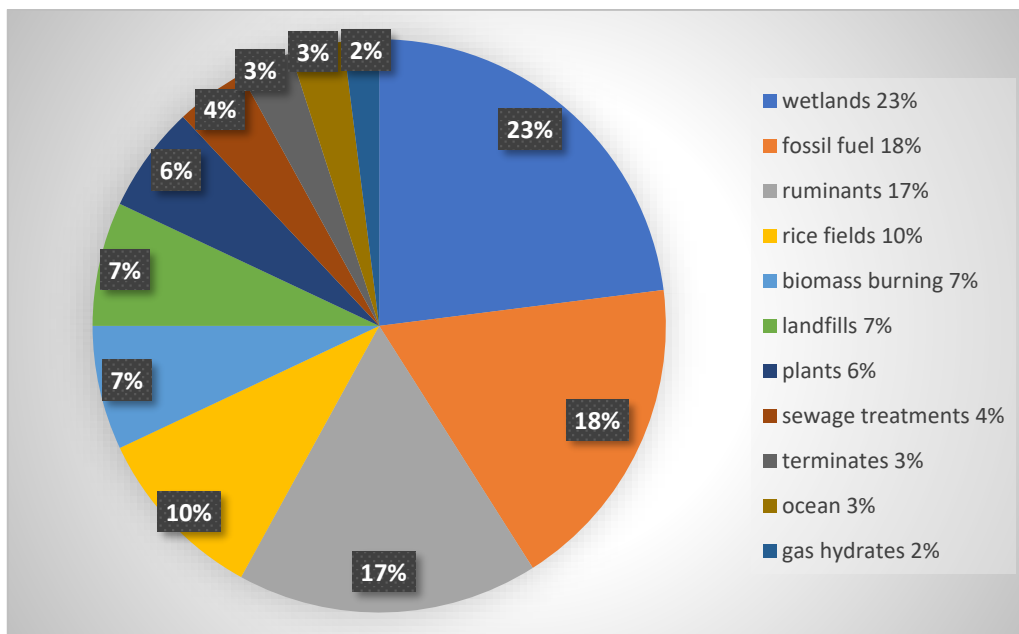


Figura 1-6: Fonti mondiali di metano in percentuale sul budget totale di circa 500-600 Tg CH₄ all'anno (Conrad, 2009).

Tuttavia, il suolo agrario può anche svolgere l'importante funzione di serbatoio naturale per il CH₄ atmosferico. Ma, è stato osservato che alcune pratiche agricole, come la fertilizzazione con concimi sintetici, l'uso di pesticidi e diserbanti e il possibile accumulo di metalli nel terreno, riducono le popolazioni e l'attività dei batteri che ossidano il metano nel suolo. Lo stesso effetto viene riportato anche per altre attività agricole come l'irrigazione, la lavorazione del terreno ed il pascolamento, che incidono direttamente sull'ossidazione di CH₄ da parte del suolo a causa della sua compattazione (Pascual et al., 2020).

Uno studio riporta che le emissioni di azoto (N) antropogenico, causate anche dall'eccessiva somministrazione di fertilizzanti azotati, sono aumentate di 10 volte negli ultimi 150 anni e si prevede che aumenteranno di altre due o tre volte nei prossimi decenni (Li et al., 2018). Tra i composti azotati che entrano in atmosfera dal suolo, troviamo il protossido di azoto (N₂O), che ha un potenziale di riscaldamento globale 265 volte quello della CO₂ su un orizzonte temporale di 100 anni (Smith et al., 2014). Questo gas serra risulta essere molto importante perché la sua più grande fonte di emissione è l'attività agricola, che si attesta essere responsabile per circa il 60% delle emissioni di N₂O. Per questo motivo la valutazione dell'entità di emissioni di N₂O è fondamentale per la definizione di strategie di mitigazione (Trozzo et al., 2020). Il protossido di azoto si origina dai processi di nitrificazione e denitrificazione insieme all'ossido nitrico (NO), studiato per il suo ruolo nella formazione di piogge acide e nella creazione e distruzione di ozono (Oertel et al. 2016). L'N₂O deriva principalmente dall'ultima fase della

denitrificazione. Questo processo si verifica in ambienti a bassa concentrazione di ossigeno e per lo più viene svolto da batteri eterotrofi in grado di ridurre l' NO_3^- (batteri nitrificanti) ad ossido nitroso (N_2O) e poi a N_2 (Ribas et al., 2019). Un altro studio riporta, a conferma di ciò, che le massime emissioni di protossido di azoto si hanno in condizioni di caldo-umido e che se i suoli sono esposti a effetti di gelo-disgelo con contenuti di umidità sufficientemente elevati si hanno consistenti flussi di N_2O (Luo et al., 2013). Si è visto anche che la denitrificazione dipende dal contenuto di NO_3^- , che è principalmente un prodotto finale del processo aerobico di nitrificazione. Inoltre, sembra che la disponibilità di CO_2 regoli la nitrificazione, in quanto la maggior parte dei batteri nitrificanti sono chemioautotrofi, mentre la disponibilità di C organico è essenziale per la denitrificazione, poiché la maggioranza dei batteri denitrificanti sono eterotrofi anaerobici facoltativi (Ribas et al., 2019). Altri fattori che possono favorire le emissioni di N_2O sono ad esempio: il tipo e la dose di fertilizzante azotato applicato, il tipo di coltura, il tipo di residui colturali ed il periodo e il modo in cui vengono interrati, il tipo di lavorazioni praticate, il sistema di coltivazione (Signor e Cerri, 2013) e le proprietà fisico-chimiche del suolo (contenuto di C organico, pH, tessitura) (Stehfest e Bouwman, 2006). Le emissioni di N_2O sono maggiori nei suoli argillosi rispetto a quelli sabbiosi (Lesschen et al., 2011), a causa del maggior numero di micropori (Signor e Cerri, 2013). Anche le lavorazioni influenzano le emissioni di N_2O . In particolare, Ball et al. (2007) e Krauss et al. (2017) affermano che le lavorazioni estive sembrano responsabili di emissioni di N_2O più alte, rispetto a quelle autunnali. Forte et al. (2017) sostengono che maggiori emissioni di N_2O hanno luogo con le lavorazioni più profonde. Ciò, sembra legato al miglioramento dell'aerazione del suolo ed alla riduzione dell'aggregazione del terreno. Questi effetti sono provocati dalle lavorazioni e, a quanto pare, favoriscono la mineralizzazione dei residui e l'aumento della quota di N disponibile per i processi di nitrificazione e denitrificazione con conseguente aumento delle emissioni di N_2O (Abalos et al., 2016). A conferma di ciò, Krauss et al. (2017) riportano che i flussi di N_2O sono positivamente correlati con il contenuto di nitrati, la temperatura del suolo, la Water-Filled Pore Space (WFPS, che corrisponde alla quantità di acqua contenuta nei pori del suolo) e il carbonio organico disciolto, mentre sono correlati negativamente con il contenuto di ammonio nel suolo.

La sottostante immagine mostra schematicamente i principali fattori che entrano in gioco nella regolazione delle emissioni di GHG dal suolo (Figura 1-7).

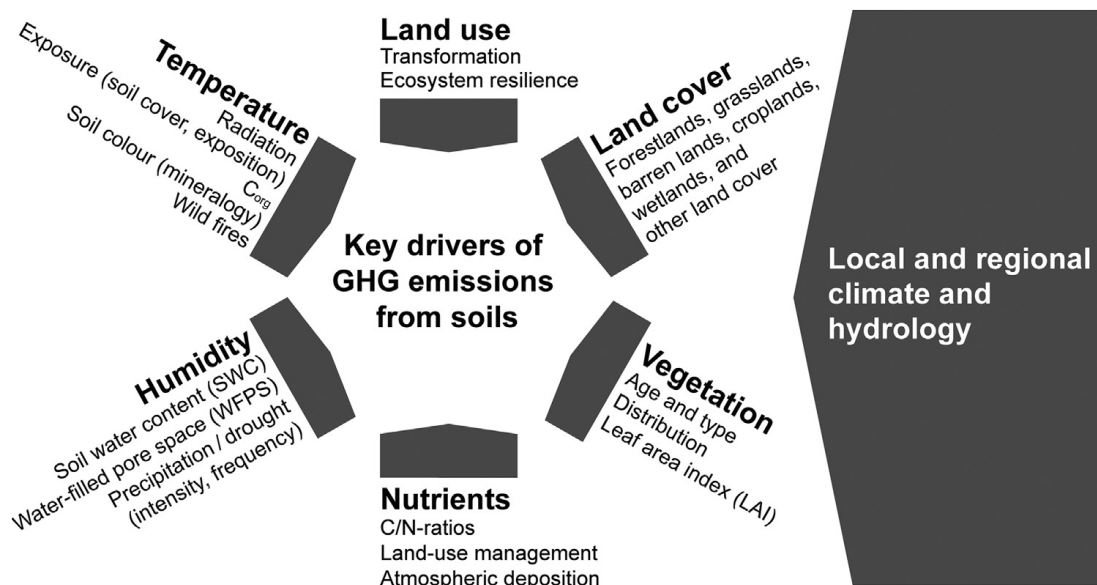


Figura 1-7: Principali fattori di regolazione delle emissioni di GHG dal suolo (Oertel et al., 2016).

A confermare la complessa relazione tra i fattori di regolazione e tra le emissioni di GHG e suddetti fattori, Luo et al., (2013) hanno osservato che, per quanto riguarda le emissioni di N₂O, importanti parametri come l'umidità e la temperatura sembrano avere effetti sia sinergici che antagonistici sullo stato di altri fattori di regolazione. A proposito di ciò, per ridurre al minimo le emissioni di N₂O dai terreni agricoli, alcuni autori (per esempio, Oertel et al., 2016) hanno constatato che le dosi di applicazione dei fertilizzanti devono essere adattate alle esigenze delle specie coltivate, dato che non tutte le forme di azoto possono essere assorbite dalle piante. Inoltre, viste le condizioni che regolano le emissioni di GHG dal suolo, risulta importante migliorare la gestione del suolo con pratiche che aumentano gli input di C, come ad esempio: l'uso di varietà o specie con una massa radicale maggiore per depositare C negli strati più profondi dove il turnover è più lento; l'adozione di rotazioni colturali; maggiore tempo di permanenza dei residui in campo e l'uso di colture intercalari, può ridurre notevolmente le emissioni e sequestrare parte della CO₂ rimossa dall'atmosfera dalle piante, sottoforma di carbonio nella materia organica del suolo. Ciò comporta molti benefici, come una maggiore fertilità e produttività, maggiore biodiversità del suolo, ridotta erosione, minore deflusso e inquinamento dell'acqua e può aiutare a mitigare gli impatti dei cambiamenti climatici su colture e pascoli (Paustian et al., 2016). Altri interventi migliorativi, riguardano la dieta animale e la gestione del letame al fine di ridurre sia le emissioni di CH₄ che quelle di N₂O nel settore zootecnico (Johnson et al., 2007).

1.3 Ruolo della sostanza organica nella mitigazione delle emissioni di GHG dal suolo

La sostanza organica, che fa parte della frazione solida del terreno (Bonciarelli, 2004), ha un'importanza considerevole nella mitigazione delle emissioni di GHG dal suolo. Secondo Oertel et al. (2016), la disponibilità di nutrienti è fondamentale per i processi respiratori microbici e vegetali. Infatti, la produzione di CO₂ nel suolo è dovuta proprio alla respirazione delle radici e alla decomposizione della materia organica da parte dei microbi ed è regolata dalla temperatura e dal contenuto idrico del suolo (Franco-Luesma et al., 2020). A tal riguardo, si è visto che N e C naturalmente contenuti nel suolo, così come la deposizione atmosferica e le applicazioni di letame o fertilizzanti hanno un ruolo importante nella mitigazione delle emissioni di GHG (Oertel et al., 2016). In particolare, la sostanza organica deriva dalla trasformazione dei residui animali e vegetali che nel terreno subiscono alterazioni di natura fisica, chimica e soprattutto microbiologica. Questi processi di trasformazione possono avvenire a diverse velocità e portano alla formazione di sostanze dotate di diversa stabilità, tra cui l'humus. La velocità di trasformazione dipende, appunto, dalla disponibilità di ossigeno, acqua, temperatura ed elementi nutritivi per gli organismi decompositori. Inizialmente la degradazione è molto rapida, per poi rallentare sempre di più con il passare del tempo. Questo rallentamento è dovuto alle diverse velocità di decomposizione a cui sottostanno i vari componenti del materiale organico ed alla sintesi di composti sempre più resistenti all'attività microbica. Alla fine, escludendo il carbonio che viene perso come CO₂, una buona parte di C resta nel terreno come carbonio residuale mentre un'altra parte deriva dall'attività microbica (Businelli, 2009). L'importanza della sostanza organica del suolo nella mitigazione delle emissioni di GHG è anche dovuta al fatto che essa rientra nel ciclo globale del carbonio, come riportato nello schema sottostante (Figura 1-8).

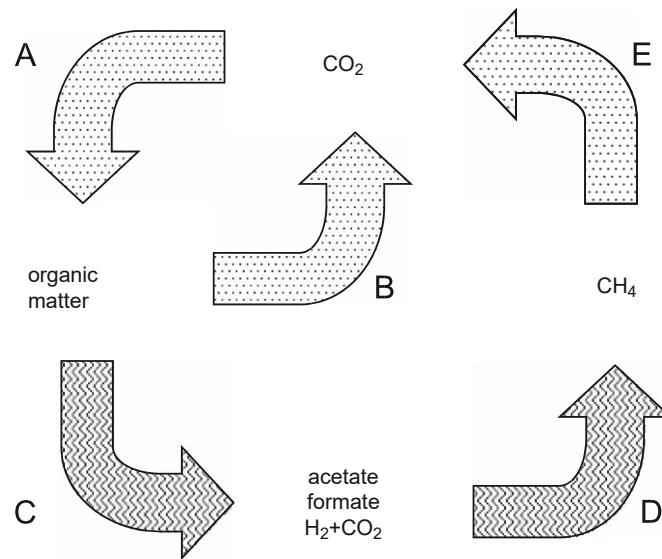


Figura 1-8: Ciclo globale del carbonio: (A) Fissazione di CO_2 in materia organica, (B) decomposizione di materia organica in condizione aerobica CO_2 , (C) decomposizione anaerobica della materia organica in prodotti finali fermentativi, (D) conversione anaerobica dei prodotti finali fermentativi in metano e rilascio in ambienti aerobici, (E) ossidazione aerobica e anaerobica del metano in CO_2 (Ferry, 2010).

Dalla figura 1-8 si può intuire il ruolo centrale della sostanza organica. La biosfera consuma circa 70 gigatonnellate di CO_2 all'anno che viene trasformata dalla fotosintesi in materia organica complessa e contemporaneamente viene prodotto O_2 (A). Invece, i microbi che vivono negli ambienti aerobici invertono questo processo, consumando O_2 e producendo CO_2 , attraverso la digestione della materia organica da cui ottengono l'energia necessaria ai loro fabbisogni (B). Mentre, una parte di questa materia organica entra in diversi habitat naturali anaerobici (come le zone umide), dove diversi gruppi di microrganismi metabolizzano la materia organica producendo formiato, acetato, CO_2 e H_2 (C). Infine, altri gruppi di microbi metanogeni attraverso il loro metabolismo producono metano (D) che arriva nelle zone aerobiche dove viene ossidato a CO_2 dai metanotrofi (E) (Ferry, 2010).

La sostanza organica rappresenta la più grande riserva di carbonio sulla Terra (Sanesi, 2000) e ad oggi, uno degli approcci per limitare l'entità del riscaldamento globale, è quello di cercare delle nuove strategie di mitigazione che consentano di sottrarre CO_2 dall'atmosfera e di "fissarla" nel suolo sotto forma di sostanza organica, come ad esempio le BEECS accennate nel paragrafo 1.1. Proprio per questo, il sequestro del carbonio nel suolo attraverso specifiche pratiche di gestione è stato proposto come una potenziale alternativa per mitigare l'aumento della CO_2 atmosferica (Liu et al., 2016). Le riserve di C possono essere aumentate attraverso l'aggiunta di sostanza organica al suolo e/o riducendo i suoi tassi di decomposizione (ad

esempio attraverso un minore disturbo del suolo). Ciò porta ad una rimozione netta di C dall'atmosfera, però, occorre specificare che i tassi di accumulazione del C nel suolo diminuiscono nel tempo, man mano che le scorte si avvicinano a un nuovo equilibrio. Pertanto, le rimozioni nette di CO₂ tendono, spesso, ad attenuarsi dopo due o tre decenni (Paustian et al., 2016). Negli anni, sono state sviluppate molte strategie di mitigazione basate sul sequestro di C che possono ridurre le emissioni di GHG dal suolo. Una di queste, che verrà trattata in questo testo, è l'uso di biochar, un ammendante che può aumentare le riserve di C nel suolo e favorire una rimozione netta di CO₂ dall'atmosfera (Paustian et al., 2016).

1.4 Gli ammendanti e il suolo agrario

Gli ammendanti sono materiali di origine naturale o sintetica, con la funzione di migliorare le caratteristiche fisico-meccaniche del terreno, in particolare la tessitura. Le sostanze che migliorano la struttura del suolo vengono dette “condizionatori”, invece, i materiali che riescono a modificare il pH o la salinità del terreno vengono indicati come “correttivi” (Bonciarelli, 2004). L'uso di ammendanti organici, come ad esempio concime animale e vegetale, rifiuti organici, compost e biochar, è stato proposto come un approccio affidabile ed efficace per il recupero della fertilità del suolo (Cesarano et al., 2017) e della salute del suolo, come ad esempio l'aumento dell'attività microbica, il miglioramento della struttura, il rilascio di nutrienti minerali durante decomposizione della materia organica e la riduzione delle malattie causate dagli agenti patogeni presenti nel suolo. Tuttavia, lo stesso studio sottolinea il fatto che è necessario comprendere tutti i fattori che influenzano l'impatto dei diversi tipi di ammendanti sul microbioma del suolo e, quindi, sul funzionamento del suolo. Infatti, l'uso di ammendanti organici può avere anche effetti svantaggiosi che ne limitano l'applicabilità in alcuni agroecosistemi. Ad esempio, la capacità di ridurre le malattie legate ad agenti terricoli degli ammendanti è incerta, visto che molti studi riportano un aumento dell'incidenza della malattia dopo l'applicazione di materia organica. Questa, come altre incertezze, sono dovute al fatto che negli ecosistemi agricoli, gli input di carbonio organico, seguono dinamiche complesse in relazione alla gestione del suolo, che varia con le successioni delle colture, il tipo e la frequenza di applicazione dell'ammendante organico (Cesarano et al., 2017). Rispetto all'uso di fertilizzanti sintetici, Cesarano et al. (2017) hanno riscontrato che l'applicazione di materiali organici migliora le proprietà fisiche e chimiche del suolo, nonché la composizione, la diversità e la funzionalità della comunità microbica. Ma, gli effetti dipendono molto dal tipo e dalla frequenza di applicazione degli ammendanti organici (Cesarano et al., 2017). In

particolare, in questo lavoro verranno analizzati gli effetti dell'applicazione di biochar che sono stati riscontrati in una prova sperimentale condotta in ambiente mediterraneo.

1.4.1 Potenziale ruolo del biochar nella riduzione delle emissioni di CO₂

Il biochar è un prodotto ricco di carbonio ottenuto dalla combustione di biomassa in ambiente a basso tenore di ossigeno (Lehmann e Joseph, 2015). Le fonti da cui si può attingere biomassa utile per la realizzazione del biochar possono comprendere residui agricoli o rifiuti forestali (ad esempio noccioli di frutta, gusci di noci, trucioli di legno, lettiera di segatura di pollame e foraggio di mais) (Spokas e Reicosky, 2009). Le sue proprietà fisiche e chimiche sono caratterizzate da un elevato contenuto di C, basso contenuto di nutrienti ed un'elevata superficie e capacità di scambio cationico (Case et al., 2012). Tali proprietà, secondo Dissanayake et al. (2020), conferiscono al biochar la capacità di adsorbire CO₂. A tal proposito, Sethupathi et al. (2017), con un esperimento di laboratorio, hanno visto che i biochar di foglie di perilla e di pellet di soia hanno capacità di adsorbimento della CO₂ migliori rispetto ai biochar di quercia giapponese e quercia coreana e tutti e quattro possono trovare applicazione nella purificazione del biogas contaminato da questo gas serra. Dissanayake et al. (2020) affermano anche che queste proprietà fisico-chimiche variano in base al tipo di materia prima e alle condizioni termochimiche con cui è stato realizzato il biochar. Ciò viene confermato da Liu et al. (2016) che riportano che tra le caratteristiche del biochar che influenzano maggiormente i flussi di CO₂ dal suolo abbiamo: il tipo di materie prime utilizzate, la temperatura di pirolisi con cui è stato ottenuto il prodotto, il pH e il rapporto C/N. Mentre, Koga et al. (2016) nel loro studio basato sull'applicazione di 4 diverse quantità (0, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹) di biochar derivato da residui legnosi trattati ad alta temperatura (>800°C) in un Andosol, riportano che anche il tasso di sequestro di C nel suolo trattato con biochar è strettamente legato alle caratteristiche del composto aggiunto, in particolare alla stabilità a lungo termine del carbonio derivato dal biochar presente nel terreno (Koga et al., 2016). Infatti, è stato osservato che il biochar recalcitrante, una volta giunto al suolo, non si degrada o si degrada molto lentamente, anche se dopo l'interramento avviene una rapida decomposizione, soprattutto con biochar ottenuti mediante temperature di pirolisi più basse (Koga et al., 2016). Per quanto riguarda la capacità di adsorbimento fisico della CO₂ da parte del biochar, è stato visto che avviene grazie alle forze di van der Waals tra le molecole di gas e la fase solida (biochar) (Dissanayake et al., 2020). In particolare, queste forze sembrano legate a diverse caratteristiche fisiche del composto, tra cui:

- La superficie specifica del biochar (definita come il rapporto tra la superficie totale e la massa totale del biochar), in quanto un biochar con una superficie specifica elevata

possiede più siti attivi per l'adsorbimento di CO₂, questo gli conferisce una maggiore capacità di adsorbimento dell'anidride carbonica. Questa caratteristica sembra correlata con il contenuto di carbonio del composto, che può variare in base alla materia prima di partenza (Dissanayake et al., 2020);

- Il volume e la dimensione dei pori influenzano la capacità di cattura della CO₂ del biochar, in quanto un volume totale maggiore dei pori fornisce più siti attivi nell'interazione tra CO₂ e biochar (Dissanayake et al., 2020).

Grazie a queste caratteristiche, se usato come ammendante, il biochar può influenzare diverse proprietà del suolo, tra cui: pH, porosità, densità apparente e capacità di ritenzione idrica (Singh et al., 2010; Glaser et al., 2002; Chan et al., 2007).

Il processo di ottenimento del biochar (pirolisi) rilascia energia e converte il carbonio facilmente degradabile presente nella biomassa, in una forma più stabile o recalcitrante che caratterizza il biochar. In questo modo, si può ottenere il sequestro della CO₂ atmosferica con la possibilità di realizzare un serbatoio a lungo termine di CO₂ nel suolo e contribuire anche alla produzione di energia a emissioni zero (Spokas e Reicosky, 2009). Per tali motivi, è stato proposto l'uso di biochar per mitigare alcune emissioni di gas serra, ma, i risultati possono variare entro un range, che va da una buona mitigazione delle emissioni a nessun effetto (Ribas et al., 2019). Questo materiale si distingue dal carbone o da altri prodotti a base di carbonio in quanto è destinato all'uso come ammendante del suolo o per la gestione dei rifiuti (Lehmann e Joseph, 2015). Durante il processo di pirolisi si formano delle strutture organiche di C, dette "strutture aromatiche fuse", che conferiscono le proprietà tipiche del biochar in termini di mineralizzazione e adsorbimento (Lehmann e Joseph, 2015). Ciò è confermato anche da Singh et al. (2010), che affermano che i diversi tipi di biochar possiedono, in genere, una forte struttura aromatica che li rende biochimicamente più recalcitranti di molte altre forme di materia organica nel suolo. Il biochar, infatti, oltre ad essere molto ricco di carbonio, presenta anche una certa quantità di fosforo e altri metalli come calcio, magnesio e a volte anche di azoto. Inoltre, esso è un prodotto che pur avendo solo circa un terzo della massa del materiale di partenza contiene la metà del C totale presente nella biomassa originaria. Altra caratteristica particolare di questo composto è che risulta avere delle proprietà chimiche diverse dai materiali di partenza, in quanto durante la combustione vengono impoveriti di ossigeno e idrogeno, ma, per quanto riguarda le caratteristiche macromorfologiche assomigliano ancora a quelle dei materiali di partenza che sono stati utilizzati per il suo ottenimento. Per essere applicato al terreno, il biochar non deve contenere livelli nocivi di metalli pesanti o contaminanti organici, inoltre, esso può essere usato sia come prodotto singolo sia miscelato

ad altri composti (Lehmann e Joseph, 2015). I benefici che la produzione e l'uso di biochar possono offrire vengono massimizzati solo se il biochar viene considerato in un'ottica di sistema (Lehmann e Joseph, 2015), come illustrato nella figura sottostante (Figura 1-9).

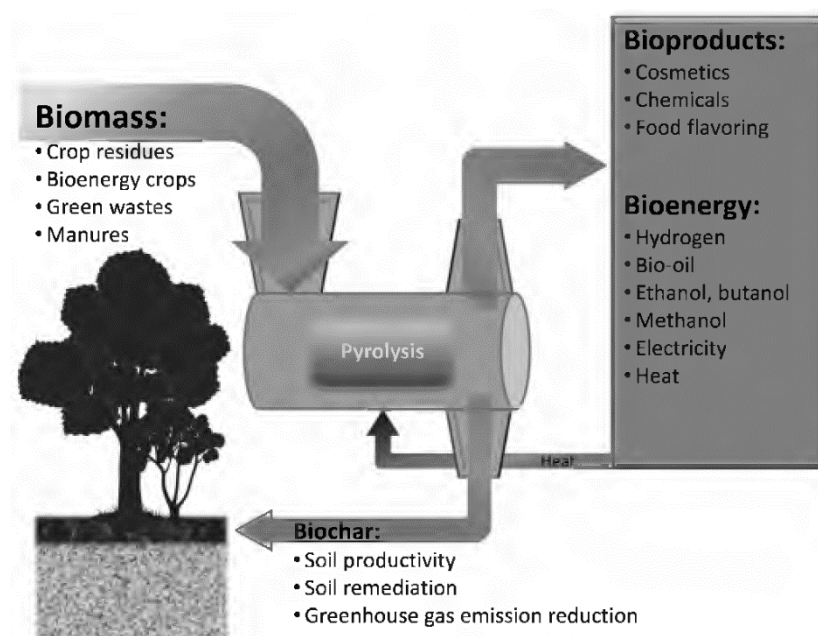


Figura 1-9: Schema di un sistema di produzione ed utilizzo del biochar (Lehmann e Joseph, 2015).

In questo senso, si può utilizzare un'ampia varietà di materiali organici per produrre numerosi tipi di biochar, ciascuno con le proprie caratteristiche. Per produrre biochar, si può partire da: residui colturali, da colture per la produzione di bioenergia, da scarti di potature o della lavorazione di alimenti, da letame, che attraverso il processo di pirolisi, possono essere trasformati in svariati prodotti come cosmetici o aromi per alimenti. L'energia prodotta può essere convertita in varie forme, come ad esempio calore, elettricità o idrogeno. Quest'ultimo, può essere convertito, mediante l'uso di microrganismi, in etanolo o butanolo, oppure attraverso la catalisi, può essere trasformato in metanolo o bioolio (Lehmann e Joseph, 2015). Possiamo, quindi, distinguere quattro gruppi di obiettivi che possono essere raggiunti con i diversi usi del biochar: miglioramento del suolo, mitigazione del cambiamento climatico o dell'inquinamento da nutrienti, gestione dei rifiuti e generazione di energia (Lehmann e Joseph, 2015).

In questa tesi, verrà trattato l'uso di biochar come ammendante del terreno e verranno valutati i suoi effetti sulla mitigazione delle emissioni di gas serra, con particolare riferimento alla CO₂. Infatti, per far fronte al problema del riscaldamento globale, è stata posta molta attenzione

al sequestro dell'anidride carbonica atmosferica e il biochar è stato individuato come una delle tecnologie capaci di stabilizzare il C organico e ridurre le emissioni di CO₂ (Singh et al., 2010). Anche altri autori affermano che l'aggiunta di biochar al suolo è stata proposta come strategia per il sequestro di C a lungo termine (Vaccari et al., 2011; Castaldi et al., 2011; Liu et al., 2016; Ribas et al., 2019). Il ragionamento alla base di questa idea è che la CO₂ fissata dalle piante, durante il processo fotosintetico, andrà incontro ad una decomposizione molto più lenta se trasformata in biochar, rispetto ai residui non trattati (Castaldi et al., 2011). È stato visto, infatti, che il biochar immagazzina il C atmosferico per un intervallo temporale che va dalle centinaia alle migliaia di anni (Vaccari et al., 2011). Inoltre, è stato riscontrato di frequente che il biochar migliora ulteriormente lo stock terrestre di C aumentando la produttività delle colture, grazie ai suoi effetti sulle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del suolo (Castaldi et al., 2011). Tuttavia, l'aumento della resa delle colture sui terreni in cui viene applicato il biochar è generalmente piccolo, ma, l'utilizzo dei residui colturali come materia prima per una maggiore produzione di biochar/bioenergia, può risultare un fattore significativo per ottenere un incremento della resa colturale (Lehmann e Joseph, 2015). Secondo Koga et al. (2016), invece, gli effetti dell'applicazione di biochar sulla produttività delle colture variano considerevolmente in base alla qualità del biochar (influenzata principalmente dal tipo di materiali di partenza e dalle condizioni di pirolisi), alla sua dose di applicazione, al tipo di coltura e alle condizioni ambientali durante la stagione di crescita (suolo e clima). Per quanto concerne le emissioni di anidride carbonica, Bruun et al. (2011), attraverso uno studio condotto in laboratorio, hanno osservato che le più alte emissioni di CO₂ indotte da biochar sono state rilevate dai campioni contenenti biochar ottenuto a temperatura più bassa. Inoltre, gli stessi autori hanno constatato che ci sono state emissioni decrescenti all'aumentare delle temperature di pirolisi. È stato visto anche che la mineralizzazione del biochar è diminuita man mano che aumentava il grado di conversione termica della materia prima (Bruun et al., 2011). Infatti, anche per quanto riguarda le emissioni di GHG in senso più generale, è stato visto che gli effetti apportati dal biochar sembrano dovuti sia ai processi biotici e abiotici che caratterizzano un particolare tipo di biochar ed il suolo su cui viene aggiunto, sia, molto probabilmente, anche alla stagionalità e alle condizioni climatiche presenti nell'area presa in esame (Ribas et al., 2019).

1.5 Ipotesi ed obiettivi

Per cercare di far fronte al problema delle emissioni di GHG in agricoltura, risulta importante identificare pratiche di mitigazione efficienti e che possano essere messe in atto dagli

agricoltori. L'obiettivo di questo studio è quello di verificare gli effetti che comporta l'applicazione di biochar al suolo sulle emissioni di CO₂ e su umidità e temperatura del suolo in ambiente mediterraneo ed in condizioni di terreno alcalino. L'ipotesi alla base di questo lavoro è che l'aggiunta di un particolare tipo di biochar (derivato da residui legnosi ed ottenuto mediante elevate temperature di pirolisi, stabile e recalcitrante) possa, oltre che incrementare lo stock di carbonio nel suolo in un'ottica di mitigazione del climate change, non produrre effetti negativi sulla emissione di CO₂ dal terreno.

Capitolo 2

MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio e sito sperimentale

2.1.1 Localizzazione

Il sito sperimentale è situato in località Gallignano, nella provincia di Ancona in un'area collinare compresa nel territorio della “Selva di Gallignano” e dell’Orto Botanico per la conservazione della biodiversità vegetale dell’Università Politecnica delle Marche (Latitudine: 43°33'N; Longitudine: 13°25'E). Il sito si colloca ad una altitudine di circa 100 m s.l.m., una esposizione Ovest, Sud-ovest, una pendenza del 23% e una distanza dal mare di circa 5 km in linea d’aria.

2.1.2 Condizioni climatiche

Il clima dell’area di studio sono quelli tipici della zona collinare marchigiana, caratterizzati dal clima temperato oceanico sub-mediterraneo (Agnelli et al., 2008) con precipitazioni medie annue di 788 mm e 14,6°C di temperatura media annuali (Walter e Lieth, 1960; Trozzo et al., 2020). Nonostante le temperature invernali siano miti non è escluso il rischio di gelate e le precipitazioni risultano parecchio inferiori all’ET0 che ha un valore di circa 1000-1200 mm/anno (Bonciarelli, 2004). Inoltre, solitamente le piogge sono concentrate nei mesi autunnali o invernali quando il valore dell’ET0 è più basso, questo porta spesso ad un eccesso di acqua nella stagione fredda e ad un prolungato deficit idrico durante la stagione primaverile/estiva (Bonciarelli, 2004).

2.1.3 Condizioni pedologiche

Il suolo del sito di interesse, in base al sistema tassonomico del Dipartimento di Agricoltura degli Stati Uniti, può essere classificato come Inceptisol e le misurazioni effettuate durante la prova sperimentale (dal 18 ottobre 2017 al 25 settembre 2019) sono state eseguite secondo le

linee-guida del Ministero dell'Agricoltura e Silvicoltura Italiano (DM 13/09/99 GU 248), che attualmente sono il riferimento ufficiale per le analisi chimiche del suolo (Trozzo et al., 2020). Le principali proprietà del terreno oggetto di studio vengono riportate nella Tabella 1.

Tabella -2: Proprietà di base del suolo a 0-0,1 m e 0,1-0,4 m di profondità. (Trozzo et al., 2020).

Profondità di campionamento (m)	pH	Rapporto C:N	Sostanza organica (g kg ⁻¹)	C organico totale (g kg ⁻¹)	Capacità di campo (%)
0-0,1	8,11	8,40	14,97	8,60	24,60
0,1-0,4	8,14	8,60	15,50	8,80	24,45

2.1.4 Disegno sperimentale

La prova sperimentale è iniziata il 18 ottobre 2017 e si è conclusa il 25 settembre 2019. Onde evitare disturbi, specialmente da parte di animali selvatici (cinghiali) l'intera superficie di prova è stata recintata con rete metallica. Ad inizio prova, l'area di interesse era coltivata da 6 anni ad erba medica (*Medicago sativa* L.) e presentava le stesse condizioni di vegetazione su tutta la superficie. In data 11 ottobre 2017 il medicaio è stato rotto mediante vangatura a 0.2 m di profondità. Il disegno sperimentale adottato in questa prova è un blocco completamente randomizzato con tre repliche, e parcelle di 25 m² ognuna (2,5 m x 10,0 m), dove è stata misurata l'emissione di CO₂ dal suolo da 2 trattamenti: i) frumento seminato dopo la rottura del medicaio, frumento+biochar seminato dopo la rottura del medicaio e ammendato con biochar.

Successivamente, il 16 ottobre 2017, nel trattamento "biochar" sono stati aggiunti manualmente 6 kg m² di biochar che è stato interrato attraverso una erpicatura a 0,15 m di profondità, effettuata anche nelle parcelle del trattamento "frumento". Il biochar usato nella prova è stato ottenuto mediante la pirolisi ad alte temperature (800-900°C) di residui legnosi di faggio, pino ed abete derivanti dalla pulizia degli alvei fluviali, aveva un pH di 9,80 ed era composto dal 75,30% di C.

Le operazioni successive sono state: un'altra erpicatura eseguita il 21 novembre 2017, e la semina del grano duro (*Triticum turgidum* L. spp. *durum*), appartenente alla varietà biologica "Antalis". La semina è stata eseguita con seminatrice convenzionale a righe ad una densità di semina di 400 semi/m², l'equivalente di 300 kg ha⁻¹ di seme e la raccolta è avvenuta il 4 luglio

2018. Nella stagione successiva sono state eseguite le seguenti operazioni colturali: una vangatura a 0.2 m di profondità seguita da una erpicatura a 0.15 m di profondità (6 settembre 2018) seguite da una seconda erpicatura a 0.15 m di profondità (16 novembre 2018), dalla semina sempre nella stessa data e dalla raccolta del grano duro il 4 luglio 2019. La distribuzione del biochar è avvenuta solo una volta a novembre 2017 e non è stata ripetuta nel secondo anno. Per entrambe le annate di frumento non è stata prevista la concimazione azotata poiché appurato da numerosi studi l'effetto positivo della leguminosa sulla successiva coltura cerealicola (Guinet et al., 2020; Rodriguez et al., 2020; Song et al., 2021). In questo modo, inoltre, sono stati sfruttati al meglio i nutrienti lasciati dai residui dell'erba medica precedentemente interrati.

I dati di monitoraggio delle emissioni di CO₂ dal suolo, riportati in questo lavoro fanno riferimento ai trattamenti “frumento” e “frumento + biochar” per la seconda annata di coltivazione del frumento (agosto 2018 – settembre 2019).

2.2 Metodologia per il monitoraggio e la misurazione delle emissioni della CO₂

Con lo scopo di raggiungere gli obiettivi prefissati, durante il periodo di monitoraggio sono stati rilevati, oltre alle emissioni di CO₂ dal suolo, anche l'umidità e la temperatura del terreno, in quanto, sono due fattori condizionanti l'entità delle emissioni.

2.2.1 Monitoraggio delle emissioni

Per eseguire il monitoraggio delle emissioni di anidride carbonica, in corrispondenza di tutte le unità sperimentali sono stati installati nel terreno appositi collari, cilindri in cloruro di polivinile (PVC). Questi collari, interrati per circa 0,1 m, sono stati rimossi temporaneamente solo per consentire l'esecuzione delle lavorazioni del terreno. I collari sono stati installati per permettere il posizionamento delle camere statiche, anch'esse ottenute da tubi in PVC (altezza 0,15 m e diametro 0,25 m), chiuse ad un'estremità e che consentivano di eseguire il campionamento della CO₂ che si accumulava nello spazio tra il suolo e la parte chiusa della camera. L'aria all'interno delle camere veniva prelevata attraverso un foro, praticato sull'estremità della camera, chiuso con un tappo in gomma e che poteva essere perforato mediante l'uso di siringhe da 30 ml, con cui veniva aspirata l'aria e trasferita all'interno di fiale di vetro messe sottovuoto e sigillate anch'esse con un tappo di gomma (Trozzo et al., 2020). Ogni camera era dotata di un termometro, per misurare la temperatura al suo interno ed era stata ricoperta con della carta di alluminio riflettente al fine di mantenere la temperatura interna ad un valore simile a quello della temperatura esterna e limitare il più possibile le

variazioni termiche. Queste ultime, infatti, incidono sia sull'attività biologica, sia sulla contrazione/espansione del gas da analizzare e ciò complica notevolmente il calcolo del flusso del gas inducendo più facilmente all'errore (Parkin e Venterea, 2010). In ogni parcella sono stati posizionati due collari (sub-repliche, 6 camere statiche per trattamento), uno più a monte ed uno più in basso, per la misurazione della respirazione del suolo ("Soil respiration", Rs), che comprende anche la respirazione delle radici delle piante. I campionamenti dei gas sono stati effettuati ad orari prestabiliti tra le 9:00 e le 12:00 di mattina ogni 15 giorni (Krauss et al., 2017). A seguito di eventi piovosi di rilievo o a seguito della lavorazione principale, è stata adottata una frequenza di campionamento di 3 o 4 giorni (Trozzo et al., 2020).

I rilievi venivano eseguiti nel seguente modo:

- **Operazioni preliminari:** 1-Rilevamento delle temperature, tramite appositi termometri ad inizio ed a fine rilievo, dell'aria all'interno di due camere Rs e 2- Taglio al colletto della vegetazione presente nei cilindri Rs lasciando intatte le radici;
- **Metodologia di rilievo:** i cilindri vengono chiusi con le camere, che possono essere posizionate sopra ogni cilindro grazie ad un meccanismo ad incastro. Quindi, si preleva aria con le apposite siringhe, che una volta riempite vengono chiuse grazie ad un rubinetto e permettono, così, di iniettare l'aria dentro delle fiale in vetro sotto vuoto appositamente predisposte;
- **Tempi di rilievo:** per ogni parcella si effettuano rilievi a diversi intervalli di tempo (tempo zero, dopo 15 minuti, dopo 30 minuti e dopo 45 minuti);

Le immagini sottostanti (Figure 2-1, 2-2, 2-3 e 2-4) mostrano delle foto in cui si possono osservare alcuni dettagli delle camere, dei cilindri e del loro posizionamento.



Figura 2-1: Cilindri Rs su parcella di frumento.



Figura 2-2: Camera con termometro.



Figura 2-3: Camere Rs pronte per il rilievo su parcella di frumento.



Figura 2-4: Camere posizionate per il rilievo su parcella di erba medica.

2.2.2 Monitoraggio della temperatura e dell'umidità del suolo

Durante ogni campionamento delle emissioni di CO₂, la temperatura del suolo è stata rilevata, ad una profondità di 0,1 m, con l'utilizzo di termometri, con sonda in acciaio inossidabile (modello: 620-0909, VWR International, Italy).

L'umidità del suolo è stata stimata mediante campionamenti del suolo effettuati ad una profondità di 0,1 m grazie all'ausilio di una trivella manuale. La determinazione del contenuto idrico del suolo (Soil water content, SWC) è stata effettuata mediante metodo gravimetrico. Tale metodo consiste nel pesare i campioni di suolo, asciugarli in stufa a 105°C e pesarli di

nuovo quando hanno raggiunto il completo essiccamento, in questo modo si ottiene il valore dell'umidità come % in peso (Bonciarelli, 2004).

2.2.3 Valutazione dello stock di C

Il campionamento del terreno ha consentito di stimare anche i valori del carbonio organico totale (g C kg⁻¹ di suolo) e della densità apparente del suolo (g suolo cm³), che sono poi stati usati per la determinazione del carbonio totale stoccato nel suolo (t C ha⁻¹). Per ricavare questo parametro, i campionamenti del terreno sono stati eseguiti secondo lo schema a “W” non sistemico, descritto da Paetz e Wilke (2005), che consiste nel trovare 5 punti dell'appezzamento da campionare, in modo da formare una “W”, mescolare i campioni raccolti in questi punti ed ottenere un campione finale rappresentativo. Il metodo di laboratorio usato in questa ricerca, per ottenere il valore dello stock di C del suolo ha previsto l'estrazione del carbonio col metodo Springer-Klee, che risulta essere quello che stima in maniera più corretta il carbonio presente nel suolo compreso quello apportato dal biochar. La formula applicata per trovare tale parametro, in accordo con Krauss et al. (2017), tiene conto anche della profondità di campionamento (in questo caso 0,4 m):

Stock di C nel suolo = carbonio organico totale x densità apparente del suolo x profondità

2.2.4 Analisi di laboratorio e calcolo dei flussi di CO₂ dal suolo

I campioni di gas prelevati sono stati analizzati in laboratorio, utilizzando la tecnologia dei sensori ad infrarossi non-dispersivi (“non-dispersive infrared sensors”, NDIR; LI-7000, LICOR, Lincoln, NE, USA).

I dati così ottenuti sono stati successivamente rielaborati usando le analisi di regressione lineare per calcolare la variazione di concentrazione della CO₂ nello spazio della camera con il passare del tempo. Altri parametri tenuti in considerazione per i calcoli effettuati, sono stati la temperatura dell'aria (T0), la pressione atmosferica (P0), il volume molare (V0) tutti e tre in condizioni standard, il peso molecolare dei gas (M), la pressione fuori dalle camere (P) e l'altezza delle camere dall'anello di base alla parte chiusa (h) (Trozzo et al., 2020). In particolare, la formula usata per il calcolo dei flussi di CO₂, riportata da Trozzo et al. (2020), è la seguente:

$$F = M \div V0 \times P \div P0 \times (273 + T0) \div 273 + T \times h \times dC/dt$$

Nella formula è compreso anche il rapporto dC/dt, che sta ad indicare la pendenza della curva della concentrazione del gas che vogliamo analizzare.

2.2.5 Analisi statistica

I dati raccolti sono stati sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA per misure ripetute). Questo tipo di analisi statistica ha permesso di evidenziare le differenze significative tra i diversi trattamenti durante il periodo di monitoraggio. La probabilità di errore assunta è pari a $P < 0.05$. Il T-test è stato utilizzato per rilevare le differenze tra trattamenti all'interno di ogni data di campionamento e quelle tra le emissioni cumulate complessive del periodo. Inoltre, nel paragrafo 3.2 vengono riportate le curve di regressione espresse con funzione esponenziale che mettono in evidenza le relazioni tra temperatura/umidità del suolo ed emissioni di CO₂. In particolare, con le regressioni possiamo vedere come la temperatura e l'umidità influenzano le emissioni di CO₂. Infine, è stato analizzato l'effetto del biochar sullo stock di C del suolo utilizzando il t-TEST.

Capitolo 3

RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 Effetto dell'applicazione del biochar sulle emissioni di CO₂

Le dinamiche della CO₂ emessa dal terreno nella prova sperimentale condotta a Gallignano (figura 3-1), nel periodo di riferimento (agosto 2018, settembre 2019), mettono in evidenza un andamento sinusoidale, con valori minimi registrati nel periodo invernale, e valori più alti a fine di agosto 2018 e nel periodo primaverile-estivo dell'anno successivo (12/03/2019 e 30/07/2019).

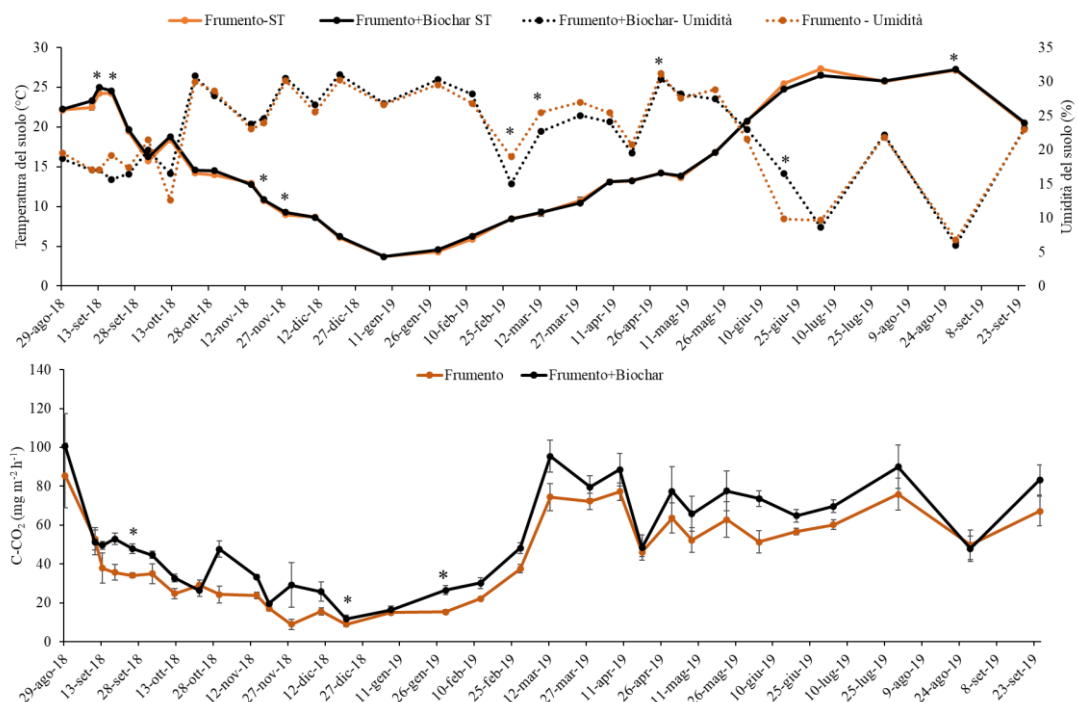


Figura 3-1: Dinamica delle emissioni di CO₂ dal suolo (sotto) e delle temperature ed umidità del suolo (sopra) durante il periodo di studio.

In particolare, le emissioni di CO₂ che sono state rilevate, risultano comprese in un range che va da valori minimi di 8,89±1,83 C-CO₂ (mg m⁻² h⁻¹) per il trattamento frumento e 11,81±2,59

C-CO₂ (mg m⁻² h⁻¹) per il trattamento biochar, a valori massimi di 85,54±16,72 per il frumento e 100,56±16,73 per il frumento ammendato con biochar.

Un simile andamento delle dinamiche di CO₂ è stato osservato da Castaldi et al. (2011), che nel loro esperimento di campo hanno monitorato le emissioni di questo gas serra su frumento duro per due diversi tassi di applicazione di biochar (3 kg m² e 6 kg m²), registrando in entrambi i trattamenti con biochar un costante aumento delle emissioni a partire da gennaio a giugno (Castaldi et al., 2011). Tuttavia, questi autori concludono che la gestione del suolo con 3 e 6 kg m² di biochar non comporta un incremento significativo delle emissioni di CO₂ rispetto al controllo (Castaldi et al., 2011).

Il t-TEST eseguito per ogni data di campionamento (P<0,05) ha messo in evidenza differenze significative tra il frumento ed il biochar per tre date di campionamento (25/09/2018, 20/12/2018 e 29/01/2019, indicate in Figura 3-1 con degli asterischi).

Con l'analisi della varianza (RMANOVA) che è stata eseguita sui risultati derivati dall'esame dei campioni effettuato in laboratorio per la respirazione del suolo, si ha una differenza statisticamente significativa solo per il fattore tempo (P<0,05). Nessuna differenza emerge tra i trattamenti a confronto.

Durante il periodo di monitoraggio, sia la temperatura che l'umidità del suolo cambiano durante la stagione di crescita della coltura. Nel sito di studio hanno mostrato le seguenti dinamiche: le temperature del suolo registrate vanno da un minimo di 3,68±0,09°C per il frumento e 3,68±0,16°C per frumento+biochar ad un massimo di 27,32±0,07°C per frumento e 27,27±0,09°C rilevati su frumento+biochar. Per quanto riguarda il grado di umidità del suolo sono stati rilevati i valori minimi di 5,99±0,61% per frumento e 6,78±0,32% per frumento+biochar ed i valori massimi di 31,05±0,70% per il frumento e 31,19±0,53% per frumento con biochar.

Il t-TEST eseguito per ogni data di campionamento (P<0,05) mette in evidenza differenze significative di temperatura tra i due trattamenti a confronto per le seguenti date: 13/09/2018, 18/09/2018, 19/11/2018, 28/11/2018 e 28/08/2019 (indicate con gli asterischi in figura 3-1). Per l'umidità sono risultate significativamente diverse quattro date: 28/02/2019, 12/03/2019, 30/04/2019 e 19/06/2019 (Figura 3-1). Come per la CO₂, anche nel caso di ST e SWC emergono differenze significative (P<0,05), solo nel tempo e non tra i trattamenti a confronto (Tab. 2).

Tabella 2: Analisi della varianza (RMANOVA).

Variabile	Fonte di variazione	gl	Sig.	Frumento (media+ES)	Frumento+Biochar (media+ES)
Temperatura del suolo (C°)	Tempo	1,01	0,00	15,56±0,13	15,69±0,10
	Trattamento	1,00	0,07		
	TempoxTrat.	1,01	0,19		
Umidità del suolo (% vol)	Tempo	1,79	0,00	22,47±0,9	22,37±0,18
	Trattamento	1,00	0,82		
	TempoxTrat.	1,79	0,19		
Respirazione del suolo (C-CO₂ mg m² h⁻¹)	Tempo	1,61	0,01	43,01±1,03	53,42±3,26
	Trattamento	1,00	0,09		
	TempoxTrat.	1,61	0,54		

Come riportato da alcuni autori, come ad esempio Haider et al. (2016), Thomazini et al. (2015) e Zimmerman et al. (2011), gli effetti del biochar sui flussi di CO₂ dal terreno possono rientrare in un ampio range di risultati che comprendono: una riduzione delle emissioni di CO₂, differenze non significative (soprattutto con biochar derivante da alte temperature), oppure un iniziale aumento delle emissioni seguito da una loro stabilizzazione o diminuzione rispetto al controllo. Infatti, relativamente ad uno studio svolto su un terreno sabbioso, in condizioni di clima temperato e con due tassi di applicazione di biochar (0,15 e 30 Mg ha⁻¹), Haider et al. (2016) hanno riscontrato un iniziale aumento del flusso di CO₂ un mese dopo l'applicazione del biochar, effetto che si è rapidamente esaurito con l'aumentare del tempo di permanenza in campo del biochar. La risposta che si verifica nelle prime fasi successive alla distribuzione del biochar è da attribuire alla presenza della frazione di carbonio organico labile (Haider et al., 2016).

I risultati ottenuti a Gallignano mostrano un effetto diverso da quello osservato da Haider et al. (2016). Ciò può essere dovuto al fatto che in questo lavoro le analisi sono state effettuate a distanza di un anno dalla distribuzione del biochar, mentre lo studio di Haider et al. (2016) riguarda le prime fasi dopo la distribuzione dell'ammendante. Nel caso in esame, le emissioni avvenute nei due trattamenti ("Frumento" e "Frumento+Biochar") nell'arco temporale di riferimento, procedono quasi allineate tra loro ed anche se le emissioni del biochar risultano leggermente più alte, l'RMANOVA indica che le variazioni tra i due trattamenti sono statisticamente non significative. Questi risultati concordano con Liu et al. (2016) dalla cui meta-analisi, che ha riguardato 50 articoli relativi a studi sia di laboratorio che di campo, è

emerso che il biochar non ha avuto effetti significativi sui flussi di CO₂ dal suolo, ma ha aumentato significativamente il contenuto di carbonio organico del suolo del 40%. Ciò si può attribuire alla temperatura di pirolisi per la quale Liu et al. (2016) identificano un ruolo importante per le emissioni di CO₂ dal suolo, riportando flussi di CO₂ decrescenti con l'aumentare della temperatura di pirolisi. In generale, il biochar ottenuto ad alte temperature di pirolisi è più resistente alla decomposizione e quindi potrebbe rientrare tra i candidati migliori per il sequestro del C nel suolo (Liu et al., 2016).

Le emissioni cumulative di anidride carbonica, relative al periodo di studio ($4,19 \pm 0,13$ C-CO₂ (t ha⁻¹) per il frumento e $5,13 \pm 0,37$ C-CO₂ (t ha⁻¹) per frumento+biochar) non sono statisticamente significative ($p < 0,05$).

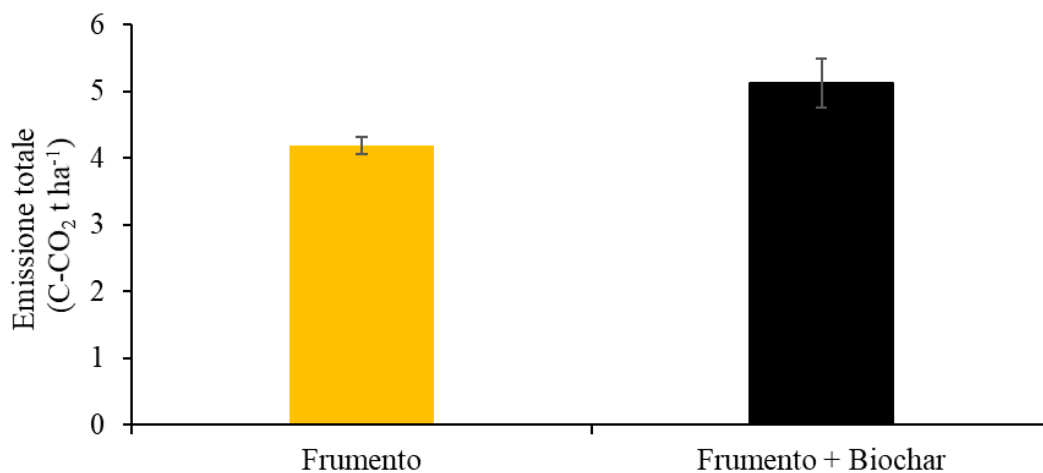


Figura 3-2: Emissioni cumulative di CO₂ durante il periodo di studio.

Questi risultati appaiono in accordo con Koga et al. (2016) che nello studio descritto in precedenza (Paragrafo 1.4.1), hanno riscontrato che l'emissione di CO₂ dal suolo non è stata influenzata dall'applicazione delle 4 diverse dosi di biochar e che il carbonio presente in quel tipo di composto (simile a quello usato per la prova sperimentale di Gallignano, in termini di materie prime e temperature di pirolisi con cui è stato ottenuto) era altamente recalcitrante nel suolo. Ciò trova riscontro anche con i risultati riportati da Liu et al. (2016) che hanno esaminato la risposta dei flussi di CO₂ del suolo ed hanno constatato che dipendeva più dalle caratteristiche del composto, dalle proprietà del suolo e dai tipi di uso del suolo, e non dal tasso di applicazione del biochar. In particolare, riguardo alle caratteristiche del biochar, questi autori hanno trovato che, rispetto al controllo, con un biochar derivato da letame si ha il

maggior aumento di emissioni di CO₂, con un biochar prodotto da rifiuti organici si ha una riduzione della CO₂ e con biochar derivato dal legno si ha un maggior aumento del carbonio organico del suolo (Liu et al., 2016). Spokas e Reicosky (2009), invece, dei 16 tipi di biochar che hanno esaminato in laboratorio hanno visto che, su suolo agricolo, ben otto di essi non hanno avuto effetti significativi sulla respirazione del suolo, tre l'hanno ridotta e cinque l'hanno aumentata.

Tornando al caso di studio, le differenze più evidenti nel livello di emissioni di CO₂ si notano in riferimento al tempo. In particolare, le maggiori emissioni di CO₂ sono state rilevate, come accennato in precedenza, nel periodo primaverile estivo, mentre durante l'inverno sono stati registrati livelli di emissione inferiori. Ciò risulta in accordo con Francioni et al., (2019), che nel loro studio condotto su tre diversi tipi di colture (prato, lenticchia e farro) hanno monitorato l'andamento stagionale delle emissioni di CO₂ dal suolo. In tutte e tre le colture i valori più elevati di emissioni di CO₂ sono stati registrati nel periodo tra giugno e la fine di agosto (Francioni et al., 2019). Questo, fa pensare ad un'influenza della temperatura e dell'umidità del suolo nella regolazione delle emissioni di CO₂. Al riguardo, nel lavoro di Francioni et al. (2019), viene riportato che nei terreni coltivati delle zone caratterizzate da clima temperato, la respirazione del suolo risulta guidata dalle temperature del terreno. Invece, in ambienti con clima mediterraneo, le emissioni di CO₂ sembrano inibite da un basso contenuto idrico del suolo, che si verifica in corrispondenza dei periodi di siccità (Francioni et al., 2019). Questi studi confermano che la temperatura e l'umidità del suolo, che variano in base alle stagioni e al tempo atmosferico, sono due dei fattori che condizionano le emissioni di anidride carbonica dal terreno agricolo e non (Paragrafo 1-2). Infatti, anche Shi et al. (2014) che hanno condotto uno studio della durata di due anni sulle emissioni di CO₂ con 5 diversi usi del suolo in Cina, affermano che la respirazione del suolo ha mostrato un forte andamento stagionale con un picco in estate e un rallentamento in inverno e che per i 2 anni di lavoro, i tassi di respirazione del terreno sono aumentati esponenzialmente con la temperatura del suolo in tutti gli ecosistemi esaminati. In particolare, i ricercatori hanno analizzato: una foresta naturale di querce (*Quercus liaotungensis*), una foresta naturale di tuia orientale (*Platycladus orientalis*), una piantagione di robinia (*Robinia pseudoacacia*), un arbusteto naturale e un'area di terra nuda. Le analisi effettuate in queste aree, hanno portato gli autori a concludere che l'interazione tra temperatura e umidità del suolo agiva come un "singolo" fattore dominante sulla respirazione del suolo (Shi et al., 2014).

3.2 Relazioni tra emissioni di CO₂ dal suolo e temperature ed umidità del suolo

L'analisi della relazione tra temperatura ed emissioni di CO₂ su frumento e frumento + biochar (Figure 3-3, 3-4) mette in evidenza come, all'aumentare della temperatura cresce anche il livello di emissioni di CO₂ dal suolo per entrambi i trattamenti. Il modello individuato indica che la variabilità della respirazione del suolo viene spiegata per il 35% nel caso del frumento e per il 30% nel caso del frumento+biochar dalla temperatura.

La relazione tra emissioni di CO₂ ed umidità del suolo (figure 3-5 e 3-6), assume un orientamento opposto rispetto a quello delle temperature. Si è visto però, che in entrambi i trattamenti non viene raggiunta la significatività.

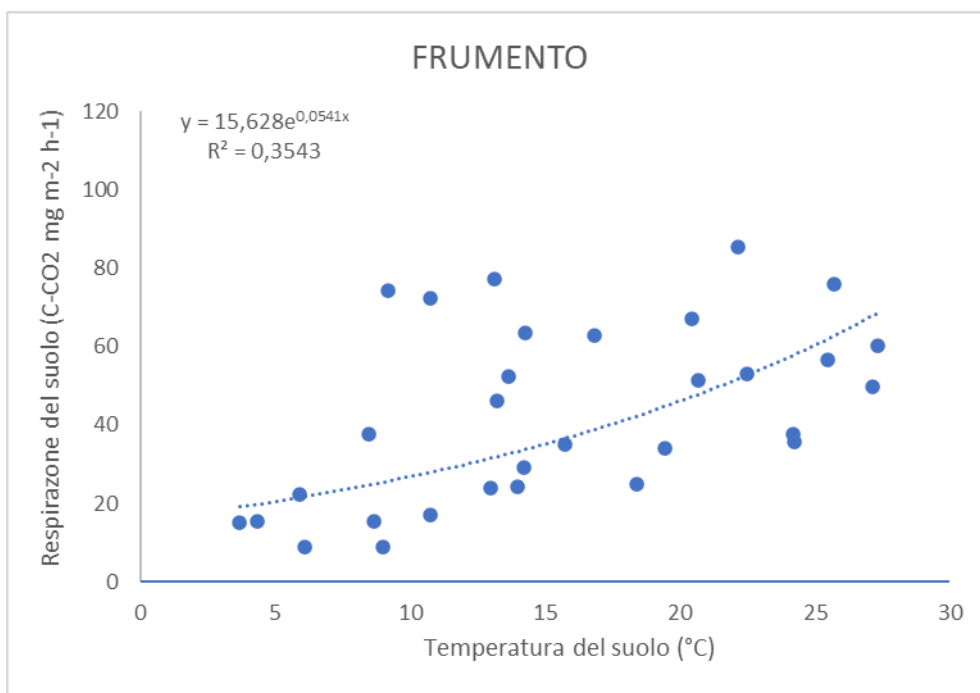


Figura 3-3: Grafico emissioni CO₂ vs temperatura su frumento.

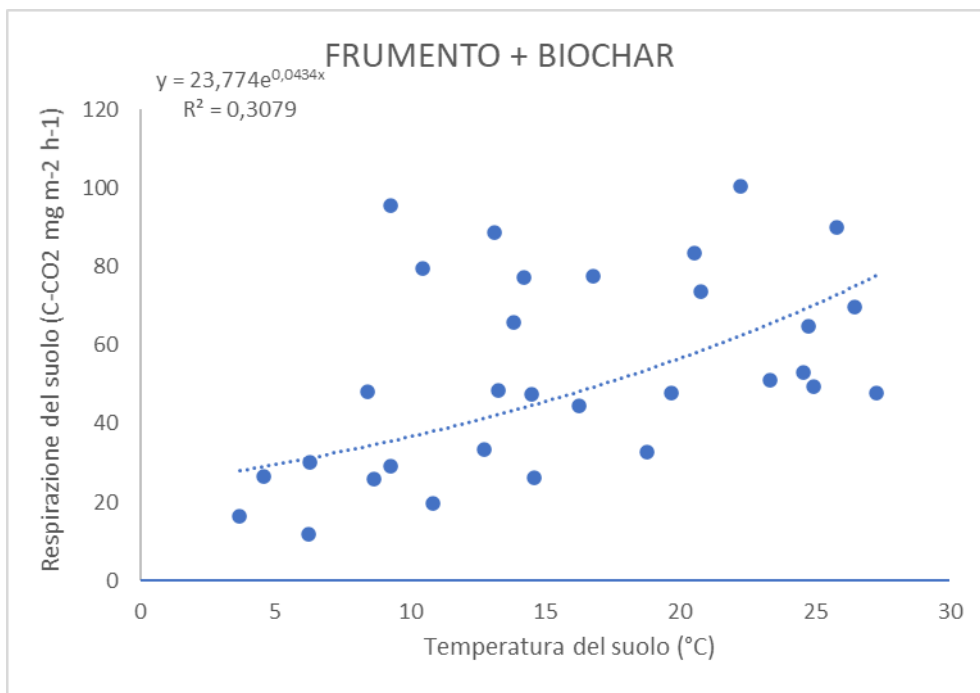


Figura 3-4: Grafico emissioni CO₂ vs temperatura su frumento+biochar.

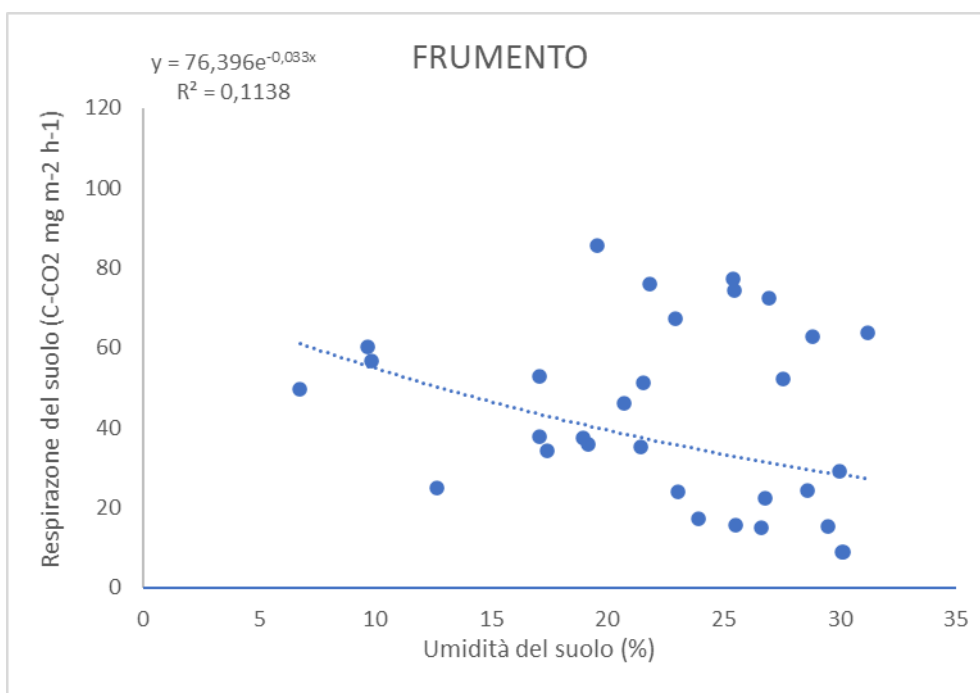


Figura 3-5: Grafico emissioni di CO₂ vs umidità su frumento.

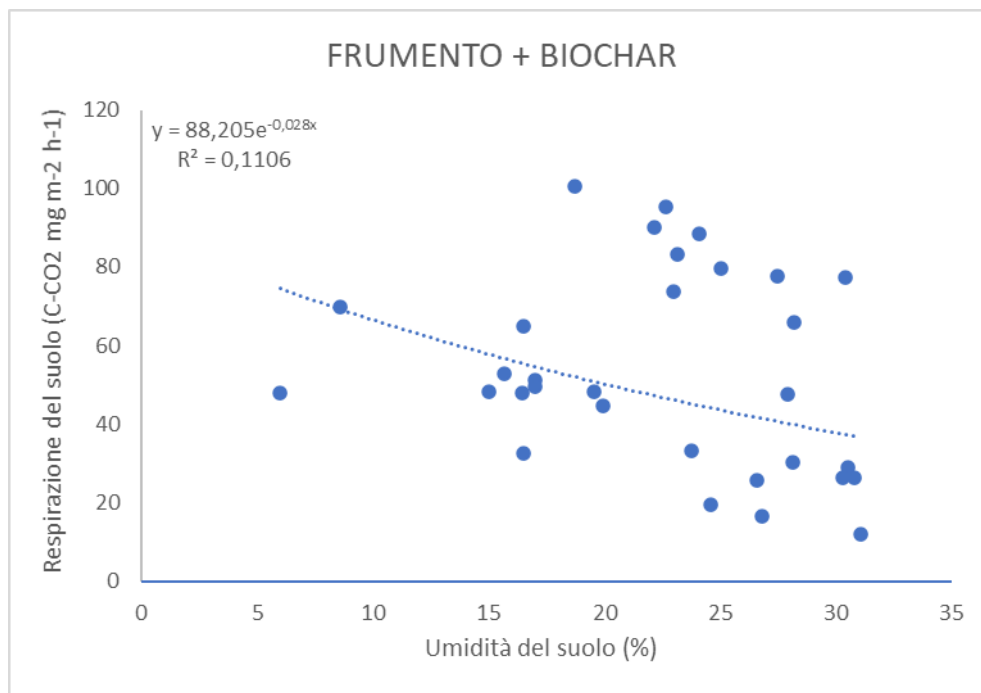


Figura 3-6: Grafico emissioni di CO₂ vs umidità su frumento+biochar.

Questi risultati sono in linea con quelli di uno studio (Francioni et al., 2020) condotto in Italia centrale su siti posti sia in area collinare che pianeggiante e coltivati a grano ed erba medica, in cui si rileva che durante l'anno non c'è una chiara relazione tra i fattori che influenzano la respirazione del suolo e le emissioni di CO₂. Tuttavia, questi autori hanno riscontrato una stretta relazione tra la temperatura del suolo e le emissioni di anidride carbonica solo nella prima parte dell'anno sia in collina che in pianura e affermano che in questo caso la temperatura era il più importante fattore di influenza delle emissioni di CO₂ dal suolo. Per il resto dell'anno, anche altri fattori, sia biotici (attività microbiche) che abiotici (es. disturbo del suolo causato dalle lavorazioni), hanno avuto un ruolo di primaria importanza nella regolazione delle emissioni dal suolo, oltre a temperatura e umidità (Francioni et al., 2020). Gli stessi risultati trovano conferma nello studio di 3 anni effettuato da Zhang et al. (2013) che hanno separato la respirazione del suolo in respirazione autotrofa ed eterotrofa (radici escluse) su due diverse colture (grano e mais). Infatti, in questo lavoro viene affermato che la variazione stagionale della respirazione del suolo è il risultato degli impatti di diversi fattori e che la dipendenza dalla temperatura della respirazione autotrofa sembra derivare dagli interventi agronomici effettuati sulla coltura (Zhang et al., 2013). Anche Franco-Luesma et al. (2020) hanno visto che in condizioni mediterranee su tre stagioni di coltivazione del mais, sia l'irrigazione che il sistema di lavorazione del suolo hanno influenzato le emissioni di CO₂ del suolo. Invece, uno studio condotto in Spagna su tre diversi usi del suolo (foresta, uliveto e

terreno abbandonato), mostra che la respirazione del suolo è cambiata durante l'arco dell'anno, in tutti e tre gli ecosistemi, a seguito delle variazioni di temperatura del suolo in autunno, in inverno e ad inizio della primavera. Mentre, durante la tarda primavera e l'estate sono stati i cambiamenti di umidità ad apportare variazioni della respirazione del suolo (Almagro et al., 2009). Questo ha dimostrato che la relazione tra il flusso di CO₂ dal suolo e la temperatura del terreno è stata fortemente modulata dall'umidità del suolo. Infatti, con un contenuto idrico basso, le temperature più calde hanno causato una diminuzione dei tassi di respirazione del suolo. Secondo gli autori, questo effetto si può intuire osservando come la relazione positiva tra la respirazione del suolo e la temperatura durante la stagione fredda è diventata negativa durante la stagione secca (Almagro et al., 2009).

Infine, Haider et al. (2016) e Case et al. (2012) hanno analizzato gli effetti del biochar sull'umidità del suolo. Nel loro studio, Haider et al. (2016) hanno constatato che il biochar migliora il contenuto di umidità del suolo e che ciò può essere attribuito ai cambiamenti nella densità apparente del suolo e nella capacità di ritenzione idrica causati dalla struttura porosa con alta capacità di assorbimento delle particelle di biochar. Anche, Case et al. (2016), con esperimenti di laboratorio hanno trovato che l'aggiunta di biochar al terreno aumenta significativamente la capacità di ritenzione idrica del suolo.

In generale, dai risultati delle analisi svolte sui campioni prelevati a Gallignano, possiamo affermare che i flussi di CO₂ dal suolo sono strettamente legati alla temperatura, ma non all'umidità del terreno. Infatti, è stato visto che le emissioni di CO₂ dal suolo sono correlate positivamente con la temperatura del terreno e negativamente, ma senza raggiungere la significatività, con il tasso di umidità del suolo. La complessità dei rapporti tra respirazione del suolo e temperatura e umidità del terreno viene confermata dagli studi che sono stati analizzati, da cui emerge che tali relazioni risultano difficili da definire visto che le emissioni di CO₂ dal suolo sono influenzate anche da altri fattori e non solo da temperatura e umidità del terreno (Francioni et al., 2020; Franco-Luesma et al., 2020; Zhang et al., 2013).

3.3 Effetto dell'applicazione del biochar sullo stock di carbonio nel suolo

Come atteso, dall'analisi dei risultati del sito di studio emerge che esiste una differenza significativa tra il frumento ed il frumento ammendato con biochar per quanto riguarda il contenuto di C nel suolo (0 e 0,4 m di profondità, figura 3-7). In particolare, nel 2018 i valori del frumento si attestano a $8,40 \pm 0,50$ t ha⁻¹ rispetto a $16,95 \pm 1,00$ t ha⁻¹ nel frumento trattato

con biochar. Questi risultati sono confermati dalle analisi del 2019 in cui negli stessi trattamenti corrispondono a $9,10 \pm 0,55 \text{ t ha}^{-1}$ contro $19,40 \pm 1,27 \text{ t ha}^{-1}$.

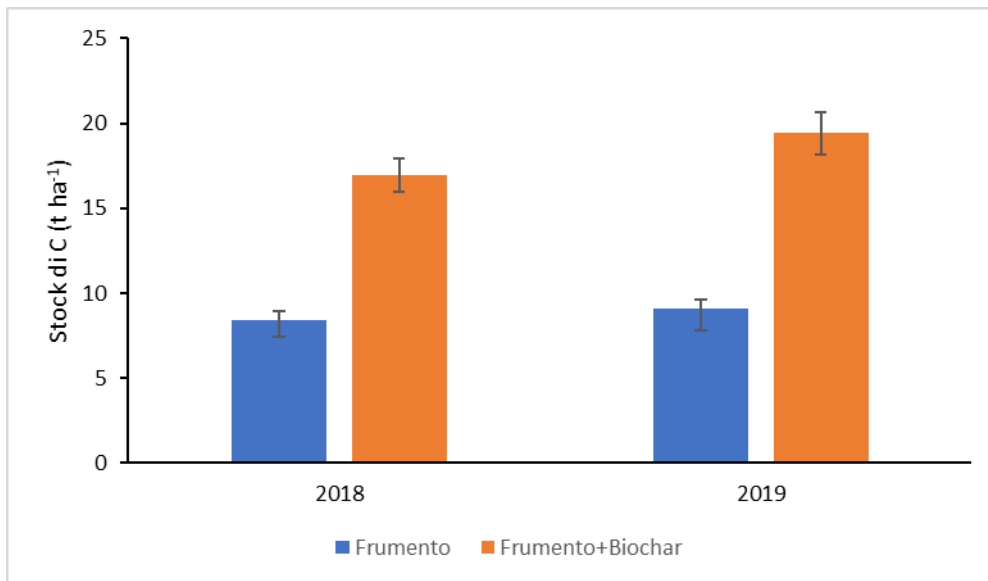


Figura 3-7: Stock di C nel suolo in due diverse date (05-09-2018 e 25-09-2019).

In base a quanto riportato da Lehmann e Joseph (2015), la conversione termica della biomassa in biochar origina un prodotto soggetto ad una mineralizzazione molto più lenta rispetto alla materia prima dalla quale deriva. Di conseguenza, grazie a questa ossidazione ritardata della materia organica si può ottenere un sequestro di C a lungo termine. Si stima che il tempo medio di permanenza del biochar derivato dal legno nel terreno sia compreso in un intervallo temporale che va da 1.000 a 10.000 anni (Lehmann e Joseph, 2015). Paustian et al. (2016) sostengono che il biochar può aumentare lo stock di C e favorire una rimozione di CO₂ dall'atmosfera, affermando che il biochar mineralizza dalle 10 alle 100 volte più lentamente rispetto alla sostanza organica non carbonizzata. Infatti, durante il processo di pirolisi, più aumenta la temperatura più le strutture fisiche della biomassa cambiano assumendo una forma più ordinata e in questo modo, cambiano anche la stabilità e le proprietà del biochar. Ciò viene confermato da Bruun et al. (2011) che affermano che la stabilità può essere aumentata incrementando la temperatura di pirolisi, ma questo andrà a scapito della quantità di biochar prodotta. Secondo questi autori, grazie a questa relazione inversa è possibile determinare la temperatura di pirolisi che fornisce il più alto sequestro di C. In particolare, è stato riscontrato che con il biochar prodotto a 500°C è stato ottenuto il più alto sequestro di carbonio, anche se il C contenuto nel biochar derivato da temperature più elevate è relativamente più recalcitrante rispetto a quello di biochar realizzati a temperature più basse (Bruun et al., 2011).

Per quanto concerne il carbonio apportato dal biochar, in uno studio (Koga et al., 2016) è stato visto che la quantità di carbonio è aumentata con l'aumentare del tasso di applicazione del prodotto e che le emissioni di CO₂ non cambiavano con il variare della dose aggiunta al terreno. Ciò significa che la maggior parte delle perdite di C nel suolo derivavano dalla decomposizione dei residui colturali che sono stati interrati e non dal biochar. Questo, come dimostrano i risultati ottenuti a Gallignano, conferma che non ci sono effetti negativi indotti dal biochar sulle emissioni di CO₂. Altri autori (Rogovska et al., 2014) hanno riscontrato che l'applicazione in campo di una notevole quantità di biochar derivato dal legno di diverse specie arboree (96 Mg ha⁻¹), ha portato ad un aumento considerevole del C totale del suolo come si è verificato nella prova sperimentale oggetto di studio.

CONCLUSIONI

L'applicazione di 60 t ha^{-1} di biochar derivato dal legno e pirolizzato ad alte temperature (800-900°C), come atteso, ha determinato un aumento significativo del contenuto di carbonio nel suolo e, ad un anno di distanza dalla distribuzione, non ha incrementato le emissioni di CO_2 dal suolo. Questo risultato appare dovuto principalmente alle caratteristiche del biochar distribuito. Infatti, in questo particolare composto è presente carbonio altamente recalcitrante, la cui quantità aumenta con l'aumentare della temperatura di pirolisi con cui viene ottenuto il biochar. Ciò è dovuto ad una maggiore stabilizzazione della materia organica di partenza.

Per quanto riguarda la relazione tra umidità e temperatura del suolo e la respirazione del terreno è stata riscontrata una correlazione significativa solo con la temperatura. In generale, gli effetti del biochar su temperatura e umidità del suolo in relazione con le emissioni di CO_2 restano difficili da definire visto che sono legati ad altri numerosi fattori.

Considerata la complessità del sistema suolo-coltura-atmosfera, per valutare ancora più dettagliatamente l'effetto del biochar sui flussi di CO_2 dal suolo e la sua efficacia nell'aumentare lo stock di C nel terreno, sono necessarie analisi in una prospettiva temporale più estesa.

BIBLIOGRAFIA

- Abalos D, Brown SE, Vanderzaag AC, Gordon RJ, Dunfield KE, Wagner-Riddle C, 2016. Micrometeorological measurements over 3 years reveal differences in N₂O emissions between annual and perennial crops. *Glob. Chang. Biol.* 22:1244-55.
- Agnelli A, Allegrezza M, Biondi E, Cocco S, Corti G, Pirchio F, 2008. Pedogenesi e paesaggio vegetale: il ruolo dell'esposizione. *Fitosociologia* 45:23-8.
- Alessandro Agostini e Nicola Colonna, 2018, ENEA.
- Allen, M.R., O.P. Dube, W. Solecki, F. Aragón-Durand, W. Cramer, S. Humphreys, M. Kainuma, J. Kala, N. Mahowald, Y. Mulugetta, R. Perez, M. Wairiu, and K. Zickfeld, 2018: Framing and Context. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.
- Almagro, M., López, J., Querejeta, J. I., & Martínez-Mena, M. (2009). Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(3), 594-605.
- Ball BC, Watson CA, Crichton I, 2007. Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use Manage.* 23:145-55.
- Bonciarelli F., Bonciarelli U., 2004, "Agronomia", Edagricole scolastico.
- Bruun, E. W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Jensen, P. A., & Dam-Johansen, K. (2011). Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy*, 35(3), 1182-1189.

- Businelli M., 2009, “Chimica del suolo”, Morlacchi editore.
- Case, S. D., McNamara, N. P., Reay, D. S., & Whitaker, J. (2012). The effect of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from a sandy loam soil—the role of soil aeration. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 125-134.
- Castaldi, S., Riondino, M., Baronti, S., Esposito, F. R., Marzaioli, R., Rutigliano, F. A., ... & Miglietta, F. (2011). Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*, 85(9), 1464-1471.
- Cesarano, G., De Filippis, F., La Storia, A., Scala, F., & Bonanomi, G. (2017). Organic amendment type and application frequency affect crop yields, soil fertility and microbiome composition. *Applied Soil Ecology*, 120, 254-264.
- Chan, K.Y., L. Van Zwieten, I. Meszaros, A. Downie, and S. Joseph. 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.* 45:629–634.
- Conrad R., 2009, Minireview “The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved” *Environmental Microbiology Reports* (2009) 1(5), 285–292 doi:10.1111/j.1758-2229.2009.00038.x.
- Dissanayake, P. D., You, S., Igalavithana, A. D., Xia, Y., Bhatnagar, A., Gupta, S., ... & Ok, Y. S. (2020). Biochar-based adsorbents for carbon dioxide capture: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119, 109582.
- Ferry, J. G. (2010). The chemical biology of methanogenesis. *Planetary and Space Science*, 58(14-15), 1775-1783.
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland, 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Forte A, Fiorentino N, Fagnano M, Fierro A, 2017. Mitigation impact of minimum tillage on CO₂ and N₂O emissions from a Mediterranean maize cropped soil under low-water input management. *Soil Till. Res.* 166:167-78.
- Francioni, M., Lai, R., D'Ottavio, P., Trozzo, L., Kishimoto-Mo, A. W., Budimir, K., ... & Toderi, M. (2020). Soil respiration dynamics in forage-based and cereal-based cropping systems in central Italy. *Scientia Agricola*, 77(3).

- Francioni, M., D’Ottavio, P., Lai, R., Trozzo, L., Budimir, K., Foresi, L., ... & Toderi, M. (2019). Seasonal soil respiration dynamics and carbon-stock variations in mountain permanent grasslands compared to arable lands. *Agriculture*, 9(8), 165.
- Franco-Luesma, S., Caveró, J., Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J. L., & Álvaro-Fuentes, J. (2020). Tillage and irrigation system effects on soil carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄) emissions in a maize monoculture under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 196, 104488.
- Glaser, B., J. Lehmann, and W. Zech. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-A review. *Biol. Fertil. Soils* 35:219–230.
- Guinet, M., Nicolardot, B., & Voisin, A. S. (2020). Nitrogen benefits of ten legume pre-crops for wheat assessed by field measurements and modelling. *European Journal of Agronomy*, 120, 126151.
- Haider, G., Steffens, D., Moser, G., Müller, C., & Kammann, C. I. (2017). Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study. *Agriculture, ecosystems & environment*, 237, 80-94.
- Hoegh-Guldberg, O., D. Jacob, M. Taylor, M. Bindi, S. Brown, I. Camilloni, A. Diedhiou, R. Djalante, K.L. Ebi, F. Engelbrecht, J. Guiot, Y. Hijjoka, S. Mehrotra, A. Payne, S.I. Seneviratne, A. Thomas, R. Warren, and G. Zhou, 2018: Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G., Kammann, C., & Abalos, D. (2016). Biochar effects on methane emissions from soils: a meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 251-258.
- Johnson, J. M. F., Franzluebbers, A. J., Weyers, S. L., & Reicosky, D. C. (2007). Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental pollution*, 150(1), 107-124.
- Koga, N., Shimoda, S., & Iwata, Y. (2017). Biochar impacts on crop productivity and greenhouse gas emissions from an Andosol. *Journal of environmental quality*, 46(1), 27-35.

- Krauss, M., Ruser, R., Müller, T., Hansen, S., Mäder, P., & Gattinger, A. (2017). Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley-winter wheat cropping sequence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 324-333.
- Lehmann, J. & Joseph, S., 2015, “Biochar for environmental management”, Second Edition.
- Lesschen JP, Velthof GL, De Vries W, Kros J, 2011. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environ. Pollut.* 159:3215-22.
- Li, Y., Sun, J., Tian, D., Wang, J., Ha, D., Qu, Y., ... & Niu, S. (2018). Soil acid cations induced reduction in soil respiration under nitrogen enrichment and soil acidification. *Science of the Total Environment*, 615, 1535-1546.
- Liu, S., Zhang, Y., Zong, Y., Hu, Z., Wu, S., Zhou, J., ... & Zou, J. (2016). Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: a meta-analysis. *Gcb Bioenergy*, 8(2), 392-406.
- Luo, G. J., Kiese, R., Wolf, B., & Butterbach-Bahl, K. (2013). Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. *Biogeosciences*, 10(5), 3205-3219.
- Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmí, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Geochemistry*, 76(3), 327-352.
- Paetz A, Wilke BM, 2005. Soil sampling and storage. In: Margesin R, Schinner F (Ed.), *Manual of soil analysis: monitoring and assessing soil bioremediation*. Springer-Verlag, Berlin, DE, pp 1-45.
- Paris Agreement, 2015.
- Parkin TB, Venterea RT, 2010. Chapter 3. Chamber-based trace gas flux measurements. Sampling protocols. In: *USDA-ARS GRACEnet project protocols*, Beltsville, MD, pp 1-39.
- Pascual, M. B., Sanchez-Monedero, M. A., Chacon, F. J., Sanchez-Garcia, M., & Cayuela, M. L. (2020). Linking biochars properties to their capacity to modify aerobic CH₄ oxidation in an upland agricultural soil. *Geoderma*, 363, 114179.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597), 49-57.
- Ribas, A., Mattana, S., Llurba, R., Debouk, H., Sebastia, M. T., & Domene, X. (2019). Biochar application and summer temperatures reduce N₂O and enhance CH₄

emissions in a Mediterranean agroecosystem: Role of biologically-induced anoxic microsites. *Science of The Total Environment*, 685, 1075-1086.

- Rodriguez, C., Carlsson, G., Englund, J. E., Flöhr, A., Pelzer, E., Jeuffroy, M. H., ... & Jensen, E. S. (2020). Grain legume-cereal intercropping enhances the use of soil-derived and biologically fixed nitrogen in temperate agroecosystems. A meta-analysis. *European Journal of Agronomy*, 118, 126077.
- Rogovska, N., Laird, D. A., Rathke, S. J., & Karlen, D. L. (2014). Biochar impact on Midwestern Mollisols and maize nutrient availability. *Geoderma*, 230, 340-347.
- Sanesi G., 2000, “Elementi di pedologia”, Calderini Edagricole.
- Shi, W. Y., Yan, M. J., Zhang, J. G., Guan, J. H., & Du, S. (2014). Soil CO₂ emissions from five different types of land use on the semiarid Loess Plateau of China, with emphasis on the contribution of winter soil respiration. *Atmospheric Environment*, 88, 74-82.
- Signor D, Cerri CEP, 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesqui. Agropecuária Trop.* 43:322-38.
- Singh, B. P., Hatton, B. J., Singh, B., Cowie, A. L., & Kathuria, A. (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of environmental quality*, 39(4), 1224-1235.
- Smith P, Bustamante M, Ahammad H, Clark H, Dong H, Elsiddig EA, Haberl H, Harper R, House J, Jafari M, Masera O, Mbow C, Ravindranath NH, Rice CW, Robledo Abad C, Romanovskaya A, Sperling F, Tubiello F, 2014. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU) In: Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Farahani E, Kadner S, Seyboth K, Adler A, Baum I, Brunner S, Eickemeier P, Kriemann B, Savolainen J, Schlömer S, von Stechow C, Zwickel T, Minx JC (Eds.), *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- Song, Y., Li, G., & Lowrie, R. (2021). Leaf nitrogen and phosphorus resorption improves wheat grain yield in rotation with legume crops in south-eastern Australia. *Soil and Tillage Research*, 209, 104978.
- Spokas, K. A., & Reicosky, D. C. (2009). Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production.
- Stehfest E, Bouwman L, 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 74:207-28.

- Thomazini, a., Spokas, K., Hall, K., Ippolito, J., Lentz, R., Novak, J., 2015. GHG impacts of biochar: predictability for the same biochar. *Agric. Ecosyst. Environ.* 207, 183–191. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.012>.
- Trozzo, L., Francioni, M., Kishimoto-Mo, A. W., Foresi, L., Bianchelli, M., Baldoni, N., ... & Toderi, M. (2020). Soil N₂O emissions after perennial legume termination in an alfalfa-wheat crop rotation system under Mediterranean conditions. *Italian Journal of Agronomy*, 15(3).
- United nations framework convention on climate change, 1992.
- Vaccari, F. P., Baronti, S., Lugato, E., Genesio, L., Castaldi, S., Fornasier, F., & Miglietta, F. (2011). Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. *European journal of agronomy*, 34(4), 231-238.
- Walter H, Lieth H, 1960. Klimadiagramm weltatlas. Jena. Gustav Fischer, Stuttgart.
- World Meteorological Organization, “Report of the International Conference in the assessment of the role of carbon dioxide and of other greenhouse gases in climate variations and associated impacts”, Villach, Austria, 9-15 October 1985, Wmo- no. 661.
- World Meteorological Organization, 2018, “Guide to Climatological Practices”, WMO-No. 100.
- Zhang, G. B., Ji, Y., Ma, J., Liu, G., Xu, H., & Yagi, K. (2013). Pathway of CH₄ production, fraction of CH₄ oxidized, and ¹³C isotope fractionation in a straw-incorporated rice field. *Biogeosciences*, 10(5), 3375-3389.
- Zhang, Q., Lei, H. M., & Yang, D. W. (2013). Seasonal variations in soil respiration, heterotrophic respiration and autotrophic respiration of a wheat and maize rotation cropland in the North China Plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, 34-43.
- Zimmerman, A.R., Gao, B., Ahn, M.Y., 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1169–1179. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.005>.