



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali
Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse
naturali e Ambiente

CORSO DI LAUREA IN TECNOLOGIE FORESTALI E
AMBIENTALI

POTENZIALITÀ DEL BIOCHAR COME
AMMENDANTE PER L'INCREMENTO DI FERTILITÀ
E FUNZIONALITÀ DEI SUOLI URBANI

Relatore

Prof. Giancarlo Renella

Laureando

Vettori Gabriel

Matricola n.

1223059

ANNO ACCADEMICO 2023 - 2024

INDICE:

RIASSUNTO.....	3
ABSTRACT	4
1. INTRODUZIONE	5
2. IL SUOLO	8
2.1 LE FUNZIONI DEL SUOLO	9
3. LA SOSTANZA ORGANICA NEL SUOLO	11
3.1 L'ORIGINE DELLA SOSTANZA ORGANICA.....	11
3.2. LE PRINCIPALI FUNZIONI DELLA SOM.....	11
4. RIDUZIONE DEL CONTENUTO DI SOM NEL SUOLO	14
5. CAMBIAMENTI CLIMATICI, AMBIENTE URBANO E SUOLI URBANI.....	20
5.1 FUNZIONI E PROBLEMATICHE SPECIFICHE DEI SUOLI URBANI.....	24
6. L'IMPERMEABILIZZAZIONE.....	25
7. IL BIOCHAR	27
7.1 LA PIROLISI	28
7.2 SLOW, FAST e FLASH PIROLISI	29
7.3 PRINCIPALI PARAMETRI DI PROCESSO.....	30
7.4 IL PROCESSO DI PIROLISI LENTA	35
7.5 BIOMASSA DI PARTENZA	36
7.6 PROPRIETÀ DEL BIOCHAR RILEVANTI PER IL SUOLO.....	39
7.7 POROSITÀ DEL BIOCHAR.....	43
7.8 EFFETTI DEL BIOCHAR SUGLI ORGANISMI DEL SUOLO	45
7.9 LA CHIMICA DI SUPERFICIE DEL BIOCHAR.....	47
7.10 POLIFUNZIONALITÀ AMBIENTALE DEL BIOCHAR.....	50
8. LA PIROLISI DELLE BIOMASSE COME TECNOLOGIA DI MITIGAZIONE DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI.....	51
9. L'IMPIEGO DEL BIOCHAR IN AMBIENTE URBANO	54
10. LE BIOCITY	54
11. I RIFIUTI: ELEMENTI DI CLASSIFICAZIONE	56
12. CENNI DI LEGISLAZIONE E GESTIONE DEI RIFIUTI	58
13. IL VERDE URBANO	63

14. BIOCHAR: PRATICHE DI SOSTENIBILITÀ E BENEFICI PER L'ECONOMIA	65
15. BIOCHAR: RICERCA E STANDARD.....	67
16.IMPIEGO DEL BIOCHAR COME AMMENDANTE IN ITALIA E PROBLEMATICA METALLI PESANTI	71
17.POTENZIALITÀ DELLA PIROLISI; PRODUZIONE DI BIOCHAR DA BIOMASSE URBANE E UTILIZZO COME AMMENDANTE	74
17.1 ASPETTI TECNICO NORMATIVI PER L'USO DI BIOCHAR IN SUOLI URBANI.....	74
17.2 IL PROGETTO DI STOCCOLMA.....	79
CONCLUSIONE	83
INDICE FIGURE	84
BIBLIOGRAFIA	87
ALTRE FONTI:	99

RIASSUNTO

Il biochar è il materiale carbonioso solido sottoprodotto dalla pirolisi che è l'ossidazione di biomassa ligno-cellulosica in un ambiente privo o con concentrazioni limitate di ossigeno. Il biochar è caratterizzato da una notevole stabilità chimica che ne rende la produzione una *carbon sequestration methodology* in quanto, la sua ossidazione a CO₂ è stimata in 100-1000 anni. La pirolisi è una tecnologia in linea con le attuali politiche europee di abbattimento delle emissioni climalteranti e di stoccaggio di carbonio (C). Storicamente, l'impiego agronomico come ammendante del suolo è stato il primo su vasta scala ma, attualmente, gli usi non agricoli stanno aumentando. Il biochar è un materiale che si sta dimostrando idoneo come integratore di miscele per materiali edilizi, come sostituto di molti derivati del petrolio nell'industria chimica e in applicazioni elettroniche. L'ambiente urbano presenta aree verdi i cui benefici per la popolazione residente sono ben noti e riguardano il benessere sia fisico che psichico. Questi spazi hanno un impatto economico positivo, poiché il valore degli immobili generalmente tende ad aumentare nelle zone maggiormente dotate di aree verdi. Oggi, oltre a promuovere il benessere fisico e offrire funzioni estetiche e ricreative, le aree verdi sono chiamate a contribuire alla riduzione dell'effetto isola di calore, alla gestione circolare di materia ed energia prodotti in ambiente urbano, alla produzione alimentare e alla mitigazione dell'impatto dei cambiamenti climatici. Queste funzioni sono più o meno direttamente collegate alla fertilità e alla funzionalità dei suoli urbani, spesso altamente disturbati, di origine completamente artificiale, privi di struttura e quindi con bassi livelli di funzionalità ecosistemica. Nella mia tesi prendo in esame la possibilità di utilizzare il biochar come ammendante dei suoli urbani al fine di migliorare le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche, favorendo non soltanto l'accrescimento e la stabilità della vegetazione urbana ma anche le funzioni ecosistemiche del suolo. Concludo che, le poche esperienze note di utilizzo di biochar come ammendante dei suoli urbani dimostrano innegabili benefici sulla loro fertilità e funzionalità ecologica e che l'attuale forte evoluzione della tecnologia di pirolisi rende questo approccio applicabile a diverse tipologie di rifiuti organici prodotti in ambito urbano, potendo contribuire in maniera significativa al raggiungimento degli obiettivi di circolarità delle città, secondo i più avanzati principi di sostenibilità ambientale, ecologica e sociale.

ABSTRACT

Biochar is the solid carbonaceous material product of pyrolysis, which is the oxidation of ligno-cellulosic biomass in an environment without or with limited concentrations of oxygen. Biochar is characterised by remarkable chemical stability, which makes its production a carbon sequestration methodology as its oxidation to CO₂ is estimated in 100-1000 years. Pyrolysis is a technology in line with current European policies to reduce climate-changing emissions and carbon (C) storage. Historically, its agronomic use as a soil amendment was the first large-scale application, but currently, non-agricultural uses are increasing. Biochar is proving to be suitable as a blend supplement for building materials, as a substitute for many petroleum derivatives in the chemical industry and in electronic applications. Urban environments feature green areas whose benefits for the resident population are well known and include both physical and mental well-being. These spaces have a positive economic impact, as property values generally tend to increase in areas with more green spaces. Today, in addition to promoting physical well-being and offering aesthetic and recreational functions, green areas are called upon to contribute to reducing of the urban heat island effect, to the circular management of materials and energy produced in the urban environment, to food production and the mitigation of the impact of climate change. These functions are more or less directly related to the fertility and functionality of urban soils, which are often highly disturbed, of completely artificial origin, lacking structure and therefore with low levels of ecosystem functionality. In my thesis, I examine the possibility of using biochar as a soil conditioner in urban soils in order to improve the physical, chemical and biological characteristics, promoting not only the growth and stability of urban vegetation but also the ecosystem functions of the soil. I conclude that the few known experiences of using biochar as a soil conditioner in urban soils show undeniable benefits on their fertility and ecological functionality, and that the current rapid evolution of pyrolysis technology makes this approach applicable to different types of organic waste produced in urban areas. This can significantly contribute to achieving the city's circularity objectives, according to the most advanced principles of environmental, ecological and social sustainability.

1. INTRODUZIONE

Nonostante il cambiamento sia insito del sistema terrestre, nell'attuale epoca geologica il ruolo dell'attività umana nel plasmare il pianeta è divenuto sostanziale, al pari e talvolta maggiore di quello delle altre forze ambientali.

È appurato che l'uomo abbia un'influenza sul clima e che vi apporti delle modificazioni comprovate non soltanto dalla velocità con cui aumenta la temperatura dell'atmosfera, con conseguente estremizzazione dei fenomeni, ma anche dall'aumento della temperatura degli oceani, lo scioglimento di neve e ghiacciai e l'aumento del livello medio del mare (L. Smith, 2007). L'influenza antropogenica si manifesta chiaramente anche sulla pedosfera. L'attività umana ha causato una progressiva degradazione del suolo, portando in molti casi alla sua distruzione. Il suolo è una risorsa naturale non rinnovabile, se non in tempi molto lunghi. La sua formazione avviene al ritmo di circa 1 cm ogni 100 anni, rendendolo una risorsa limitata e molto lentamente rinnovabile. Esso può essere distrutto fisicamente o alterato chimicamente e biologicamente sino alla perdita delle proprie funzioni in tempi molto brevi (Pileri, 2017). A fronte dei cambiamenti ambientali osservati e alle crescenti preoccupazioni riguardo le emissioni di gas serra e alla natura non rinnovabile dei combustibili fossili, la richiesta di uno sviluppo sostenibile diventa più forte con una crescente domanda di materiali e tecnologie sostenibili ed ecocompatibili. Di queste, molte si concentrano sul riciclo e la trasformazione dei rifiuti organici, con un occhio di riguardo alla sostenibilità ambientale. La pirolisi, un processo di decomposizione termochimica di materiale organico in assenza di ossigeno, sta guadagnando attenzione come tecnologia per convertire la biomassa in energia e altri prodotti riutilizzabili, il cui residuo solido è denominato biochar (Ronsse, 2013). Il termine biochar è un neologismo che indica il residuo carbonioso ottenuto mediante forni di pirolisi e che lo distinguono dal carbon fossile, avente origine diversa, ma anche dal carbone prodotto tradizionalmente dalle carbonaie, processi solo parzialmente controllati. Gli effetti positivi del biochar sulla fertilità del suolo furono scoperti negli anni '60 dal pedologo olandese Peter Sambroek studiando i cosiddetti suoli neri dell'Amazzonia denominati "*Terra Preta de Indio*", formatisi dall'interramento di residui organici carbonizzati dalle tribù delle civiltà precolombiane. Sambroek riportò che i suoli neri avevano parametri chimico-fisici completamente diversi da quelli dei suoli naturali e una fertilità nettamente superiore mantenutasi per secoli dopo l'interramento.

Al contrario dei suoli tipici della foresta amazzonica di colore rosso, poco fertili, dal pH acido e ricchi di alluminio, quelli della “*Terra Preta de Indios*” hanno un colore nero, un pH alcalino, ospitano molti microrganismi e sono particolarmente fertili (Zech et al. 1990) (**Figura 1.1**). Questi si caratterizzano da un alto contenuto di materiale carbonioso prodotto dalla combustione incompleta di parti vegetali, probabilmente residui di fuochi per cucinare, e introdotto per un lungo periodo, volontariamente, nel terreno dalle popolazioni locali. Le terre nere dell'Amazzonia hanno un alto contenuto di nutrienti, di sostanza organica stabile e presentano un'elevata capacità di scambio cationico (Glaser, 2001).

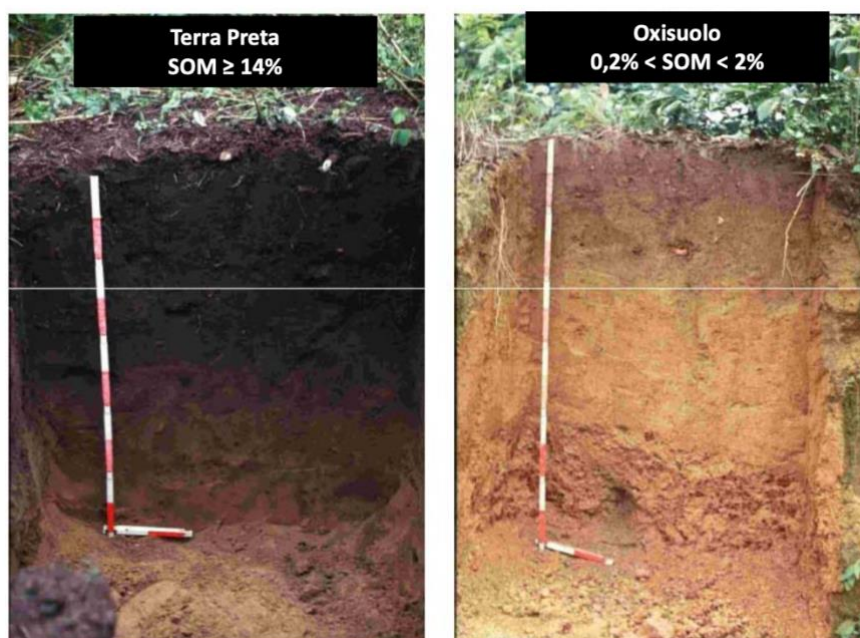


Figura 1.1: Confronto profili Oxisuolo tropicale. Il profilo di sinistra è sicuramente frutto di un'azione dell'uomo (volontaria) volta ad aumentare la fertilità dei suoli (Verheijen, Franciscus, et al 2010).

Dalle prime scoperte fino all'utilizzo del biochar come ammendante dei suoli agricoli sono trascorsi circa cinquanta anni (Sohi, 2010). Oggi però, grazie alla crescente ricerca e alle necessità di ripensare alle tecniche agricole intensive altamente inquinanti e alla definizione della multifunzionalità del biochar, il suo utilizzo è in costante aumento, anche se inferiore alle attuali necessità e potenzialità di applicazione. Il suo utilizzo appare come una strategia di mitigazione dei cambiamenti climatici in quanto utile nel

contrastare gli effetti delle attività umane sull'ambiente urbano. Quest'ultimo, con le sue peculiari caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche, impone alterazioni climatiche significative al suo interno e pone minacce molto forti sulla risorsa suolo.

Nell'ambito della mia tesi valuto l'impiego del biochar nei suoli urbani come un'opportunità per migliorare la fertilità, sostenere la crescita delle piante e la stabilità del cosiddetto bosco urbano, nel mitigare i danni causati dall'inquinamento e dalla compattazione del suolo e la potenzialità che l'adozione di tecniche di pirolisi possono avere per minimizzare la produzione di rifiuti e le emissioni di gas climalteranti.

2. IL SUOLO

Secondo la definizione data dalla Soil Taxonomy, testo base per la classificazione dei suoli negli Stati Uniti che dal 1975 fornisce un sistema di classificazione dei suoli, il suolo è il "*Corpo naturale, composto da solidi (minerali e sostanze organiche), liquidi, gas e organismi viventi, posto sulla superficie terrestre ed avente una delle seguenti caratteristiche o entrambe:*

1. Si differenzia in strati sovrapposti denominati orizzonti, in seguito a fenomeni di arricchimento, perdita, trasferimento o trasformazione di sostanze
2. Sostiene la crescita di piante superiori (Soil Survey Staff, 2022).

Tale definizione non è certamente esaustiva in quanto non stabilisce chiaramente un confine preciso tra ciò che può essere definito suolo e ciò che non può esserlo. Suoli non differenziati in orizzonti o profondamente disturbati da fenomeni naturali o antropici, su cui le piante non riescono a crescere a causa di limitazioni di varia natura, erano esclusi dalle prime definizioni della *Soil Taxonomy*. Nei recenti aggiornamenti della definizione sono state introdotte nuove tipologie di suolo (es. Anthrosol), tra cui anche i substrati vivaistici, le terre di scavo e i materiali di sintesi. Nel tempo, le definizioni di suolo si sono ampliate fino a considerare suolo un qualsiasi materiale minerale ed organico posto sulla superficie di pianeti o corpi simili, alterato da agenti biologici, chimici e/o fisici (Johnson, 1998), dando crescente importanza ai processi di alterazione dei minerali e delle sostanze organiche in essi contenute. Dopo oltre un secolo dalla fondazione della pedologia come scienza, una definizione universale di suolo è ancora lontana, come sottolineato da uno dei padri della disciplina. Hans Jenne, geografo e pedologo svizzero e pioniere degli studi moderni sul suolo, divenuto famoso per aver elaborato nel 1941 l'equazione che descrive i fattori di formazione del suolo, scriveva: "*imbarazzante non riuscire a dare una definizione univoca di suolo, ma i pedologi non sono soli in questa situazione, visto che i biologi non possono accordarsi su un'unica definizione di vita e i filosofi su una filosofia*" (Jenny, 1981).

2.1 LE FUNZIONI DEL SUOLO

Il suolo svolge diverse funzioni ecologiche fondamentali per la sussistenza e il funzionamento degli ecosistemi terrestri, alcune delle quali di primaria importanza per l'uomo, tra queste:

- Fornire il nutrimento, l'acqua e il sostegno meccanico alle piante.
- Assorbe, trattiene e filtra le acque regolandone il flusso e depurandole.
- I microorganismi realizzano in esso la decomposizione della sostanza organica e la mineralizzazione dei nutrienti in forme assimilabili per le piante.
- Funge da importante riserva di biodiversità, contenendo gran parte della biodiversità microbica del pianeta.
- Immagazzina il carbonio (C) fotosintetizzato sotto forma di sostanze organiche dalle piante, impedendo il ritorno nell'atmosfera come diossido di carbonio (CO₂); è un sink naturale di metano (CH₄) e ossidi di azoto (NO_x), limitando l'effetto serra (fenomeno per cui la temperatura media dell'atmosfera sta aumentando a causa delle sempre maggiori concentrazioni di gas ad effetto serra che schermano la radiazione ad onde lunghe riemessa dalla terra).
- È fonte di materie prime come ghiaia e sabbia per l'edilizia, argilla per l'industria ceramica, pigmenti per l'industria dei coloranti ecc ed ospita le infrastrutture. (Certini e Ugolini, 2023)

LE FUNZIONI DEL SUOLO



- ① Habitat per gli organismi viventi
- ② Ciclo delle sostanze nutritive
- ③ Substrato per la crescita delle piante
- ④ Regolazione del clima, riserve di acqua e stoccaggio di CO₂
- ⑤ Infrastrutture e opere d'ingegneria
- ⑥ Patrimonio fisico e culturale

Figura 2.11: Funzioni e Servizi forniti dal suolo (CircUse, 2013).

3. LA SOSTANZA ORGANICA NEL SUOLO

3.1 L'ORIGINE DELLA SOSTANZA ORGANICA

La Sostanza Organica del Suolo (SOM, Soil Organic Matter) deriva da biomassa vegetale e animale residuale rilasciata al suolo, decomposta dagli organismi del suolo sotto l'influenza della temperatura, dell'umidità e delle condizioni ambientali del suolo. Parte della SOM subisce processi di mineralizzazione e di umificazione ad opera degli organismi eterotrofi fino a CO₂ e H₂O, composti organici volatili (COV), rilasciando azoto (N), fosforo (P), zolfo (S) e altri elementi presenti nelle sostanze iniziali in forma minerale. Una frazione minore, dell'ordine del 5-10%, è invece stabilizzata tramite processi biologici in sostanze umiche (Certini e Ugolini, 2021).

3.2. LE PRINCIPALI FUNZIONI DELLA SOM

La SOM nel suolo svolge importanti funzioni quali:

- Riserva di nutrienti per piante ed organismi eterotrofi.
- Contribuisce alla capacità di scambio cationico (CEC)
- Immobilizza eventuali agenti contaminanti del suolo.
- Sequestra il CO₂ dell'atmosfera.
- Promuove la formazione di aggregati stabili e della struttura del suolo
- Aumenta la ritenzione idrica del suolo.
- Stimola l'attività degli organismi.
- Altera i minerali e ne libera i nutrienti.

Preservare ed incrementare il SOC nei suoli è fondamentale dal punto di vista agronomico e ambientale, così come lo studio e l'analisi dati relativi alla quantità contenuta nei suoli (Di Legnino, 2014).

La SOM è una componente quantitativamente minoritaria perché raramente supera il 10% in massa del suolo, tuttavia, il contenuto di carbonio organico del suolo (SOC; *Soil Organic Carbon*), che è la parte principale della SOM, ricopre un ruolo importante in tutti i principali processi pedologici (ESDAC, 2024).

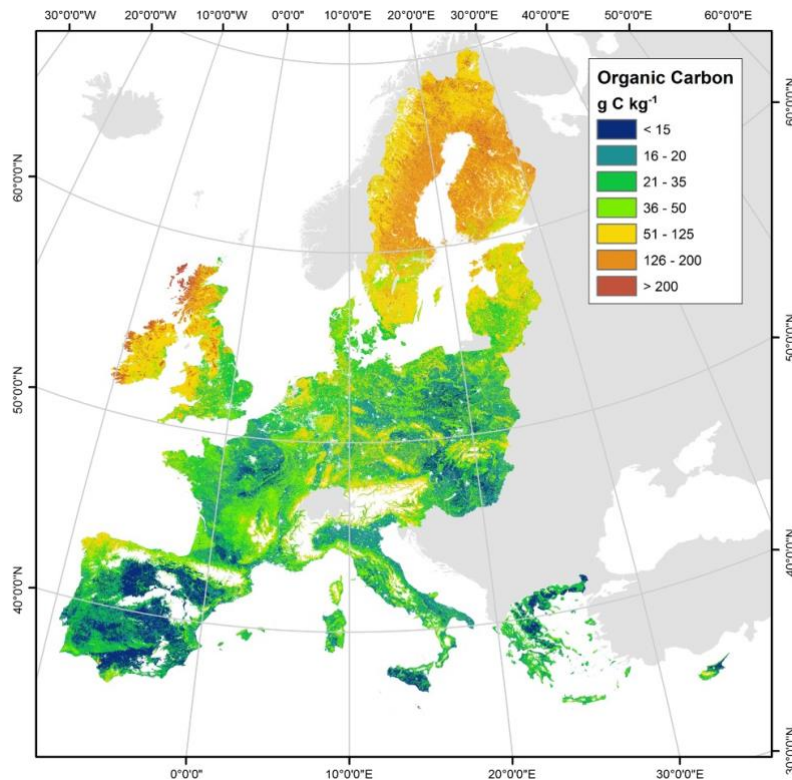


Figura 3.21: *Mappa del contenuto di carbonio organico nei suoli europei (g C kg⁻¹)*
(de Brogniez et al., 2015).

Il SOC rappresenta il più grande stock di carbonio (C) nella maggior parte degli ecosistemi terrestri ed il contenuto a livello globale è stimato pari a 2344 Gt di C organico (Stockmann et al., 2013), secondo compartimento globale di riserva dopo gli oceani (Ogle e Paustian, 2005).

Numerosi sono i composti che costituiscono la sostanza organica del suolo, ma relativamente ad una classificazione basata su aspetti chimico fisici essa viene distinta nelle seguenti frazioni:

- Biomassa vivente
- Biomassa morta
- Necromassa microbica
- Sostanze umiche
- Carbone vegetale risultante dai fenomeni di combustione naturale
- Prodotti organici di sintesi

Pur rappresentando solo una minima percentuale del suolo, la SOM ne influenza molte delle proprietà chimiche, fisiche e biologiche ed è un indicatore chiave della salute di questi (Di Leginio, 2014).

● Acqua ● Sostanze organiche ● Aria ● Sostanze inorganiche

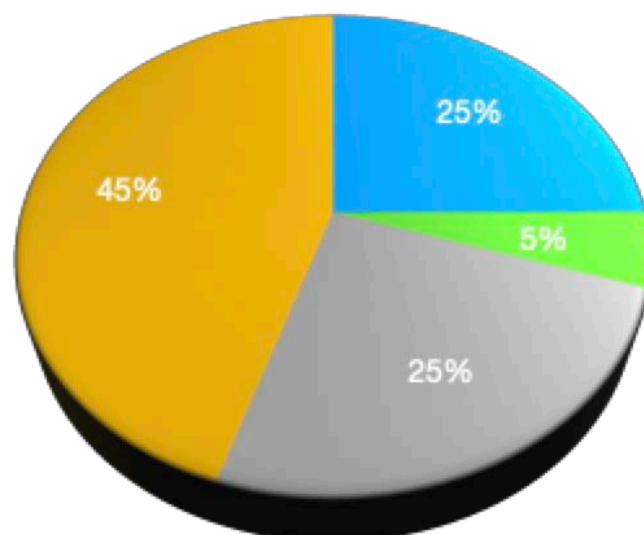


Figura 3.22: Composizione in percentuale del suolo.

4. RIDUZIONE DEL CONTENUTO DI SOM NEL SUOLO

Uno degli effetti più evidenti dell'impatto antropico sul suolo è la diminuzione del contenuto di SOM, sia nei suoli coltivati, sia nei suoli interessati da attività produttive o ricreative. La perdita di SOM è il fattore che innesca la desertificazione. Le cause che hanno portato alla riduzione della SOM sono legate alle caratteristiche ambientali quali clima, *parent material* del suolo, copertura vegetale, topografia, e a fattori principalmente dovuti dall'attività antropica quali uso e gestione del suolo, inquinamento, creazione di infrastrutture, sigillatura e deforestazione. Sebbene le componenti antropiche e naturali siano spesso cooperative, un'accelerazione significativa nella perdita di SOM è dovuta ai cambiamenti climatici.

Sulla base delle funzioni della SOM precedentemente elencate, la perdita di questa comporta non solo un calo della fertilità, ma anche delle funzioni degli ecosistemi del suolo. Come conseguenza alla diminuzione del contenuto di sostanza organica vi è la perdita di nutrienti disponibili per la nutrizione delle piante che, oltre a determinare una minaccia diretta alla sicurezza alimentare (Henao e Baanante, 1999), induce gravi squilibri ambientali. Questi, dovuti ad un'accelerata perdita di suolo per erosione e di capacità di infiltrazione dell'acqua, minacciano la quantità e la qualità della risorsa idrica. I due fenomeni congiunti sono tra i più importanti fattori della desertificazione. Si stima che ogni anno vengano persi circa 42 miliardi di dollari di reddito e 6 milioni di ettari di terreno produttivo a causa del degrado del territorio e del calo della resa agricola (Agegnehu et al., 2017). Secondo l'ESDAC (*European Soil Data Centre*), database europeo del suolo, il tasso annuale di perdita di SOM può variare notevolmente a seconda delle pratiche di uso, del tipo di copertura vegetale/culturale, dello stato di drenaggio del suolo e delle condizioni meteorologiche.

L'uso del suolo in Europa è dominato dall'agricoltura (40%) e dalle foreste (42%). L'incremento delle attività antropiche associato all'eccessivo sfruttamento della risorsa si mostra particolarmente preoccupante (ISPRA, 2006). Le attività agricole, e in parte quelle forestali, dal 1960 sono state associate, in Europa, alla diminuzione della SOM con conseguente impatto sulla biodiversità e sulla qualità ambientale del suolo. (Andrén et al., 2004)

Nella “Relazione speciale 19/2023: Gli sforzi dell’UE per la gestione sostenibile del suolo – Norme senza ambizione e misure poco mirate” della Corte dei Conti Europea” è scritto *“La salute del suolo è fondamentale per l’agricoltura sostenibile. Tuttavia, il 60-70 % dei suoli dell’Unione europea (UE) è in cattivo stato di salute”* (European Court of Auditors, 2023).

La mineralizzazione della SOM varia, inoltre, in funzione delle condizioni ambientali, in particolare della temperatura e significativa può essere la perdita a seguito del previsto riscaldamento globale (di Leginio, 2014). Nonostante in Europa non esistano più zone non antropizzate, il contenuto di SOM nei suoli dei diversi paesi europei manifesta ancora l’originale gradiente ecologico. Negli Stati del Nord Europa quali Irlanda, Regno Unito, Svezia, Finlandia, Estonia e Lettonia, per lo più nelle zone umide, si misura il maggiore contenuto di SOM rispetto ai suoli delle aree del Centro e del Sud Europa, le quali mostrano una perdita di sostanza organica in alcuni superiore al 90% (de Brogniez, 2015)

Le differenti condizioni climatiche influenzano il diverso livello di equilibrio nel bilancio del carbonio tra gli ambienti centro-nord europei e quelli mediterranei: nei primi prevale una conservazione del carbonio nel suolo per effetto delle più basse velocità di degradazione della sostanza organica e il conseguente suo accumulo nel suolo, mentre nei secondi le trasformazioni sono più veloci poiché favorite dalle più elevate temperature; il contenuto di carbonio riscontrabile nei suoli è per questo inferiore (di Leginio, 2014)

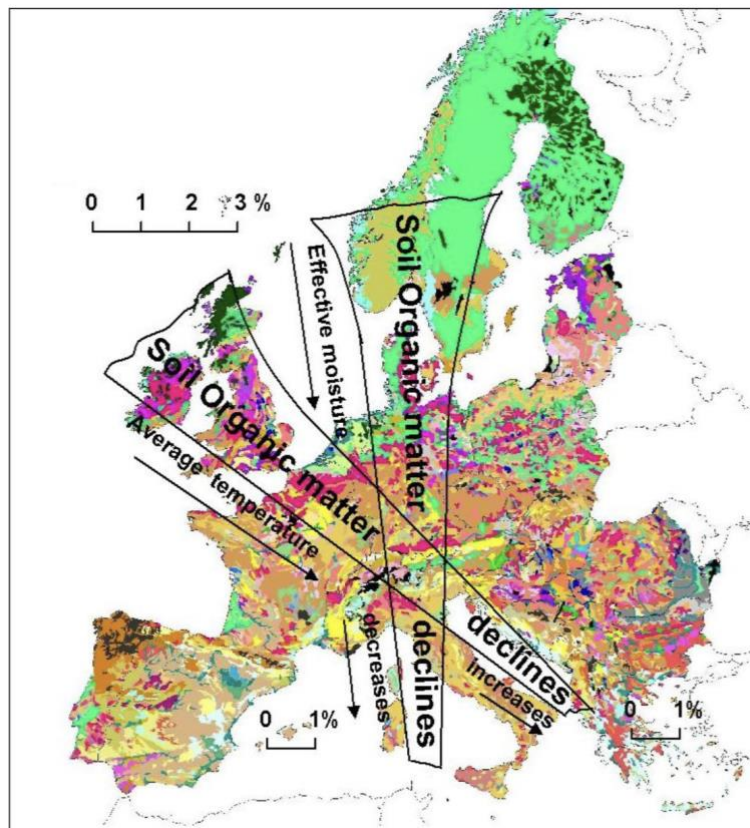


Figura 4.1: Influenza della temperatura e dell'umidità sulla sostanza organica del suolo (SOM) in Europa (Zdruli et al., 2004).

Nei paesi mediterranei le problematiche legate alla diminuzione di SOM saranno aggravate dall'incremento delle temperature medie e dalla crescente irregolarità delle piogge (Mariotti, 2015). Essendo i processi di mineralizzazione della SOM funzione del clima e della tipologia di suolo si alimentano le preoccupazioni per la futura tenuta dei sistemi agricoli.

Questa emerge come una delle principali sfide del mondo industriale di oggi. Con l'obiettivo di contrastare e mitigare gli effetti negativi dei cambiamenti molti Stati intrattengono accordi internazionali e formulano specifiche politiche finalizzate al raggiungimento di un futuro "sostenibile", in termini ambientali, sociali ed economici.

Le pratiche agricole e selvicolturali, le attività commerciali, industriali e ricreative, l'urbanizzazione e la pianificazione territoriale possono aggravare il degrado dei suoli, ma possono anche apportare soluzioni innovative per la rigenerazione della risorsa. Una chiave di volta delle politiche per la rigenerazione del suolo è l'adozione di tecnologie ambientali che permettano di ridurre gli impatti su di esso e di ripristinarne la capacità portante verso la vegetazione.

Tra le tecnologie oggi disponibili per l'abbattimento dei rifiuti e degli inquinanti, la trasformazione dei rifiuti in risorse e il riciclo dei nutrienti vi è la pirolisi.

4.1 LA PIROLISI: GENERALITÀ E CARATTERISTICHE SALIENTI DEL PROCESSO

La pirolisi, processo di decomposizione termica di materiale organico in assenza di ossigeno, sta attirando crescente interesse come tecnologia per la trasformazione di biomassa in energia e in altri prodotti valorizzabili, tra cui il biochar. Come ho scritto in precedenza, biochar è un neologismo che deriva da “biomassa + carbone” e si riferisce al solo uso come ammendante dei suoli. Il biochar è un materiale ricco di C derivato dalla decomposizione termica di biomassa in condizioni controllate di ossigeno limitato. Mediante il processo di pirolisi di biomasse, come residui agricoli, trucioli di legno, sottoprodotti forestali ed altri materiali di scarto organici, si ottiene una forma stabile di C (Masud et al., 2023). L'attuale evoluzione della tecnologia di pirolisi viene considerata una tecnologia di ‘*end of waste*’ perché consente di utilizzare in maniera efficiente molte altre matrici organiche, anche artificiali per produrre energia e materiali carboniosi. La produzione di biochar è anche riconosciuta come una *carbon sequestration methodology* in quanto dilata considerevolmente il lasso temporale necessario al carbonio pirolizzato per riconvertirsi in stato gassoso. È in linea con le attuali, e crescenti, politiche europee incentivanti lo sviluppo di mezzi utili all'abbattimento e stoccaggio di carbonio (C) con l'obiettivo di raggiungere la neutralità climatica.

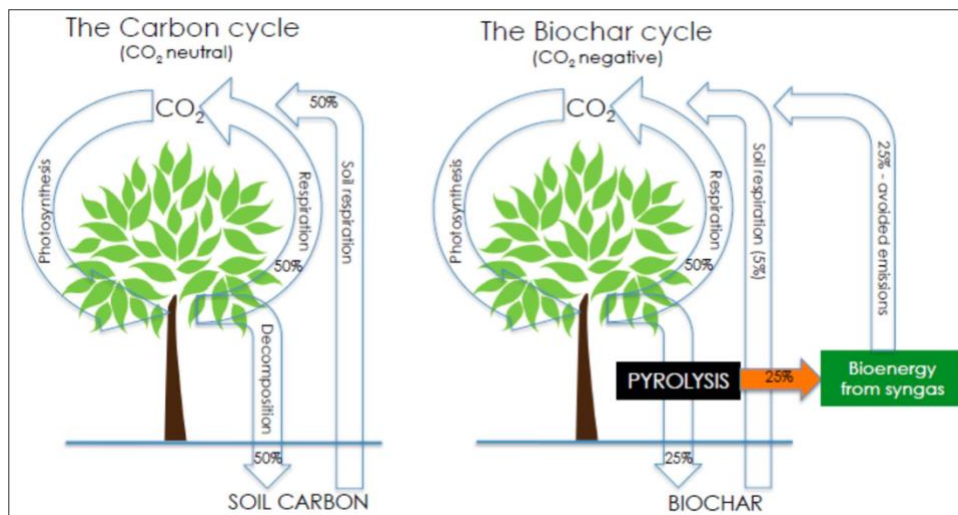


Figura 4.11: Ruolo del biochar nel sequestro del carbonio nel suolo (Baronti, 2020).

Mentre il tempo di mineralizzazione della biomassa fresca è dell'ordine di 1-2 anni, quello del C fissato tramite pirolisi è di 100-1000 anni. La struttura molecolare per lo più aromatica conferisce al biochar una notevole stabilità data l'elevata resistenza alla degradazione chimica e biologica, motivo per cui i tempi di residenza media (MRT) nel suolo sono così aumentati di molto (Lehmann e Joseph, 2015).

Grazie alle specifiche proprietà fisico-chimiche le applicazioni agro-ambientali del biochar spaziano dall'incremento di fertilità del suolo, al sequestro del carbonio, alla bonifica di suoli inquinati (Beesley et al., 2011); tuttavia, queste ampie potenzialità al momento non hanno trovato applicazione per il miglioramento della funzionalità ecologica e della salute dei suoli urbani.

4.2 PRINCIPALI PROBLEMATICHE DEI SUOLI URBANI

Il suolo urbano può essere sia di origine naturale, benché sottoposto a modificazioni di varia natura e portata, che costituito da materiali di riporto, anche artificiali ed eterogenei quali terre di scavo, residui dell'attività edilizia comunemente definiti "terre da coltivo", spesso privo di struttura e fertilità (Zhang et al., 2007). I suoli urbani hanno in genere bassa capacità di sostenere la vegetazione e impongono elevati costi di manutenzione delle aree verdi (Zou et al., 2012). In casi estremi di degradazione, la scarsa permeabilità e la bassa capacità di ritenzione idrica del suolo urbano possono provocare ulteriori

problemi all'ambiente cittadino a causa del limitato deflusso delle acque a seguito di precipitazioni abbondanti e inondazioni (Yuan et al., 2017). L'impiego del biochar come ammendante potrebbe essere una valida soluzione per migliorare le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del suolo in ambiente urbano.

5. CAMBIAMENTI CLIMATICI, AMBIENTE URBANO E SUOLI URBANI

Dai report del Gruppo Intergovernativo sul Cambiamento Climatico (IPCC), istituito nel 1988 allo scopo di fornire ai decisori politici una valutazione dei cambiamenti climatici, emerge che l'aumento della temperatura, le diverse dinamiche delle precipitazioni e la crescente concentrazione di CO₂ atmosferica porteranno a cambiamenti significativi sia negli ecosistemi naturali e, soprattutto, nell'ecosistema urbano (Ferrini e Fini, 2015). Secondo le Nazioni Unite, a livello globale, più persone vivono nelle aree urbane di quante nelle zone rurali con il 55% della popolazione mondiale che nel 2018 risiede in esse. Questa percentuale supera il 70% in Europa. In Italia il dato era già stato raggiunto nel 1990 e dal 2018 oltre 41 milioni di persone su 61 milioni vivono negli agglomerati urbani. Con l'aumento della popolazione si assisterà ad una continua crescente urbanizzazione. Si prevede un prosieguo del trend in tutte le regioni del mondo ed entro il 2050 si stima che il 68% della popolazione mondiale sarà urbana (ITPS e FAO, 2015).

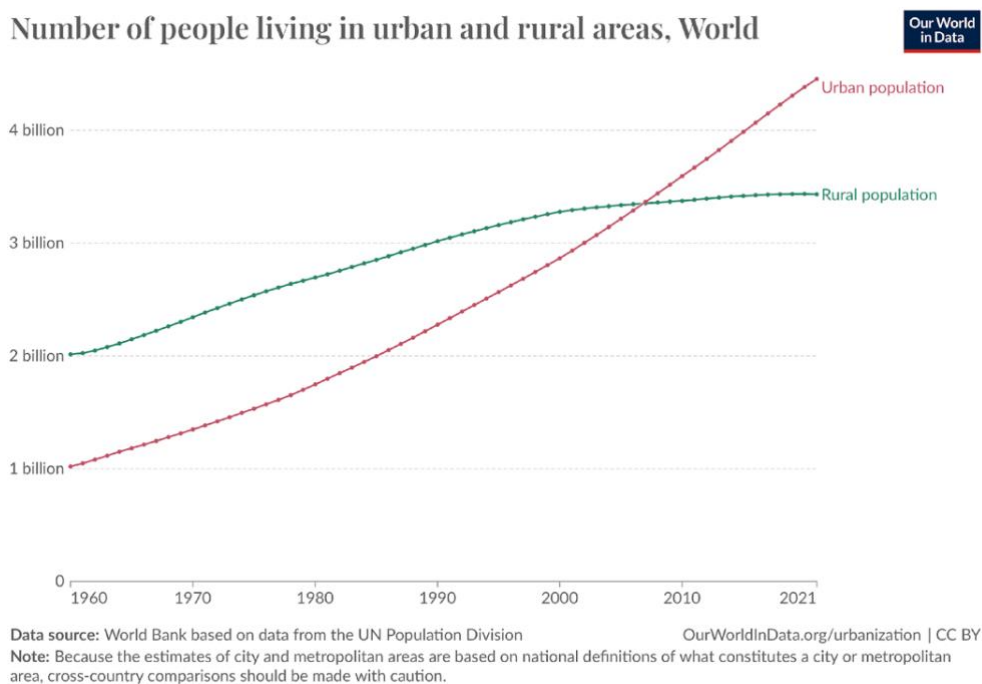


Figura 5.1: Numero di persone che mondialmente vivono in aree urbane e rurali. (World Bank based on data from the UN Population Division).

Le aree urbane hanno caratteristiche climatiche particolari; in esse si misura un maggior contenuto di inquinanti dell'aria, una radiazione solare alterata, una minore velocità del vento, una minore umidità relativa (dal 2% in inverno al 10% in estate) e una piovosità superiore (fino al 20%) che non si traduce in un contenuto idrico del suolo più elevato a causa del deflusso superficiale (*runoff*) che può arrivare anche al 70%, determinato dall'elevata impermeabilizzazione dei suoli urbani (Ferrini e Fini, 2015). Il centro delle aree urbane forma isole di calore o “*hotspots*”; la maggior parte di queste, e delle aree suburbane, mostra temperature più elevate rispetto alle loro periferie e all'ambiente rurale. Si stima che la temperatura annuale media dell'aria di una città con un milione di persone possa essere da 1 a 3 °C più elevata rispetto ai suoi dintorni e, in una notte serena e con calma di vento, questa differenza di temperatura possa raggiungere addirittura i 12 °C (Oke, 1997).

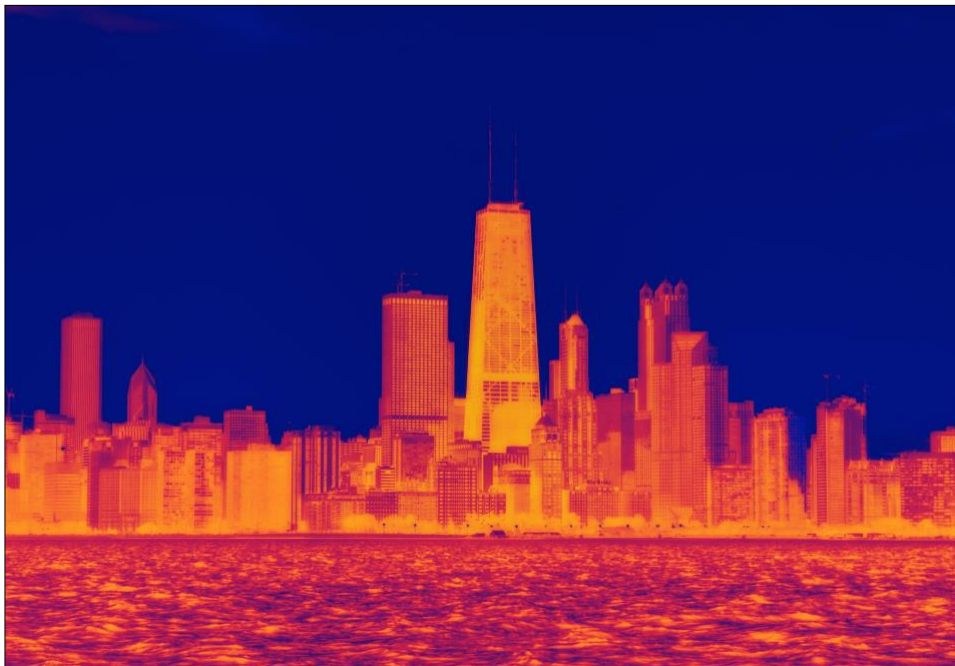


Figura 5.2: Simulazione dell'isola di calore urbana per la città di Chicago (Ferrini e Fini, 2015).

Secondo il rapporto FAO del 2015 sullo stato della risorsa suolo a scala globale, la crescita della popolazione mondiale e l'urbanizzazione sono due dei principali fattori che impattano maggiormente sulle risorse naturali quali la biodiversità, la salute ambientale, il benessere umano ed il suolo (ITPS e FAO, 2015).

Il concetto di suolo urbano venne introdotto ed utilizzato per la prima volta circa cinquant'anni fa da Zemlyanitskiy (1963) per descrivere le caratteristiche dei suoli situati nelle aree urbane. Di più recente utilizzo è il termine “*suolo antropogenico*” che colloca i suoli urbani nel contesto più ampio dei suoli alterati dall'uomo piuttosto che limitare la definizione alle sole aree urbane e suburbane. Il suolo antropogenico è parte essenziale dell'ecosistema urbano e contribuisce alla qualità della vita. È una risorsa come acqua e aria che riflette e condiziona le qualità dell'ambiente cittadino ed è differente da quello agricolo o forestale in quanto subisce l'intensa influenza delle attività umane (Orsini et al., 2023).

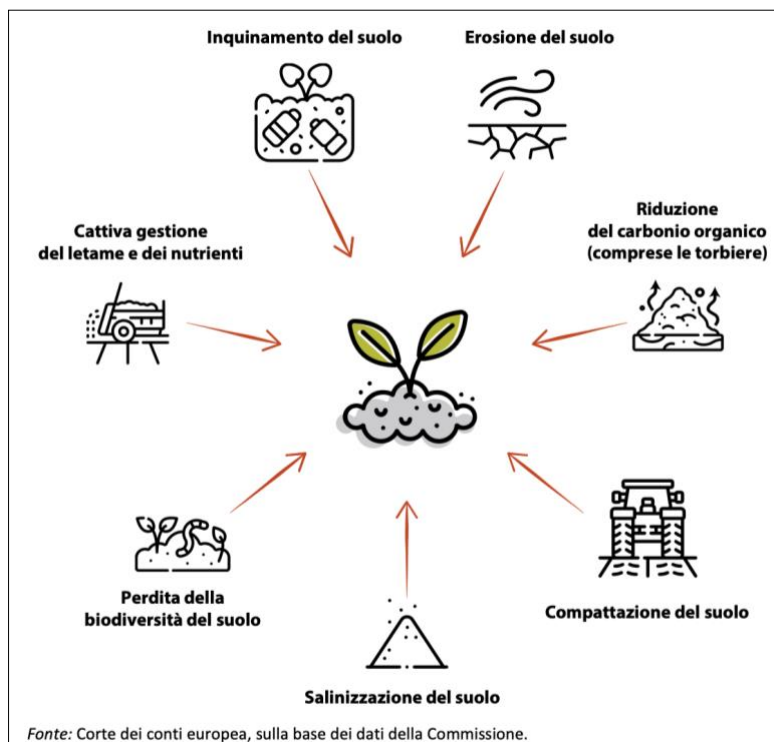


Figura 5.3: Pressioni subite dai suoli urbani (Corte dei conti europea, 2023).

L'urbanizzazione, l'attività di edificazione e infrastrutturazione, la redistribuzione e il rimescolamento delle matrici terrose spesso con l'aggiunta di altri materiali, mostrano come conseguenze la distruzione degli orizzonti, la compattazione, l'inquinamento, la copertura permanente con materiali artificiali e la rimozione parziale o totale del suolo stesso (Di Fabbio, 2008). Di conseguenza, i suoli urbani non mostrano necessariamente una stratificazione chiara e non sono direttamente correlati ai loro materiali geologici di origine.



Figura 5.4: Profilo suolo urbano (University of Georgia, 2018).

L'agenzia europea per l'ambiente (EEA - European Environment Agency) ha definito il *soil sealing* come la copertura del suolo dovuta all'urbanizzazione e alla costruzione di infrastrutture, rendendo il suolo incapace di svolgere gran parte delle proprie funzioni naturali (Barberis, 2005). L'incremento delle aree suburbane e l'espansione delle *Functional Urban Areas* (FUA), aree che risentono dell'attività della popolazione urbana a causa della creazione di nuove infrastrutture di trasporto, causa una continua e crescente perdita di superficie suolo. Stime suggeriscono che negli anni '90 si è avuta nell'EU una perdita di 10ha al giorno soltanto per la costruzione di nuove autostrade (Barberis, 2005). L'Italia si colloca tra i primi posti in Europa per il fenomeno del consumo di suolo e presenta una delle maggiori estensioni e incremento di copertura artificiale, pari a 7,10%

del territorio nazionale (negli anni 50 era 2.7%, +160%) con una superficie superiore a 21.000 km².

5.1 FUNZIONI E PROBLEMATICHE SPECIFICHE DEI SUOLI URBANI

Le aree urbane presentano uno spettro molto ampio di utilizzo del suolo: giardini pubblici e privati, campi da gioco, discariche, aree ex industriali, argini di fiumi e canali, terrapieni delle ferrovie, orti familiari e terreni dedicati all'agricoltura, che, pur essendo spesso localizzati alle periferie, sono sempre sotto l'influenza dell'area urbana. In questi ambienti i suoli possono potenzialmente fornire gli stessi servizi ecosistemici degli ambienti rurali e naturali, anche se in alcuni casi sono esauriti dalle loro funzioni di base, ad esempio a causa dell'impermeabilizzazione a supporto delle infrastrutture, che riduce o annulla la capacità di infiltrazione. Come conseguenza del sovrasfruttamento da parte dell'attività umana, molteplici problemi affliggono i suoli cittadini con impatti negativi sulla qualità dell'ambiente urbano stesso.

Tra essi vanno annoverati:

- Impermeabilizzazione o copertura permanente di aree del suolo con materiale artificiale non permeabile come asfalto, calcestruzzo, cemento ecc.
- La compattazione, causata da eccessive pressioni meccaniche.
- Lo scavo.
- La contaminazione.
- La manipolazione del suolo.
- L'alcalinizzazione, spesso indotta a causa della presenza di materiali calcarei di origine edile e all'irrigazione con acque ricche in calcare. (Orsini et al., 2023)

6. L'IMPERMEABILIZZAZIONE

Particolare attenzione va posta all'impermeabilizzazione del suolo in quanto influisce fortemente su di esso e ne compromette la funzionalità. Il terreno impermeabilizzato è sottratto agli altri usi, come l'agricoltura e le foreste, e le funzioni ecologiche del suolo, quali lo stoccaggio di carbonio e la funzione di habitat per il biota del suolo (microorganismi), sono limitate o impedito. (Barberis, 2005).

In ambito urbano è prassi rimuovere lo strato superficiale organico del suolo, responsabile della maggior parte dei servizi ecosistemici, prima dell'infrastrutturazione o dell'edificazione (Orsini et al., 2023), con conseguente perdita della vegetazione e maggior assorbimento di energia solare, creando l'effetto isola di calore (EEA, 2019). L'impermeabilizzazione, quindi, contribuisce al riscaldamento globale, mina la biodiversità (Barberis, 2005), comporta un aumento dello scorrimento superficiale e provoca un incremento in volume e in velocità del deflusso causando problemi sul controllo delle acque superficiali, soprattutto in occasione di fenomeni di pioggia particolarmente intensi. L'European Environmental Agency (EEA) ritiene che l'aumento delle alluvioni in Europa sia in parte riconducibile ai cambiamenti climatici e in parte al grave fenomeno del consumo e impermeabilizzazione del suolo che aumenta il deflusso idrico superficiale. Nei suoli naturali, il dilavamento superficiale dovuto alla pioggia è dell'ordine del 10%, mentre aumenta fino al 75% nei suoli fortemente antropizzati e impermeabilizzati. La **Figura 6.2** mostra la percentuale di impermeabilizzazione di suolo secondo ISPRA sul territorio italiano.

Le superfici impermeabilizzate ostacolano anche la ricarica delle falde acquifere e incrementano i rischi di inquinamento della risorsa idrica, ponendo il *soil sealing* in netto contrasto con le politiche di sviluppo sostenibile.

Tra i principali effetti indotti sull'ecosistema suolo dall'impermeabilizzazione, riassunti in **Figura 6.1**, si annovera:

- Perdita di biodiversità
- Perdita di carbonio organico
- Ridotto o impedito assorbimento di pioggia
- Ridotta evapotraspirazione
- Aumentato assorbimento di energia solare

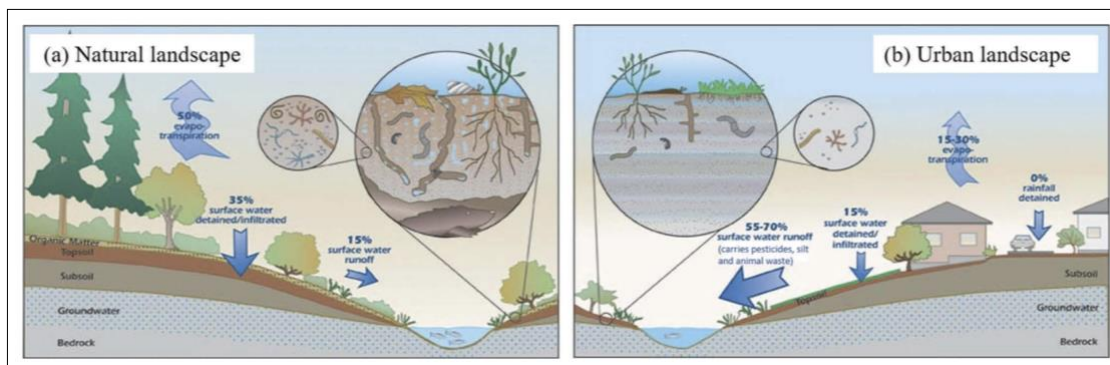


Figura 6.1: Differenze nel movimento dell'acqua tra paesaggio naturale e paesaggio urbano disturbato. (A) Movimento dell'acqua nel paesaggio naturale con copertura vegetale. (B) Movimento dell'acqua in un paesaggio urbano disturbato con superfici impermeabili e vegetazione naturale limitata. (Tomoyoshi e Kawai, 2018).

Essendo i suoli urbani alla base di molti servizi ecosistemici fondamentali per il benessere umano e la resilienza urbana, si comprende la necessità di tutela e l'importanza di implementare nuove tecnologie a sostegno.

In aggiunta, una migliore comprensione dell'impatto dei cambiamenti nell'utilizzo del suolo urbano sulle funzioni del suolo stesso e sui processi biologici risulta cruciale per lo sviluppo di politiche di pianificazione territoriale sostenibile e per il potenziamento dei servizi ecologici offerti dall'ambiente urbano.

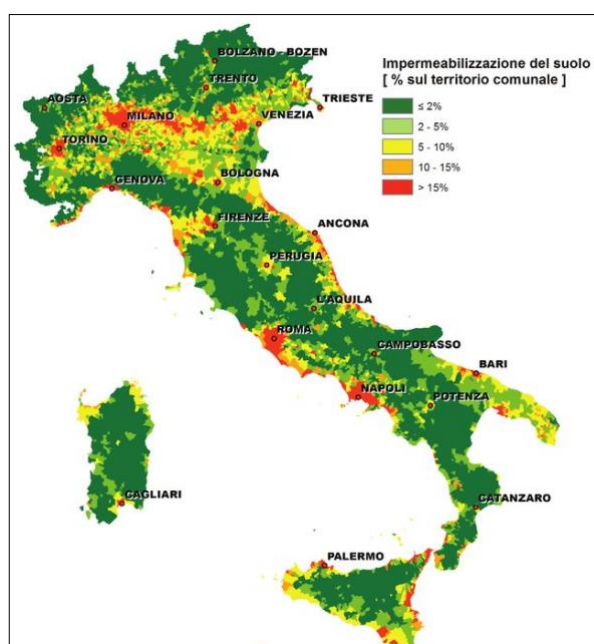


Figura 6.2: L'impermeabilizzazione del suolo in Italia nel 2009 secondo l'ISPRA (Iovino, 2014).

7. IL BIOCHAR

A fronte di quanto detto finora, tra le possibili soluzioni volte a migliorare la qualità dei suoli urbani, terreni caratterizzati bassa porosità e alta impermeabilità con ridotta capacità d'infiltrazione, minore stoccaggio e disponibilità idrica, vi è la bonifica del suolo con maniera organica. Questa può arricchire il suolo e favorire la crescita degli alberi in terreni degradati (Day e Bassuk, 1994). L'aggiunta di materia organica (OM) di rapida decomposizione come il compost, ammendante diffuso e conosciuto, può migliorare la struttura e la porosità del suolo, favorendo il movimento dell'acqua e dei gas e permettendo una sana crescita delle radici e della vegetazione. (Somerville, 2020). Di crescente interesse è però lo studio di altre forme più stabili di OM, meno recalcitranti, capaci di mantenere inalterate le proprie caratteristiche chimico fisiche e favorenti il miglioramento a lungo termine delle proprietà del suolo. Tra queste il biochar. (Agegnehu et al., 2017).



Figura 7.1: Aspetto del biochar (Kari Kohvakka, 2018).

7.1 LA PIROLISI

Le caratteristiche fisiche del biochar dipendono da due principali fattori:

1. I sistemi di carbonizzazione o pirolisi con cui il biochar viene prodotto.
2. La sostanza organica di partenza (Tumminelli, 2012).

Il biochar viene prodotto mediante la pirolisi di biomassa, ovvero la combustione parziale di questa in un ambiente in totale o quasi totale assenza di ossigeno (Tumminelli, 2012). In un sistema controllato in cui viene fornita dell'energia alla maniera prima tale da rompere i legami strutturali del composto, si causerà la formazione di molecole più semplici che non potranno reagire con l'ossigeno a causa delle condizioni anossiche. La reazione prende il nome di “*omolisi termicamente indotta*”. Durante la pirolisi, la perdita di massa è limitata all'evoluzione dei composti organici volatili e dall'umidità residuale, mentre il biochar prodotto mantiene una porosità che rispecchia la struttura cellulare originale della biomassa di partenza (Wildman e Derbyshire, 1991). La pirolisi è una tecnologia sviluppata da oltre un secolo ma impiegata per la produzione di energia e la conversione di biomassa soltanto con lo sviluppo di forni a scala industriale. In senso moderno la pirolisi è un processo di decomposizione termochimica in atmosfera inerte che permette la conversione di un materiale organico in tre sottoprodotti: un *solido* ricco in carbonio, una frazione *liquida* (bio-olio) e una *miscela di gas* (syngas). La frazione solida rappresenta 20 – 30% in peso del materiale iniziale. Si definisce a base carboniosa per l'elevato contenuto di carbonio. La frazione liquida rappresenta 50 – 60% in peso ed è composta da un bio-olio che si forma a seguito della depolimerizzazione di cellulosa, emicellulose e lignina e può essere utilizzata come combustibile per alimentare il processo stesso. La frazione gassosa costituisce il 15 – 30% in peso ed è composta prevalentemente da idrogeno (H₂), monossido di carbonio (CO), anidride carbonica (CO₂) e idrocarburi leggeri, generalmente utilizzata per produrre corrente, calore per essiccare le biomasse di partenza o per produrre energia elettrica da immettere in rete (Tumminelli, 2012).

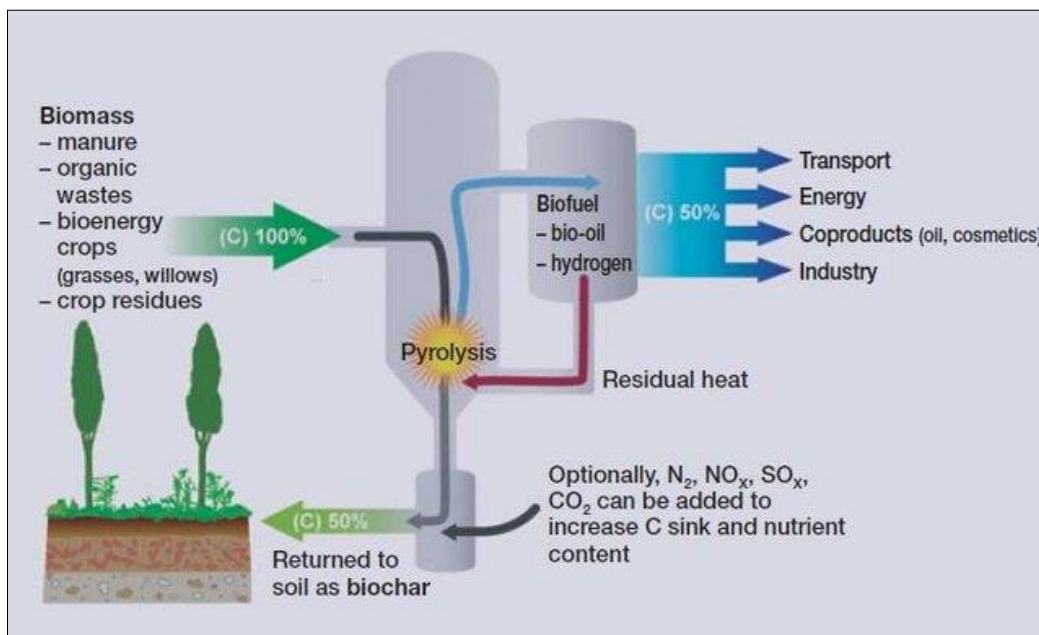


Figura 7.11: Rappresentazione processo di pirolisi. (Gholamahmadi, 2020).

Una curiosità: durante il periodo compreso tra le due guerre mondiali, l'industria automobilistica ha sperimentato l'uso della pirolisi per produrre veicoli alimentati a "gasogeno". Il gasogeno rappresenta la fase gassosa della pirolisi, utilizzata come combustibile per i motori a combustione interna. Questa tecnologia, sebbene oggi poco diffusa, costituiva una soluzione innovativa per affrontare le limitazioni dei combustibili tradizionali durante quell'epoca.

7.2 SLOW, FAST e FLASH PIROLISI

Il processo avviene normalmente nell'intervallo di temperatura compreso tra 300 – 900 °C e per tempi variabili, da pochi secondi a ore (Gabhane, 2020).

Sulla base di questi parametri si possono distinguere tre diverse tipologie di processo:

- *Pirolisi lenta o Slow Pyrolysis*: caratterizzata da basse velocità di riscaldamento, da temperature relativamente basse, 300-400°C, e da un lungo periodo di permanenza a tali temperature.

È il processo che massimizza la produzione di biochar, con una resa del 35-45 % della biomassa secca iniziale.

I prodotti secondari sono: bio-olio ~ 25 - 35 % e syngas ~ 20 - 30%.

- *Pirolisi veloce o Fast Pyrolysis*: ottenuta con temperature tra i 500 e 650 °C, si ottengono prodotti gassosi che raggiungono l'80% del peso della sostanza secca iniziale. Si caratterizza da elevati gradienti termici ($\approx 100^\circ\text{C/s}$), e presenta tempi di residenza molto brevi (secondi).

È impiegata per ottenere elevate rese di bio-olio (oltre il 50 %), in quanto, date le alte temperature e l'assenza di ossigeno, è in grado di liquefare la biomassa solida in un liquido con un alto potenziale energetico.

- *Flash pirolisi*: condotta con temperature pari o superiori a 650 °C e tempi di permanenza molto ridotti a tali temperature, inferiori ad 1 secondo; consente di ottenere un 60% di prodotti liquidi.

La flash pirolisi ad oggi è uno dei processi termochimici più promettenti per la produzione di bioolio dato che consente di trasformare la biomassa in un prodotto liquido ad elevato contenuto energetico, utilizzabile per sostenere lo stesso processo, ma anche trasportabile e conservabile senza problemi di alterazione. Generalmente, all'aumento della temperatura di processo, la resa di biochar prodotto diminuisce mentre la produzione di syngas e bio-oil aumenta (Illich, 2023). Secondo uno studio condotto da Steiner ed altri del 2008, il processo di flash pirolisi, data la quantità di olii prodotta, può causare l'accumulo di questi sulla superficie del biochar. La presenza di bio-oli potrebbe risultare tossica per le piante e i microrganismi del suolo. Le popolazioni microbiche che si stabiliranno sulla superficie del biochar saranno quelle in grado di sviluppare enzimi capaci di degradare i substrati presenti.

7.3 PRINCIPALI PARAMETRI DI PROCESSO

I principali parametri di processo da tenere in considerazione durante la pirolisi, a causa del loro stretto legame con le proprietà finali del biochar sono:

- La velocità di riscaldamento.
- La più alta temperatura di trattamento (highest treatment temperature, HTT)
- La pressione.

- Il tempo di residenza delle reazioni.
- Il recipiente di reazione (orientazione, dimensioni, regime di miscelazione, catalisi, ecc.).
- Pre-trattamenti (essiccamento, comminuzione, attivazione chimica, ecc.).
- La portata delle componenti accessorie (azoto, CO₂, aria, vapore ecc.) e post-trattamenti (frantumazione, setacciatura, attivazione, ecc.).

Alla temperatura di circa 120°C la materia organica inizia a subire delle decomposizioni termiche, scissione di una specie chimica in più specie chimiche, che portano alla perdita di umidità chimica, liberando H₂O.

Nell'intervallo tra 200°C e 260°C viene degradata l'emicellulosa.

L'emicellulosa subisce la depolimerizzazione per formare oligosaccaridi.

La reazione procede attraverso una serie di meccanismi, tra cui la decarbossilazione, il riarrangiamento intramolecolare, la depolimerizzazione e l'aromatizzazione per produrre biochar o il composto si decompone in syngas e bio-oil (Huang, Jinbao, et al., 2012).

La cellulosa tra 240°C e 350°C.

Il meccanismo di decomposizione della cellulosa è rappresentativo in quanto riduce notevolmente il grado di polimerizzazione delle sostanze ottenute.

La cellulosa e le emicellulose sono costituite da semplici monomeri di zucchero, che si decompongono a una temperatura inferiore a 450 °C (Lee et al. 2013). Questi due composti hanno un peso molecolare inferiore a quello della lignina e vengono facilmente rilasciati come vapori pirolitici (Tomczyk et al. 2020).

La lignina tra 280°C e 500°C.

A differenza del meccanismo di decomposizione della cellulosa e dell'emicellulosa, le reazioni di decomposizione della lignina sono più complesse. La lignina è un polimero amorfo e idrofobo con un alto peso molecolare e numerosi gruppi funzionali dalla sottostruttura aromatica.

Il legame della lignina rompendosi porta alla produzione di radicali liberi. Questi radicali liberi catturano i protoni di altre specie con conseguente formazione di composti decomposti (Mu et al., 2013).

La HTT è tra tutti i parametri quello da tenere maggiormente in considerazione in quanto influenza i cambiamenti fisici fondamentali che avvengono nella biomassa quali rilascio di composti volatili, formazione e rilascio di intermedi di reazione (Tumminelli, 2012). Ad esempio, l'aumento della temperatura di pirolisi causa modifiche nella porosità superficiale del biochar aumentandone progressivamente l'area (Bonelli et al., 2012). Ciò è dovuto alla più rapida e completa decomposizione delle strutture cellulari che vengono rilasciate sotto forma di composti organici volatili (Shaaban et al., 2014). La quantità di radicali liberi presenti sulla superficie del biochar aumenta con l'aumentare della HTT con il massimo raggiunto a HTT comprese tra 500 e 600°C. Il biochar prodotto in tale range è molto reattivo nei confronti delle ossidazioni, gli elettroni sulla superficie vengono impiegati in legami rendendolo pirogenico (Bradbury e Shafizadeh, 1980). Cheng et al (2008), hanno dimostrato come il biochar appena prodotto abbia in genere una bassa capacità di scambio cationico (CSC) rispetto alla SOM ma a seguito dell'esposizione ad acqua e ossigeno, avvengono reazioni di ossidazione spontanee con il risultato di un forte aumento della sua CSC.

Un altro caso di studio ha dimostrato che il biochar ottenuto con temperature di processo pari a circa 500 °C mostra capacità di scambio cationico più elevata rispetto ad altri biochar generati ad altre temperature (Gai, et al., 2014). L'aumento della temperatura favorisce l'aumento dell'area superficiale, d'altra parte le più alte temperature di processo sfavoriscono la formazione di mesopori e macropori e favoriscono i micropori (Kloss et al., 2012). La massima temperatura di processo è un parametro cruciale da considerare nella produzione dell'ammendante poiché può variare notevolmente in base allo scopo. Alte velocità di riscaldamento, incrementi di pressione, alte HTT, alti contenuti di ceneri (o basso punto di fusione delle ceneri) possono essere tutte cause di perdita di area superficiale e di porosità. Le alte velocità di riscaldamento spiegano la mancanza di struttura nel biochar a causa dello scioglimento delle strutture cellulari annesse a trasformazioni plastiche (Biagini e Tognotti, 2003). Con temperature di processo oltre i 600° il biochar aumenta la sua natura idrofobica e presenta una minore porosità, conseguenza dell'aumento dell'isotropia delle strutture aromatiche che rimangono però più o meno ruotate le une rispetto alle altre. Ghani ed altri (2013) hanno riportato che in processi di pirolisi caratterizzati da HTT massime <500°C, la lignina non è convertita in un prodotto idrofobico, cosa che invece si è verificata con temperature superiori i 650 °C.

Temperature eccessivamente elevate (~900°) causano liquefazione della biomassa. Ciò spiega la diminuzione di porosità. Inoltre, con le elevate temperature si misurano concentrazioni minori di gruppi funzionali contenenti H e O a causa della disidratazione e deossigenazione della biomassa. Essendo questi correlati alle proprietà idrofobiche e idrofiliche del biochar, in quanto possono agire come donatori o accettori di elettroni, la loro diminuzione comporta un aumento dell'idrofobia dell'ammendante (Tomczyk et al. 2020). Ciò può causare una potenziale ritenzione di prodotti chimici idrofobici, come gli erbicidi (Sopeña et al. 2012).

Si è inoltre dimostrato, mediante uno studio condotto da Garcia e Perez (2008) che vi è una correlazione tra biochar prodotti a temperature superiori a 700 °C e presenza di idrocarburi policiclici aromatici definiti collettivamente dall'acronimo IPA, (*PAH*, *polycyclic aromatic hydrocarbons*), idrocarburi costituiti da due o più anelli aromatici condensati cancerogeni/mutagenici (Granatstein et al. 2009), la cui concentrazione deve essere inferiore a 1 mg/kg. In genere, i biochar prodotti a temperature più basse, ad esempio 350 - 600°C, hanno concentrazioni minori di IPA. Pertanto, il biochar utilizzato come ammendante del suolo agrario è prodotto a temperature comprese nel range sopra indicato (Novak et al. 2009).



Figura 7.31: Immagini SEM di tre tipi di biochar ottenuti in condizioni diverse confrontate con la biomassa: (a) materia prima, (b) prodotto da pirolisi lenta, (c) prodotto da pirolisi veloce, (d) prodotto da gassificazione (Rotante, 2016).

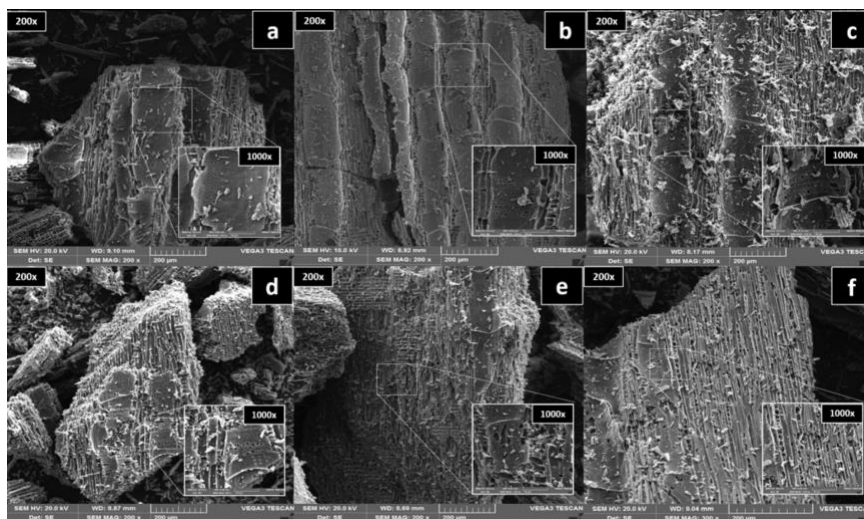


Figura 7.32: Immagini di microscopia elettronica a scansione (SEM) di biochar derivato dal legno di eucalipto prodotte a ingrandimenti di 200× e 1000× a diverse temperature di pirolisi: (a) 450 °C; (b) 550 °C; (c) 650 °C; (d) 750 °C; (e) 850 °C; e (f) 950 °C. (Chaves Fernandes et al., 2020).

7.4 IL PROCESSO DI PIROLISI LENTA

Le tecniche di produzione di biochar vengono continuamente modernizzate per migliorare il tasso di produzione e la qualità; crescenti sono gli studi che si distaccano dal metodo convenzionale di produzione, ovvero mediante pirolisi lenta (Gabhane, Jagdish et al. 2020). Ciononostante, il processo di pirolisi lenta, o a bassa temperatura, rappresenta ad oggi ancora la pratica maggiormente impiegata per la produzione di biochar, in quanto permette di ottenerne una resa più elevata.

Come specificato in precedenza, mediante il processo di *Slow pyrolysis* l'efficienza di produzione di biochar (frazione solida) è pari a ~ 35 - 45% della biomassa di partenza. Una percentuale maggiore rispetto ad altri processi.

Esso consta di tre macroprocessi fortemente influenzanti le proprietà finali del prodotto ottenuto.

1. *Pre-pirolisi*: nella prima fase di produzione del biochar si porta la biomassa organica di partenza dalla temperatura ambientale ad una temperatura di ~ 200° C mediante un essiccatore, o dryer.

La velocità di riscaldamento è di circa 5–7 °C al minuto (Gabhane, 2020).

Durante la pre-pirolisi si assiste all'evaporazione dell'umidità e dei composti volatili leggeri contenuti nel materiale organico.

L'essiccazione causa la rottura dei legami e la formazione di idroperossido (radiale HO₂), gruppi carbossilici –COOH e carbonilici –C=O (E. Cárdenas-Aguiar, 2019).

La biomassa va dunque incontro ad una disidratazione e ad una lieve depolimerizzazione della cellulosa.

2. *Pirolisi principale*: Nella seconda fase, la biomassa viene portata alla temperatura desiderata di processo, a cui consegue una volatilizzazione e decomposizione dell'emicellulosa e della cellulosa (Tomczyk, 2020).
3. *Formazione del prodotto carbonioso*: In ultima fase si decompone la lignina ed altra materia organica con legami chimici più forti, ottenendo così il prodotto finale, il biochar. A differenza della massima temperatura di trattamento, del tempo di permanenza a tale temperatura e ad altri parametri precedentemente discussi, si ottiene un prodotto con specifica struttura e proprietà fisico-chimiche, determinando

direttamente gli effetti che il biochar indurrà nel terreno quando applicato come ammendante (Mukherjee, 2011).

Durante la fase di disidratazione vi è l'allontanamento dei composti organici volatili, H e O come acqua, H₂, CO e CO₂ (Antal e Grønli, 2003). H e O hanno in proporzione tassi di allontanamento molto superiori rispetto al C. Il contenuto di C in peso passa da un 40-50% nella biomassa iniziale, a un 70-80% dopo la fase di pirolisi e a più del 90% dopo la carbonizzazione (Antal e Grønli, 2003).

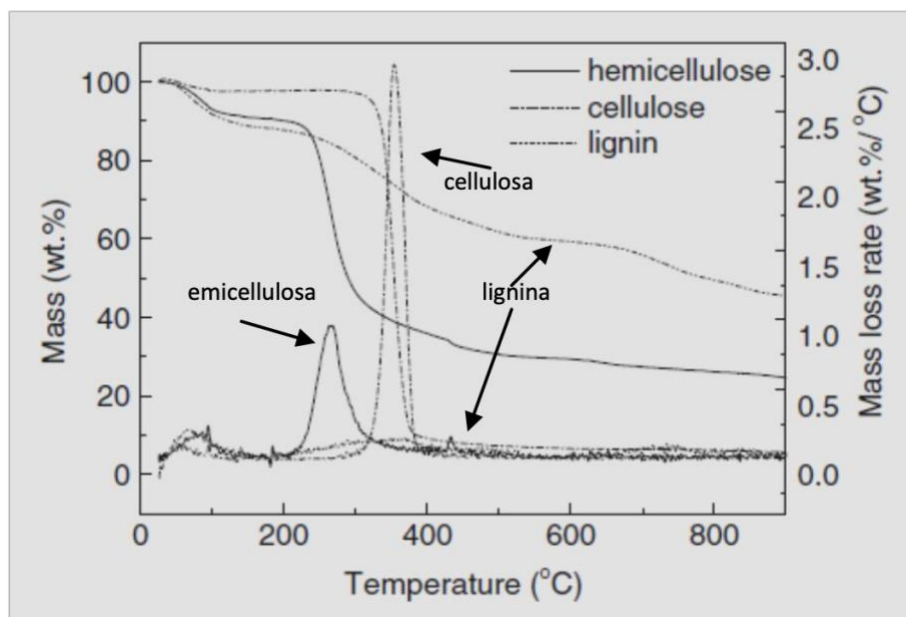


Figura 7.41: Decomposizione dei componenti ligeno cellulosici tramite analisi termogravimetrica (TGA) (Conti, 2013).

7.5 BIOMASSA DI PARTENZA

La pirolisi ed i parametri di processo sono particolarmente importanti ma nel determinare il prodotto finale influisce anche il tipo di biomassa utilizzata. A diverse biomasse organiche in input corrispondono differenti metodologie di produzione, poiché, a seconda della composizione chimica del prodotto iniziale o del prodotto finito desiderato muta il processo di conversione da adottare (Illich, 2023).

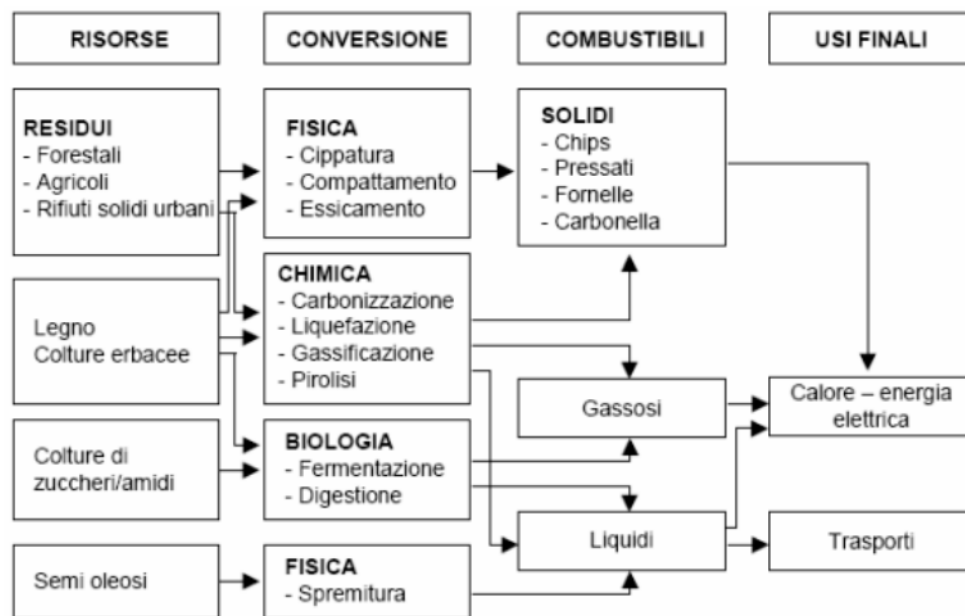


Figura 7.51: Schema di sintesi dei possibili percorsi di trasformazione della biomassa nelle filiere agroenergetiche (Romer, 2002).

Per la produzione di biochar mediante processo di pirolisi possono essere impiegate una vasta gamma di biomasse organiche, tra cui sottoprodotti agricoli, quali paglie, stocchi, sarmenti, potature, vinacce, sanse ed altri residui, prodotti agro-forestali o biomasse forestali.

Una specie piuttosto che un'altra o anche solo un organo rispetto ad un altro differiscono per composizione chimica, ad esempio presentando diversa composizione in concentrazioni di emicellulose, cellulose e lignina (Sjostrom, 1993). Differenti concentrazioni di partenza associate a diversi specifici processi pirolitici determinano la rottura o scissione e conversione in energia di una specie chimica ed influenzano la composizione elementare del biochar finale (Sjostrom, 1993; Demirbas, 2001). Il biochar prodotto presenterà specifiche percentuali di polimeri scissi a differenza della loro concentrazione iniziale e della temperatura di processo. Gundale e DeLuca, (2006), scrivono che la temperatura di pirolisi e il tipo di materiale usato determinano la formazione di biochar con caratteristiche diverse, tra cui, fra le proprietà di interesse agronomico, le concentrazioni di nutrienti, la capacità di scambio cationico (CEC) e il valore di pH (Gundale e DeLuca, 2006) che ne definiranno il possibile utilizzo.

Materia prima	Composizione elementare (%)			
	C	H	N	O
Tronchi di faggio	87,9	2,9	0,6	10,6
Residui di colza	66,6	2,5	6,1	24,3
Corteccia di legno	85,0	2,8	-	12,2
Gambo di cotone	72,2	1,2	-	26,6
Legno di noccioli	95,6	1,3	-	3,1

Figura 7.52: Composizione elementare di biochar derivanti da differenti materie prime (Demirbas, 2001).

Durante le conversioni termiche si conserva una porosità rudimentale derivata dalla struttura originale del materiale. Le composizioni chimiche - strutturali della biomassa di partenza hanno un ruolo centrale nel definire la natura fisica del biochar prodotto influenzando e definendo le priorità e caratteristiche (Laine et al., 1991).



Figura 7.53: Differenti materie prime ed i rispettivi biochar ottenuti (Baronti, 2020).

Le biomasse provenienti dall'agricoltura, dall'industria alimentare e forestale sono le principali fonti di materia prima (Tomczyk et al., 2020), ma come specifico più dettagliatamente nel paragrafo 16, oltre alle caratteristiche chimiche e fisiche del biochar, il suo utilizzo come ammendante dei suoli agricoli è disciplinato dalla normativa agraria, in particolare il D.Lgs 75/2010, e dal regolamento UE 1009/2019, che al momento limita le biomasse ammesse a legni vergini. La biomassa legnosa ha di solito un contenuto di cellulosa, emicellulosa e lignina più elevato rispetto alla biomassa di specie erbacee

(Keiluweit et al., 2010). Inoltre, il biochar derivato dal legno ha un contenuto di ceneri inferiore rispetto al biochar non derivato dal legno (Mukome et al., 2013). Il basso contenuto di ceneri rende il biochar più adatto al trasporto e all'incorporazione nel suolo poiché vi è una minore perdita dovuta dal vento (Mukome et al., 2013).

Secondo uno studio condotto da Major nel 2010 è emerso che il vento può essere causa di perdite fino al 28% del quantitativo di biochar applicato. Come riportato nell'ambito del progetto "WOOD-UP" in collaborazione tra la Libera Università di Bolzano e il Centro di Sperimentazione Agraria e Forestale di Laimburg, una possibile soluzione alla perdita di biochar a causa del vento può essere la bagnatura terreno prima dell'aggiunta dell'ammendante (Aguzzoni, 2020). Tale pratica non solo sembra diminuire la perdita di biochar ma sembra anche mitigare gli effetti negativi indotti dall'ammendante sui lombrichi, prevenendone l'essiccazione. Alcuni studi riportano conseguenze negative a breve termine causate dal biochar sull'attività dei lombrichi nel suolo. L'effetto negativo sulla popolazione sembra essere correlato all'aumento del pH indotto dal biochar ed ai cambiamenti di umidità nel terreno. L'umidità insufficiente potrebbe essere un fattore chiave che influenza l'attività del lombrico e per evitare l'essiccazione degli invertebrati e consentire la loro normale attività metabolica si è mostrato utile bagnare il terreno prima o immediatamente dopo l'applicazione dell'ammendante nel suolo (Li, et al., 2011).

7.6 PROPRIETÀ DEL BIOCHAR RILEVANTI PER IL SUOLO

La variabilità nei processi e della biomassa di partenza causa disomogeneità nelle proprietà fisico-chimiche del biochar (Antal & Gronli, 2003). Il biochar è tipicamente caratterizzato da macrofratture che possono dipendere sia dalla biomassa inizialmente impiegata, sia dai processi termici subiti da quest'ultima (Byrne e Nagle, 1997). La struttura molecolare del biochar definisce la sua area superficiale e determina la porosità. L'area superficiale è la somma delle superfici esterne delle particelle che compongono quella sostanza ed assieme alle caratteristiche chimiche di superficie, determina la sua capacità di adsorbimento (Yashica et al., 2020). È misura dell'estensione della superficie disponibile per interagire con altre sostanze o per svolgere reazioni chimiche. Idealmente, una maggiore area superficiale indica che ci sono più superfici

disponibili per interazioni con altre molecole o sostanze nell'ambiente circostante. Essa è una caratteristica molto importante per un suolo, così come per alcuni ammendanti, dato che influenza tutti gli aspetti legati alla fertilità del suolo stesso come, contenuto d'acqua e d'aria, cicli dei nutrienti e attività microbica. Ad esempio, la bassa capacità dei suoli sabbiosi di trattenere acqua e nutrienti è parzialmente collegata alla bassa area superficiale di tali suoli (Throe e Thompson, 2005). Le sabbie grossolane hanno una superficie specifica pari a dell'ordine di $0,01 \text{ m}^2/\text{g}$. Diversamente, le argille hanno valori compresi dai $5 \text{ m}^2/\text{g}$ ai $750 \text{ m}^2/\text{g}$, ed i suoli contenenti un'ampia frazione di queste si caratterizzano da una maggiore capacità di trattenere l'acqua ed elementi nutritivi (Throe e Thompson 2005). In tal senso l'aggiunta di biochar può risultare vantaggiosa per entrambi i suoli, aumentando la superficie specifica in terreni sabbiosi, favorendo la trattenuta idrica e di nutrienti. Nei suoli con elevata superficie specifica l'aggiunta del biochar favorisce invece l'aerazione. Di nota il fatto che un'eccessiva trattenuta idrica sfavorisce l'aerazione favorendo condizioni di anaerobiosi. L'impiego va dunque attentamente valutato.

Ricerche condotte con l'obiettivo di determinare la struttura microscopica del biochar hanno sottoposto l'ammendante a diffrazione *a raggi X*. Ne risulta che la conformazione sia in generale amorfa, priva di ordine a lungo raggio nelle posizioni degli atomi o delle molecole che lo costituiscono, con all'interno alcune strutture cristalline formate da componenti aromatici altamente coniugati. Le altre parti che completano la struttura del biochar sono composti organici alifatici e aromatici di struttura complessa (compresi residui volatili) e componenti inorganici (ceneri inorganiche). Nell'insieme la struttura presenta pori (macro, meso e micro-pori) e fratture la cui morfologia dipende dalla biomassa di origine (Tumminelli, 2012).

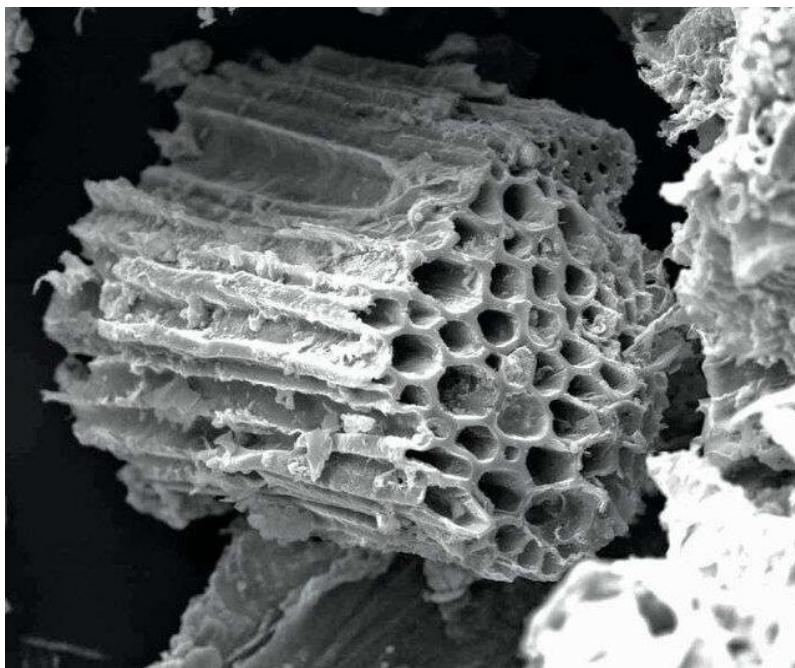


Figura 7.61: Immagine della struttura porosa del biochar, ottenuta mediante microscopio a scansione elettronica (SEM) (Gąsior et al., 2017).

I composti volatili possono restare intrappolati nei pori del biochar (Mukherjee et al. 2011) ed essere rilasciati anche dopo molto tempo dall'incorporazione dell'ammendante nel suolo. In aggiunta, all'aumentare della temperatura, i composti aromatici con collegamenti incrociati di tipo casuale tendono a disporsi in modo parallelo rimanendo però più o meno ruotati gli uni rispetto agli altri. Questo tipo di struttura a maggior ordine cristallino, detta *turbostratica*, lascia vuoti di varie dimensioni, contribuendo all'aumento della porosità del biochar (Emmerich et al, 1987).

All'incremento della HTT è associato un aumento della resistenza alla decomposizione microbica (Xie et al. 2015). Temperature di reazione comprese tra i 350–650 °C rompono e riorganizzano i legami chimici nella biomassa, formando nuovi gruppi funzionali quali il gruppo carbossilico (-COOH), carbonilico, OH- fenolico (Mia et al. 2017) che con le loro cariche negative ne aumentano la reattività (Boemh, 1994, 2002) ma anche la repulsione tra i dei foglietti carboniosi ordinati favorendo una struttura amorfa e porosa (Laine e Yunes, 1992). L'abbondanza di gruppi carbonilici e fenolici, insieme alla concentrazione relativamente elevata di cationi di metalli alcalini e alcalino-terrosi, non

volatili, è responsabile dell'alcalinità complessiva del biochar, che in genere dopo la sua produzione ha valori di pH compresi tra 8.00 e 12.00.

Durante il riscaldamento della biomassa iniziale, può verificarsi un riempimento dei pori con catrami, composti volatili condensati e altri prodotti amorfi di decomposizione, i quali possono parzialmente bloccare la microporosità creata (Bansal et al, 1998), riducendo la continuità dei pori (Pulido-Novicio e al, 2001).

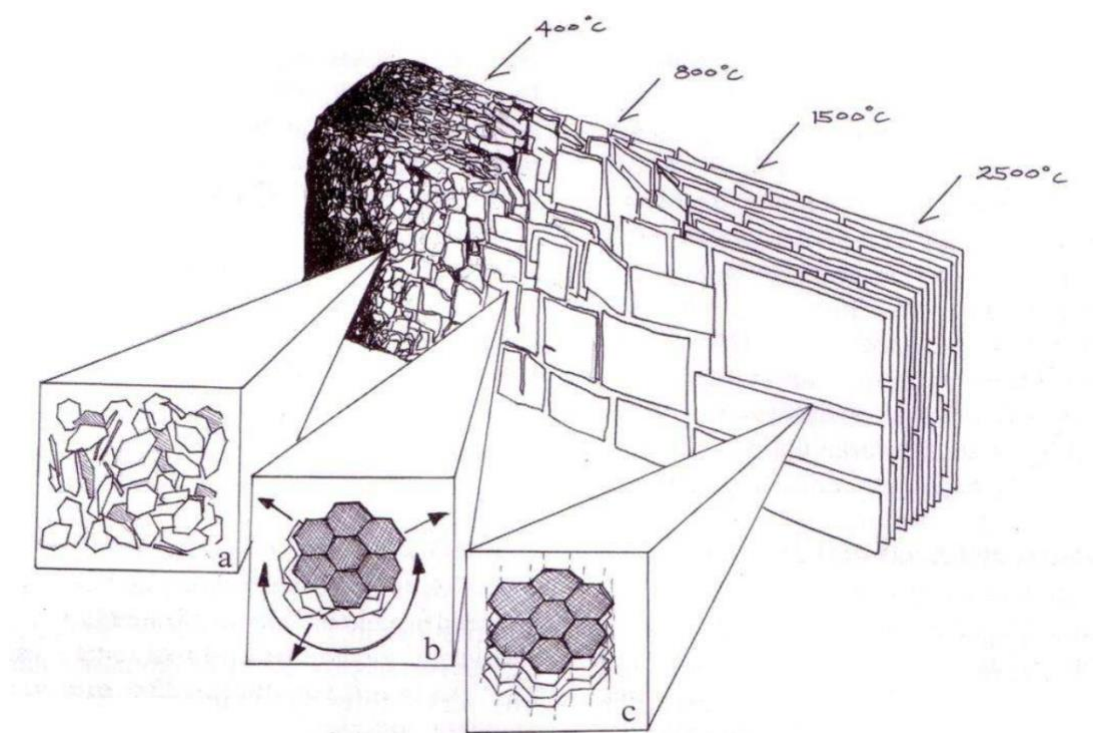


Figura 7.62: Effetto della temperatura di pirolisi sul biochar (Tumminelli, 2012).

7.7 POROSITÀ DEL BIOCHAR

I micropori (diametro < 2 nm) influiscono molto sull'area superficiale del biochar e sono responsabili dell'alta capacità di adsorbimento su molecole di piccole dimensioni come gas e comuni solventi (Rouquerol et al, 1999). La loro presenza in biochar impegnati come ammendanti è importante in quanto, oltre alle caratteristiche adsorbenti, si mostrano più efficienti dei meso e macropori nel richiamare acqua per capillarità (Certini e Ugolini, 2021).

Le alte temperature associate ad alti tempi di ritenzione tendono a generare un elevato numero di micropori. Cetin ed altri (2004) dimostrarono che il biochar generato a pressione atmosferica con basse velocità di riscaldamento era principalmente composto da micropori, mentre la stessa biomassa trattata con un'elevata velocità di riscaldamento produceva biochar ricco di macropori (Cetin e al., 2004).

I macropori sono fondamentali in quanto fungono da pori utili per il trasporto di molecole giunte nei meso e micropori e che vengono adsorbite, stoccate e messe a disposizione per la vegetazione (Wildman and Derbyshire, 1991). Sono essenziali per la vita di un suolo e favoriscono l'aerazione e le funzioni idrologiche (Throe e Thompson, 2005).

La presenza di macropori nel biochar permette lo scambio gassoso; detengono un ruolo rilevante nel movimento delle radici della vegetazione e sono l'habitat di uno svariato numero di microbi, le cui ridotte dimensioni [cellule microbiche si aggirano intorno a dimensioni che vanno dagli $0.5\mu\text{m}$ ai $5\mu\text{m}$ per i batteri, funghi, attinomiceti e licheni, mentre le alghe vanno dai $2\mu\text{m}$ ai $20\mu\text{m}$ (Lal, 2006)] fanno sì che trovino nei macropori l'ambiente ideale per la proliferazione (Tumminelli, 2012).

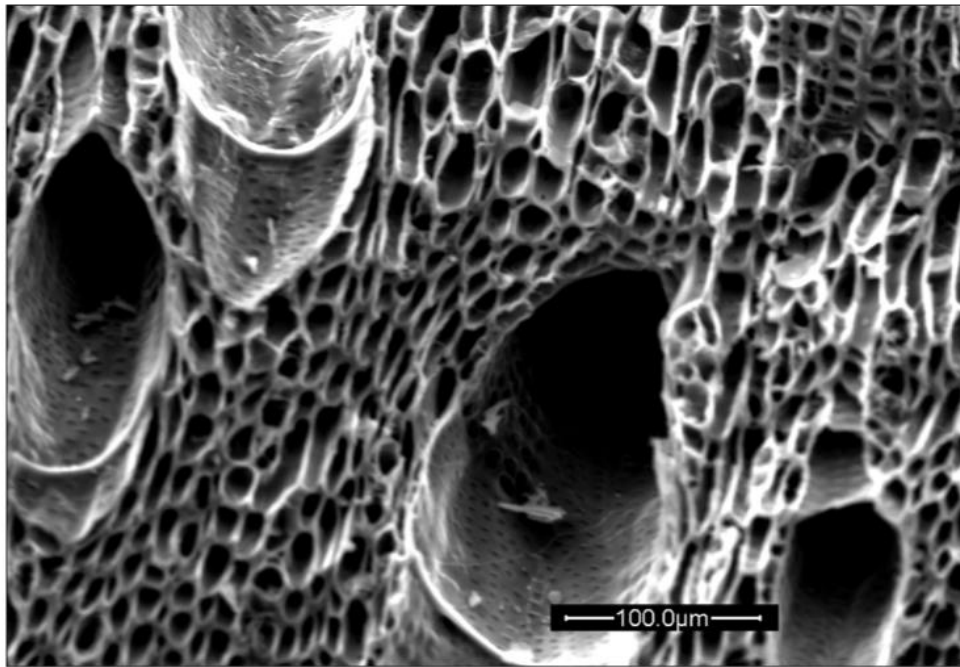


Figura 7.71: Scansione con microscopio elettronico (SEM) della struttura del biochar derivante da legno con una pirolisi lenta. Si evidenzia la sezione con la distribuzione dei pori. (Tumminelli, 2012).

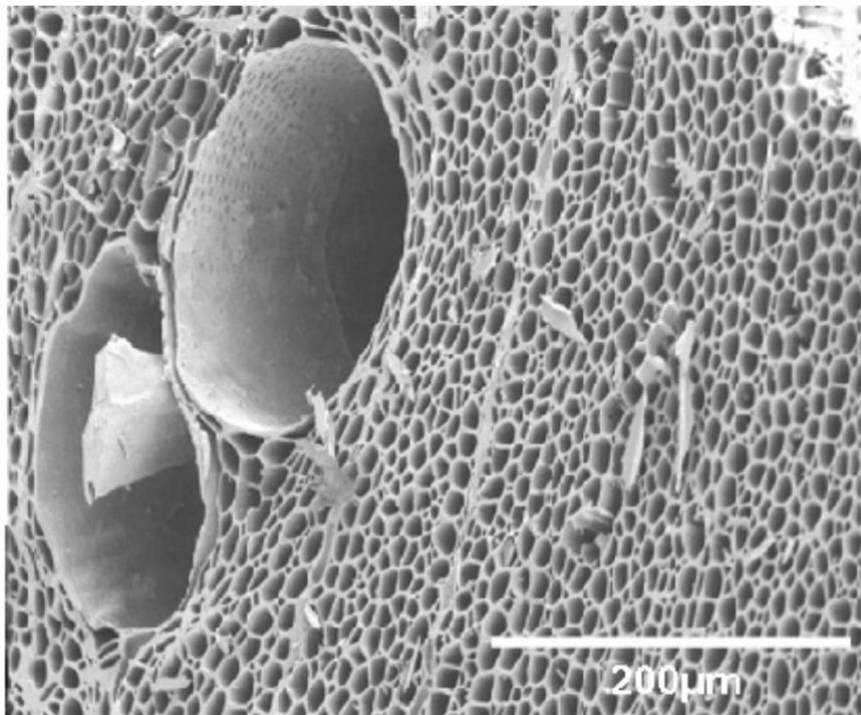


Figura 7.72: Scansione con microscopio elettronico che mostra la macro e micro porosità nel biochar prodotto da gomma (Tumminelli, 2012).

7.8 EFFETTI DEL BIOCHAR SUGLI ORGANISMI DEL SUOLO

La presenza e l'attività degli organismi nel suolo è fondamentale. Come detto in precedenza, la porosità del biochar aumenta l'habitat per molti microrganismi, proteggendoli dalla predazione, dalla disidratazione e rendendo disponibili nutrienti minerali e composti carboniosi da cui ricavare energia metabolica (Saito e Muramoto, 2002). Gli organismi del suolo svolgono funzioni ecosistemiche essenziali quali la decomposizione della SOM e la mineralizzazione dei nutrienti, la metabolizzazione dei contaminanti organici, la fissazione dell'azoto e l'ossidazione del metano, favorendo una buona salute dei suoli e contribuendo inoltre a ridurre le concentrazioni di CH₄ e NO_x in atmosfera (Paul, 2007). L'attività microbica, così come quella della fauna del suolo è essenziale per la nutrizione delle piante, sia a causa delle interazioni mutualistiche tra radici delle piante e microrganismi, sia come associazione diretta tra batteri simbiotici e radici delle piante, sia attraverso la rete trofica che si crea dal rilascio dei nutrienti da parte di consumatori secondari come protozoi e nematodi.

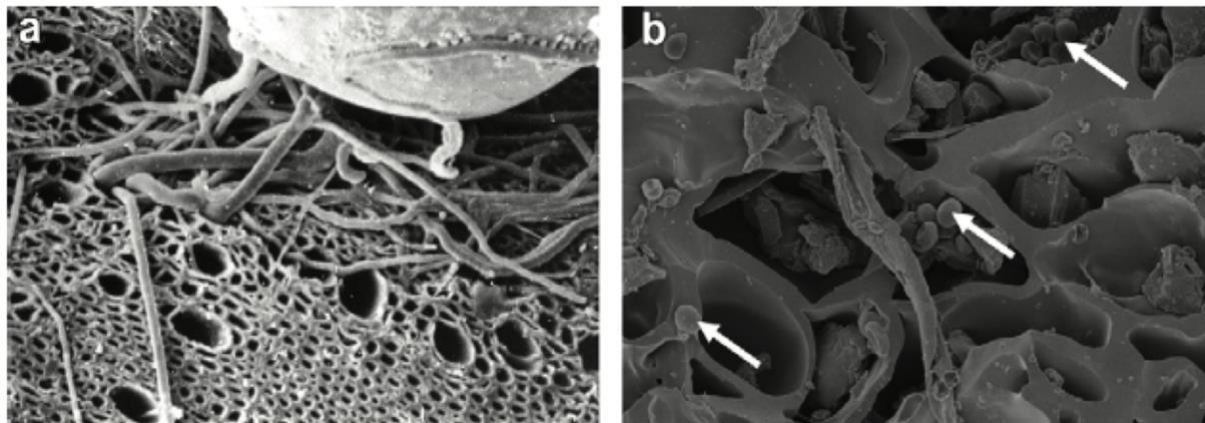


Figura 7.81: Colonizzazione del biochar da parte di microrganismi: (a) biochar con ife fungine; (b) biochar con microrganismi nei pori. (Marisi, 2013)

Il biochar ha un effetto positivo sull'attività enzimatica del suolo. Ameloot ed altri hanno dimostrato che esso stimola l'attività di deidrogenasi e dell'ureasi nei suoli ammendati rispetto a quelli non ammendati (Ameloot et al., 2013). Gli effetti positivi del biochar sulla biomassa microbica possono essere ascritti alla sua stabilità nel tempo, condizione favorevole per la proliferazione dei microrganismi, in particolare per batteri e

Attinomiceti (Tumminelli, 2012; Saito e Muramoto, 2002). Nei pori con sufficiente presenza di O_2 sarà dominante il metabolismo aerobico, favorendo la proliferazione di batteri aerobi e di conseguenza sarà maggiore l'output di gas generati da tale metabolismo (CO_2 e H_2O), mentre nei pori di minore dimensione aumenta l'attività dei microrganismi anaerobici rilasciano ossido nitrico (NO_x), ossido nitroso (N_2O), azoto molecolare (N_2), acido solfidrico (H_2S) e metano (CH_4).

L'aggiunta di biochar al suolo induce cambiamenti nella composizione delle comunità di microrganismi, cambiando il rapporto batteri/funghi, nonché la predominanza dei differenti generi all'interno di queste popolazioni.

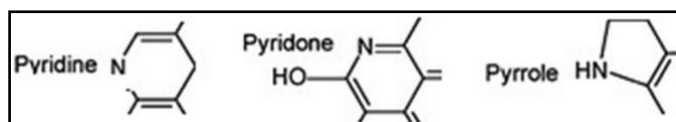
Ad esempio, un biochar che favorisca la proliferazione di batteri del genere *Nitrosococcus* promuove l'ossidazione dello ione ammonio (NH_4^+) successivamente convertito in nitrito e poi nitrato, mediante azione di *Nitrobacter* e reso disponibile per la pianta. Il biochar influisce inoltre sull'emissione di metano (CH_4) regolando i microrganismi funzionali, in particolare le comunità di metanogeni, organismi procarioti che impiegano H_2 e CO_2 rispettivamente come donatori e accettori di elettroni nella respirazione anaerobia e che ottengono metano dalla riduzione del biossido di carbonio (Shrestha et al., 2023). Il CH_4 è prodotto quando la SOM è decomposta in condizioni di carenza di ossigeno (Mosier et al., 1998). Il biochar, aumentando il potenziale red-ox del suolo, favorisce le comunità di batteri aerobi rispetto gli anaerobi (Wang et al., 2019), sebbene l'effetto sulla dinamica del CH_4 dipenda anche dall'umidità del suolo, dalla tessitura, dell'aerazione, dal valore di pH del suolo, dal contenuto di C organico e dalle caratteristiche del biochar (Cong et al., 2018).

7.9 LA CHIMICA DI SUPERFICIE DEL BIOCHAR

La composizione del biochar è eterogenea, sia a livello chimico, data l'elevata varietà di molecole che lo compongono, che a livello micro e macro strutturale. La superficie manifesta proprietà idrofiliche, idrofobiche, acide e basiche. Il contributo relativo di tali proprietà alla reattività del biochar dipende dalla biomassa di partenza e dai trattamenti termici subiti da quest'ultima nel processo produttivo del biochar. Tuttavia, le proprietà della superficie cambiano nel tempo, in quanto il *char* viene lentamente mineralizzato dopo lunghi periodi.

Sulla superficie del biochar vi è una certa varietà di gruppi funzionali (Brennan et al, 2001). A livello elementare H, N, O, P, S sono alcuni degli atomi maggiormente presenti ed incorporati all'interno degli anelli aromatici come eteroatomi. La presenza di eteroatomi crea eterogeneità nella chimica di superficie del biochar principalmente in relazione alla differenza di elettronegatività degli eteroatomi rispetto a quella del C. Gruppi come OH, NH₂, OR o O(C=O)R sono elettroni donatori mentre gruppi come (C=O)OH, (C=O)H e NO₂ sono elettroni accettori a causa della presenza di orbitali vuoti nei gruppi funzionali, la cui carica è variabile in funzione del valore del pH del suolo.

A:



B:

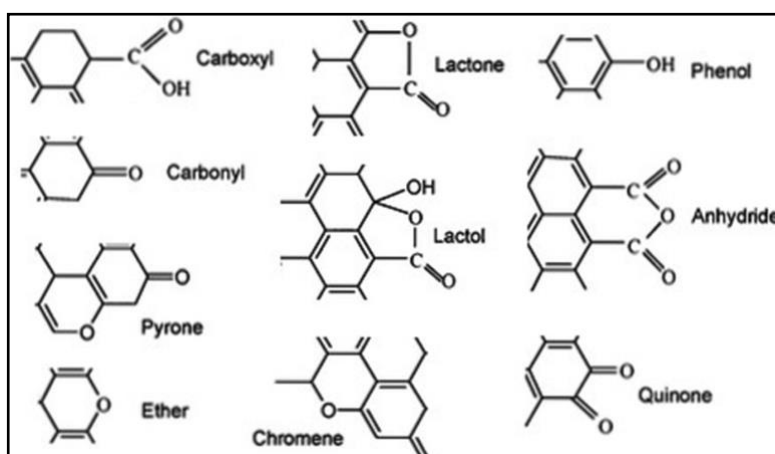


Figura 7.91A & 7.91B: Gruppi funzionali acidi (A) e basici (B) presenti sulla superficie delle particelle di biochar. (Tomczyk et al., 2020).

Secondo Elizalde-Gonzales et al. (2007), la concentrazione relativa dei vari gruppi funzionali dipende da più fattori, quali:

- Composizione della biomassa di partenza.
- Temperatura finale di reazione.
- Composizione del gas che circonda le particelle in fase di carbonizzazione (alla temperatura finale di reazione).
- Velocità di riscaldamento e qualsiasi post trattamento.

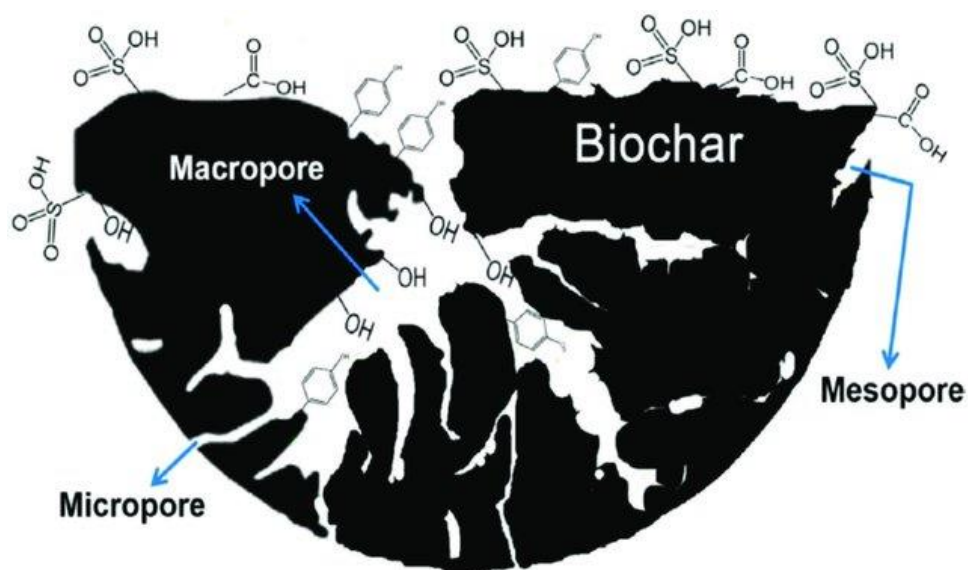


Figura 7.92: Rappresentazione di biochar poroso con gruppi funzionali superficiali (Feng Li, 2018).

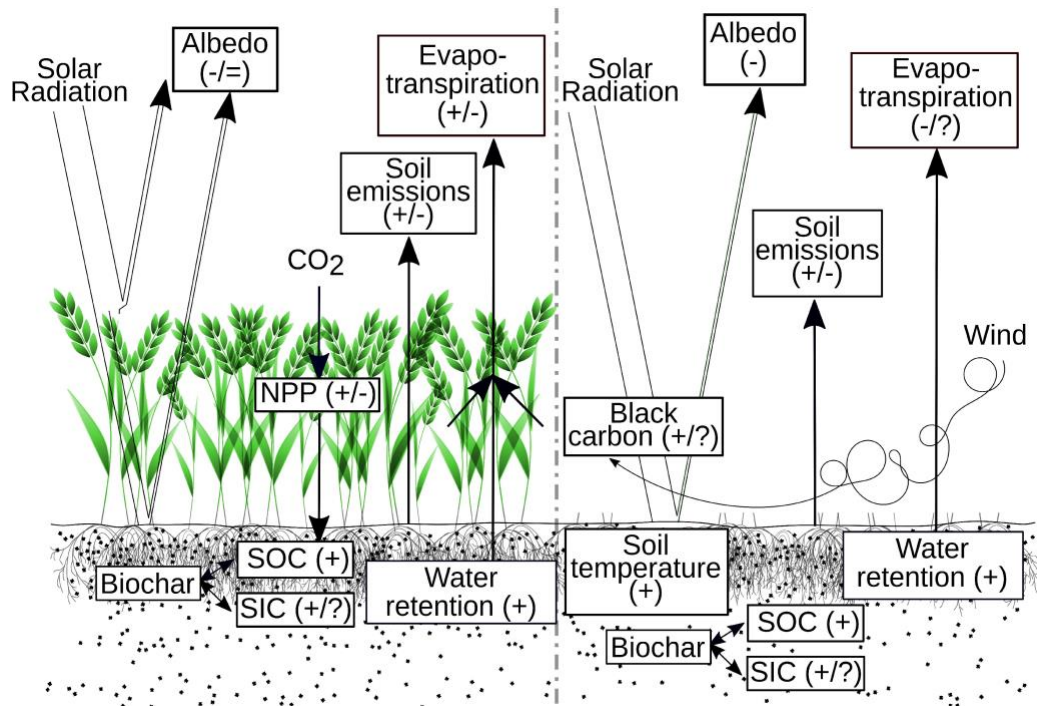


Figura 7.93: Raffigurazione grafica degli effetti del biochar sul clima nelle condizioni di campo coltivato (sinistra) o in riposo. I segni tra parentesi (+); (-); (=) indicano l'effetto del biochar sulla variabile rispetto al controllo senza biochar: (+) aumentato, (-) diminuito, (=) invariato. (Verheijen et al., 2022).

Riassumendo, il biochar come ammendante è un composto carbonioso stabile e recalcitrante che mantiene per lungo tempo le sue caratteristiche chimico-fisiche, permettendogli di persistere nell'ambiente per tempi variabili e aumentare la frazione di SOC. Come ammendante del suolo, il biochar ne migliora le proprietà fisiche, chimiche e biologiche; promuove la crescita delle piante aumentando la quantità e la disponibilità di elementi nutritivi, riducendo la lisciviazione e mitigando le perdite di composti gassosi (Ding et al. 2014). Il biochar migliora la struttura del suolo aumentando la formazione di aggregati stabili, riducendo la resistenza del terreno quando arato con un conseguente risparmio di combustibili fossili (Maroušek, 2017) e aumentando la ritenzione idrica e l'acqua disponibile per le piante. Grazie alle sue proprietà chimiche di superficie, il biochar neutralizza il pH di suoli acidi mentre non alcalinizza il valore di pH dei suoli neutri e alcalini, aumenta la capacità di scambio cationico e il grado di saturazione in basi. Dal punto di vista ecologico, l'ammendamento del suolo con biochar contribuisce alla riduzione delle emissioni del suolo e di gas serra in atmosfera (Jeffery, 2011), protegge la risorsa idrica attraverso la diminuzione della lisciviazione verso la falda di nitrati e

fosfati, di fitofarmaci ed altri inquinanti eventualmente presenti nel suolo. A causa di questi cambiamenti simultanei e progressivi, l’ammendamento del suolo con biochar appare utile per contrastare il processo di desertificazione e aridizzazione dei suoli, e per aumentare le rese agricole, tanto più quanto maggiore è il livello di degradazione del suolo (Jeffery et al., 2011). Gli effetti sugli organismi del suolo sono in generale riportanti come positivi, anche se più variabili rispetto ai parametri fisici e chimici.

7.10 POLIFUNZIONALITÀ AMBIENTALE DEL BIOCHAR

Per quanto illustrato sopra, ritengo che il biochar sia una sostanza che nell’ambiente è polifunzionale. Come riportato nel “*The Biochar Journal*”, date le numerose caratteristiche e funzionalità del biochar, se ne riconoscono gli usi non solo come ammendante dei suoli, bensì anche per altri scopi, definiti come “*non-soil application*”, legati, ad esempio, alla veterinaria (come additivo negli alimenti per animali), all’edilizia (come materiale additivo o isolante) o alle bonifiche ambientali come filtro per la purificazione dell’aria e delle acque (H.-P. Schmidt, 2015). I suoi molteplici potenziali impieghi lo rendono un prodotto promettente e idealmente in linea con le nuove politiche nazionali ed internazionali.



Figura 7.101: Illustrazione relativa ai potenziali usi del biochar per settori di applicazione (*The Biochar Journal*, 2018).

8. LA PIROLISI DELLE BIOMASSE COME TECNOLOGIA DI MITIGAZIONE DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

La strategia 2030 del suolo dell'UE, documento pubblicato il 17 novembre 2021 dalla Commissione Europea, definisce un quadro politico e azioni concrete da intraprendere entro il 2030 per proteggere e ripristinare i suoli, nonché garantire che siano utilizzati in maniera sostenibile (Commissione Europea, 2021).

Numerose sono le tematiche da considerare tra cui la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti climatici, il sequestro di carbonio organico nel suolo, l'economia circolare, la biodiversità, le risorse idriche, la gestione sostenibile del suolo, il degrado del suolo, la desertificazione, l'inquinamento del suolo, il ripristino dei suoli degradati e la bonifica dei siti contaminati. L'obiettivo principale è far sì che, entro il 2050, tutti gli stati membri della Comunità Europea evitino il consumo di suolo (*zero net land take*) e facciano in modo di avere i propri suoli "sani" attraverso azioni concrete, molte delle quali dovranno essere attuate già entro il 2030 (Commissione Europea, 2021).

In tal contesto, l'impiego del biochar, assieme ad altre pratiche agronomiche rigenerative, può contribuire al raggiungimento degli obiettivi delineati dalla strategia comunitaria del suolo dell'UE, e non solo. Si mostra come un'opportunità per affrontare molte delle tematiche chiave identificate anche dall' Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile. Il programma d'azione, sottoscritto nel settembre 2015 dai governi dei 193 Paesi membri dell'ONU, mira a promuovere il benessere delle persone e la prosperità economica. In esso rientrano 17 Obiettivi per lo Sviluppo Sostenibile – *Sustainable Development Goals, SDGs*, che danno seguito ai risultati degli Obiettivi di Sviluppo del Millennio (*Millennium Development Goals*) che li hanno preceduti, e rappresentano obiettivi comuni su un insieme di questioni importanti per lo sviluppo.



Figura 8.1: Panoramica degli obiettivi di sviluppo sostenibile connessi al suolo (Corte dei conti europea, 2023).

L'utilizzo del biochar contribuisce alla mitigazione dei cambiamenti climatici attraverso il sequestro di C (SDG 13), il suo impiego come ammendante del suolo e nelle opere di bonifica a supporto della vegetazione è in linea con l'obiettivo SDG 15 di supporto alla vita sulla terra, mentre la capacità di filtrazione delle acque contribuisce all'obiettivo SDG 6 acqua pulita e servizi igienico sanitari. Inoltre, il crescente utilizzo del biochar nell'edilizia, sia come materiale additivo che isolante, contribuisce al raggiungimento dell'obiettivo relativo alle imprese, all'innovazione e alle infrastrutture (SDG 9) (Schmidt,

2015). Dunque, l'interesse per la produzione e impiego del biochar nelle aree urbane è motivato non solo dagli obiettivi per lo sviluppo sostenibile (SDG) ma anche dalle numerose applicazioni che questo può avere all'interno delle città (Azzi, 2022).

Date le sue molteplici funzionalità, ad oggi, si cerca di implementarne la produzione in maniera sostenibile ed integrarla in modo coeso all'interno di un contesto normativo unificato, ma è necessario avviare un mercato per sostenere l'aspetto economico ed è fondamentale che la produzione stessa avvenga in modo sostenibile (Azzi et al., 2022). La sostenibilità dei processi di pirolisi dipende dalla costanza della filiera in termini di qualità e quantità delle biomasse necessarie per un periodo sufficiente a creare valore, periodo che non dovrebbe essere previsto in meno di cinquanta anni. In tal senso, il riutilizzo delle biomasse urbane per produrre biochar ed energia si mostra come una opzione valida. L'adozione di un modello circolare di utilizzo delle biomasse urbane integrerebbe la strategia *carbon neutral* per il raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità contribuendo così a rendere le città più sostenibili.



Figura 8.2: Potenziali vantaggi derivanti dall'uso del biochar (Roana agroindustria).

9. L'IMPIEGO DEL BIOCHAR IN AMBIENTE URBANO

Integrare la pirolisi delle biomasse urbane non solo promuove la produzione di energia da fonti rinnovabili, ma concorre ad una gestione efficiente delle risorse, alla riduzione delle emissioni di gas serra ed al miglioramento della qualità ambientale dei suoli urbani. L'adozione di questo modello può contribuire ad aumentare la funzionalità ecologica delle aree urbane e al contempo mitigare gli effetti del cambiamento climatico su di esse e sulla popolazione residente. Il forcing climatico in atto richiede un più rapido passaggio dai concetti di “città verde” della fine del 1900 (città che mirano a ridurre l'impatto ambientale e migliorare la qualità della vita attraverso un'integrazione significativa di spazi naturali e infrastrutture sostenibili) e “città spugna” (termine coniato in Cina nei primi anni 2000 con cui ci si riferisce a sistemi capaci di assorbire, filtrare e gestire l'acqua piovana in modo naturale ed efficiente, impiegando strategie di controllo volti a prevenire alluvioni e migliorare la resilienza urbana) delle ultime due decadi, a quello di “*biocity*”.

10. LE BIOCIITY

Nei centri urbani è crescente l'interesse per lo sviluppo sostenibile, il cambiamento climatico, l'approvvigionamento energetico e la salute ambientale, riflettendo una maggiore consapevolezza e attenzione politica su queste tematiche. Le città, essendo i principali centri economici, di innovazione e consumatori di energia e risorse, si mostrano come dei punti cruciali. Esse rappresentano il sistema più efficiente per organizzare le interazioni sociali, favorire lo scambio di idee e informazioni, nonché supportare la creazione di ricchezza attraverso la divisione del lavoro, la specializzazione e l'innovazione. Questo si traduce in una riduzione dei costi delle infrastrutture e nella massimizzazione del capitale sociale ed economico. È comprovata la relazione per cui la crescita economica e l'urbanizzazione si accelerano reciprocamente (Scarascia-Mugnozza et al., 2023). In tal contesto sorge però un una variabile quale le problematiche ambientali legate all'economia fossile ed il loro accrescersi. A seguito di un'impennata economica ed una continua nonché crescente urbanizzazione, fortemente legata all'impiego dei

combustibili fossili come fonti di energia, insorge la necessità di formulare “nuovi modelli cittadini” basati sull’interazione sinergica tra natura e società, economia ed ecologia, aree rurali e urbane, per sviluppare una bioeconomia circolare incentrata sulla vita e non sul consumo. In tal senso venne introdotto il neologismo di *Biocity*, città che seguono i principi degli ecosistemi naturali per promuovere la vita, basate su un’economia bio-circolare, ridotti output di emissioni e che rispecchiano concetti di sostenibilità a livello ambientale, ecologico e sociale (Scarascia-Mugnozza et al., 2023). Particolare enfasi si pone proprio sui concetti di sostenibilità ambientale, efficienza energetica e biodiversità, con l’obiettivo di creare comunità che abbiano un impatto positivo sull’ambiente e sul benessere delle persone che vi abitano. Le municipalità devono realizzare questo cambiamento non solo sostituendo l’energia fossile con l’energia rinnovabile, ma anche ricercando l’impiego di nuove tecniche e tecnologie che favoriscano la transizione. In questo contesto, la pirolisi delle biomasse del “bosco urbano” rappresenta una tecnologia per la produzione di energia da fonti rinnovabili, di crescente studio ed interesse. Questo processo offre un’alternativa potenzialmente più sostenibile rispetto alla gestione tradizionale delle biomasse prodotte in ambiente urbano, come il compostaggio.

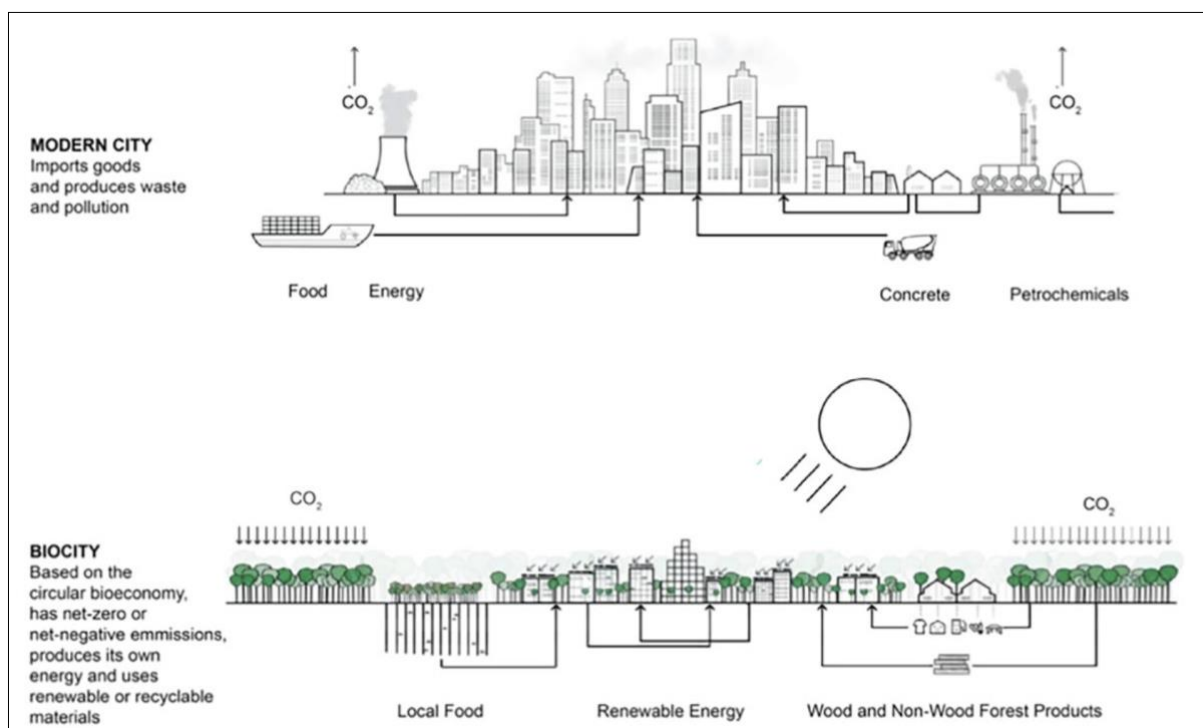


Figura 10.1: Concept di biocity (Scarascia-Mugnozza et al., 2023).

11. I RIFIUTI: ELEMENTI DI CLASSIFICAZIONE

Sono definiti rifiuti le sostanze o gli oggetti che derivano da attività umane o da cicli naturali di cui il detentore si disfi per mancanza di utilizzi economicamente remunerativi o di cui abbia deciso o abbia l'obbligo di disfarsi per motivi di sicurezza. In ambiente urbano, sono classificati, secondo, l'origine in rifiuti urbani e rifiuti speciali e, secondo le caratteristiche chimiche e fisiche, in rifiuti pericolosi e non pericolosi.

Fanno parte dei rifiuti urbani:

- Rifiuti domestici provenienti dallo spazzamento delle strade.
- Rifiuti di qualunque natura o provenienza, giacenti sulle strade ed aree pubbliche.
- Rifiuti vegetali provenienti da aree verdi, quali giardini, parchi e aree cimiteriali.

I Rifiuti urbani possono essere classificati in base alla composizione, differenziandosi in rifiuti composti da frazioni organiche e inorganiche. La frazione organica si differenzia in frazioni biodegradabili e non biodegradabili; la prima si compone per lo più di resti di cibo, cucina, frutta e rifiuti del giardino, panni, carte, materiali in pellame, ed altro. La maggior parte delle frazioni organiche e inorganiche non degradabili sono riciclabili, mentre le frazioni biodegradabili si decompongono biologicamente.

A causa della rapida urbanizzazione e dell'aumento della popolazione la corretta gestione dei rifiuti urbani, *Municipal Solid Waste* (MSW), si mostra una grande sfida per la maggior parte dei paesi in via di sviluppo ed industrializzati. Un'efficace amministrazione dei rifiuti è fondamentale sia dal punto di vista igienico-sanitario, sia politico-economico sia dal punto di vista ambientale, in quanto implica la tutela di beni costituzionalmente protetti (tutelati dalla Costituzione) quali il diritto alla salute (art. 32 Cost.) e la tutela dell'ambiente (art. 9 Cost.). L'abbandono dei rifiuti e la mancata gestione di questi, rappresenta una grave minaccia per l'ecosistema, l'acqua, la fauna e la flora. Può comportare una serie di problematiche ambientali, tra queste l'inquinamento del suolo e delle risorse idriche. I rifiuti tossici e pericolosi possono rilasciare sostanze chimiche nocive che si infiltrano nel terreno e nelle falde acquifere compromettendo la qualità dell'acqua potabile e danneggiando l'ecosistema. Inoltre, i rifiuti non biodegradabili come la plastica possono persistere per centinaia di anni nell'ambiente, contribuendo alla formazione di discariche abusive e causando ingenti danni ambientali.

A fronte di ciò, crescenti sono le aspettative per il settore del riciclo e per i cambiamenti verso modelli più circolari dell'economia. In tal senso i rifiuti organici sono materiale ad alto potenziale per la generazione di biochar. Adottando un approccio circolare si favorisce la riciclabilità dei prodotti, agevolando la sostituzione di materia prime vergini con quelle riciclate e si garantisce maggiore stabilità al settore del riciclo rafforzando il suo ruolo economico strategico. L'ottimizzazione del ciclo di gestione permette di risparmiare e recuperare risorse naturali dai rifiuti, contribuendo a ridurre la produzione stessa di quest'ultimi (Squitieri, 2022).

L'applicazione di biochar in contesto urbano si è dimostrata utile nella rimozione dei contaminanti, quali metalli pesanti. L'efficienza di rimozione dipende dall'area superficiale specifica del *char* e dalla capacità di scambio cationico, nonché dal tipo di ioni interferenti, pH della soluzione, dosaggio di biochar applicato, tipo di terreno, pH del suolo, tempo di contatto, concentrazione di metalli e temperatura e dal tipo di biochar impegnato (Tomczyk et al., 2020).

12. CENNI DI LEGISLAZIONE E GESTIONE DEI RIFIUTI

La legislazione in materia di rifiuti è principalmente di fonte europea, con spazi di manovra limitati per le politiche nazionali. Il Consiglio dell'Unione europea ed il Parlamento europeo stabiliscono i principi base relativamente alla gestione, le norme tecniche e i limiti alle emissioni degli impianti di smaltimento e recupero dei rifiuti (Galli, 2018). Ai singoli Stati spetta la traduzione dei principi generali europei in principi nazionali, con particolare riguardo alla tutela dell'ambiente ed i controlli. Le Regioni hanno invece il compito di organizzare il sistema di gestione dei rifiuti, curando gli aspetti di pianificazione, dello smaltimento, della raccolta differenziata e nella fissazione dei criteri per l'individuazione dei siti ove collocare gli impianti.

Con la direttiva 2008/98/CE il principio del riciclo è giunto a piena maturazione. Essa stabilisce le misure volte a proteggere l'ambiente e la salute umana prevenendo o riducendo gli impatti negativi della produzione e della gestione dei rifiuti, riducendo gli effetti complessivi dell'uso delle risorse e migliorandone l'efficacia. Si determina un quadro giuridico volto a controllare tutto il ciclo dei rifiuti, dalla produzione allo smaltimento, ponendo l'accento sul recupero e il riciclaggio. Nella direttiva si enunciano una serie di principi, tra cui il principio gerarchico di trattamento dei rifiuti, o gerarchia dei rifiuti, strumento utilizzato nella valutazione dei processi che proteggono l'ambiente assieme al consumo di risorse e di energia e definisce le azioni più favorevoli e quelle meno favorevoli a cui attenersi per una corretta gestione dei rifiuti. Vengono definite delle priorità relative al trattamento dei rifiuti basate sulla sostenibilità. Per essere sostenibile, lo smaltimento non può essere risolto solo con la tecnologia “*end-of-pipe*” (di fine ciclo) ma è necessario un approccio integrato, ottenendo il massimo beneficio concreto dai prodotti generando la minima quantità di scarti. Evitare la produzione di rifiuti è l'opzione preferibile, seguita da riutilizzo, riciclaggio ed altri recuperi, ad esempio il recupero dell'energia.

Principio gerarchico dei rifiuti



Figura 12.1: Principio gerarchico della gestione dei rifiuti nell'Unione Europea (da Eco Recuperi).

Secondo la Direttiva da me citata, si osserva che gli Stati membri devono adottare misure per promuovere le opzioni che offrono i migliori risultati ambientali complessivi. Ciò può richiedere, in alcuni casi, di deviare dalla gerarchia stessa per specifici flussi di rifiuti, se giustificato da un'analisi del ciclo di vita che considera l'impatto complessivo della produzione e della gestione di tali rifiuti.

Nel 2018 venne approvata una nuova riforma per lo sviluppo dell'economia circolare, *Circular economy package 2018*, divenuto uno dei principali elementi costitutivi del European Green Deal, la quale ha uniformato la disciplina adottata fino ad allora dai singoli Stati dell'UE e li ha spinti ad avviare politiche più incisive per prevenire la produzione dei rifiuti. Con questa si è promosso l'impiego di prodotti riutilizzabili, riparabili e riciclabili. Si sono incentivate attività di riparazione e di riutilizzo e si è dissuaso l'uso di sostanze pericolose e materiali non riciclabili. La direttiva 2018/851/UE ha introdotto l'obbligo di raccolta separata della frazione biodegradabile, degli oli-minerali e dei tessili; si è posto un limite massimo di smaltimento in discarica dei rifiuti urbani pari al 10% entro il 2035; è stato definito un target di preparazione per il riutilizzo e il riciclaggio di tali rifiuti pari al 55% per il 2025, 60% per il 2030, 65% per il 2035; si è definito l'obiettivo di avviare a riciclaggio almeno il 65% dei rifiuti di imballaggio (carta, plastica, vetro, alluminio, metalli e legno) entro il 2025 e 70% entro il 2030.

In un'economia di tipo circolare la prima finalità da perseguire è quella di ridurre la produzione di rifiuti e migliorarla qualitativamente. Ciò può essere realizzato mediante l'efficientamento dei processi di produzione e la crescita della consapevolezza, della responsabilità e della collaborazione da parte dei consumatori, sia nella fase di acquisto dei prodotti, sia in quelle di utilizzo e conservazione (Galli, 2018).



Fonte: Servizio di ricerca del Parlamento europeo



Figura 12.2: Modello di economia circolare (Parlamento europeo, 2023).

Nell'Unione europea ogni anno vengono prodotte ~2,1 miliardi di tonnellate di rifiuti. Di queste, 140 milioni sono rifiuti organici, corrispondenti a ~300 kg di rifiuti biologici prodotti all'anno per cittadino dell'UE, di cui 88 milioni di tonnellate sono rifiuti urbani, con una tendenza del 10% all'aumento (Parlamento europeo, 2018).

Tra i diversi Stati membri dell'Unione Europea c'è variabilità di approccio alla gestione dei rifiuti. Svezia, Finlandia, Danimarca, Estonia, Belgio, Lussemburgo e Paesi Bassi allo

smaltimento in discarica preferiscono l'incenerimento con recupero energetico con percentuali che vanno dal 41% dei Paesi Bassi al 61% della Svezia. L'incenerimento senza recupero di energia è poco utilizzato e la percentuale maggiore si rileva in Slovenia (3%). Alcuni Paesi come Malta, Romania, Cipro, Croazia e Bulgaria presentano una significativa prevalenza dello smaltimento in discarica con valori percentuali superiori al 60%. I Paesi con percentuali di rifiuti urbani avviati a compostaggio e digestione anaerobica superiore al 20% del totale trattato sono: Germania, Belgio e Austria (21%), Lituania e Lussemburgo (23%) Italia (26%) e Paesi Bassi (29%). Per quanto riguarda il riciclaggio, 9 Paesi su 27 hanno percentuali del rifiuto urbano trattato avviato a riciclo di materia almeno del 30%, con la Slovenia (57%) e la Germania (48%) capofila. L'Italia ricicla il 30,4% dei rifiuti urbani trattati e a compostaggio e digestione anaerobica il 26,1%, con una quota totale di rifiuti avviati ad operazioni di riciclo del 56,5%. L'organico, il 39% del totale dei rifiuti, si conferma la frazione più raccolta nel territorio italiano. Di questi, il 69,6% è costituito dalla frazione umida derivante da cucine e mense, il 26,1% dai rifiuti biodegradabili provenienti dalla manutenzione di giardini e parchi, il 3,6% dai rifiuti avviati al compostaggio domestico e lo 0,7% dai rifiuti dei mercati (Parlamento europeo, 2018).

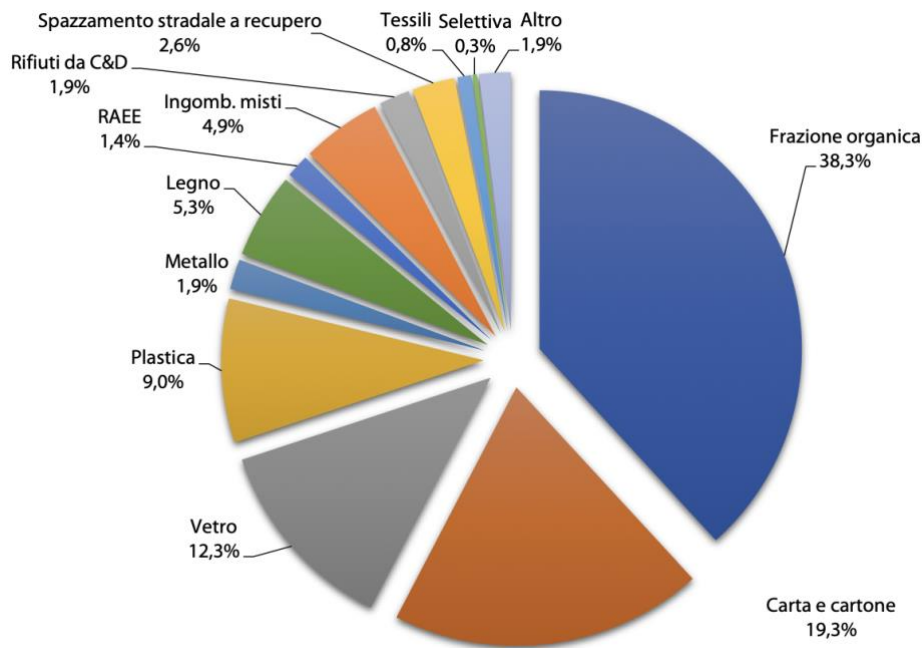


Figura 12.3: Ripartizione percentuale della raccolta differenziata in Italia nell' anno 2022 (ISPRA, 2023).

In Italia, il 19% dei rifiuti urbani finisce ancora in discarica, tendenza in diminuzione. Nell'ultimo decennio il ricorso a questa forma di smaltimento si è ridotto del 52% e nei prossimi anni l'impegno punta ad un ulteriore dimezzamento raggiungendo il 10% entro il 2035 (ISPRA, 2023). Valutando i quantitativi significativi di rifiuti organici prodotti annualmente e considerando gli obiettivi europei che mirano a disincentivare "l'abbandono" in discarica, appare rilevante cercare soluzioni di valorizzazione efficaci. Insorge la necessità di sviluppare degli "ecosistemi" appropriati, ampliando la rete di mercato e definendo politiche coerenti che supportino il riciclo di materia ed energia. In linea con l'obiettivo di trasformare le città in Biocity per un futuro più sostenibile, l'utilizzo della materia organica derivata dai flussi di rifiuti urbani come principale fonte per la produzione di biochar può favorire l'adozione di pratiche sostenibili. Le politiche europee sull'economia circolare e sulla gestione dei rifiuti riconoscono l'importanza cruciale dei rifiuti organici come una tra le principali chiavi per una moderna gestione dei flussi di rifiuti e i residui della manutenzione del verde urbano rappresentano una forma di biomassa solida con potenzialità nella produzione del biochar e nel recupero energetico.

13. IL VERDE URBANO

L'ISTAT definisce il verde urbano come: “patrimonio di aree verdi, disponibili per ciascun cittadino, presente sul territorio comunale e gestito (direttamente o indirettamente) da enti pubblici quali Comuni, Province, Regioni, Stato, Enti parco, ecc. ed altre Entità, in larga prevalenza destinato alla fruizione diretta da parte dei cittadini. Esso include il verde storico, cioè ville, giardini e parchi che abbiano interesse artistico, storico, paesaggistico e/o che si distinguono per la non comune bellezza ai sensi del D. Lgs. 42/2004 e successive modifiche e integrazioni, quali gli alberi monumentali, anch'essi tutelati dal Codice dei beni culturali; i grandi parchi urbani come parchi, ville e giardini urbani di grandi dimensioni (superiori a 5.000 m²), le aree a verde attrezzato (piccoli parchi e giardini di quartiere), le aree di arredo urbano, create per fini estetici e/o funzionali quali piste ciclabili, rotonde stradali, gli spartitraffico, i giardini scolastici, gli orti urbani, le aree sportive all'aperto, le aree destinate alla forestazione urbana, le aree boschive, il verde incolto in ambito urbanizzato di qualsiasi dimensione non soggette a coltivazioni o altre attività agricola ricorrente o a sistemazione agrarie, per le quali la vegetazione spontanea non sia soggetta a manutenzioni programmate e controllo, altre tipologie di verde urbano, quali orti botanici, giardini zoologici e cimiteri.” (ISTAT, 2020).

Il verde urbano sta acquistando sempre più importanza e si mostra fondamentale apportare una gestione attiva e pianificata di quest'ultimo affinché possa produrre benefici per la società e per l'ambiente, i servizi ecosistemici.

Ad oggi i residui del verde urbano sono classificati come rifiuti e possono essere utilizzati come biomassa di partenza per la produzione di biochar (Berti, 2018). Come ho scritto in precedenza, in ossequio alla direttiva 2008/98/, la priorità va data al riutilizzo, al riciclaggio e al recupero di energia rispetto allo smaltimento. Per determinare se gli scarti vegetali siano considerati rifiuti e quindi soggetti alla normativa vigente, è stato necessario valutare vari aspetti; innanzitutto la necessità di disfarsene.

Perché gli scarti vegetali possano essere considerati sottoprodotti, devono rispettare diversi criteri:

1. Devono provenire da un processo non direttamente destinato alla loro produzione.
2. Il loro impiego deve essere certo e integrale sin dalla fase di produzione, avvenendo direttamente nel processo preventivamente definito.
3. Devono soddisfare requisiti merceologici e di qualità ambientale per garantire che il loro utilizzo non generi impatti ambientali diversi da quelli autorizzati.
4. Non devono richiedere trattamenti preliminari per soddisfare i requisiti di qualità, ma devono possederli sin dalla produzione.
5. Devono avere un valore economico di mercato.
6. Devono essere utilizzati nell'ambito delle attività agricole o in impianti aziendali per produrre energia, calore o biogas.

Il residuo vegetale derivante da attività di potatura e manutenzione del verde, se destinato all'utilizzo in impianti di combustione o pirolisi, sia industriali che civili regolati dalla parte V del Decreto Legislativo 152/2006, potrebbe essere classificato come "combustibile" e rientrare nella definizione di "biomasse" come specificato nell'allegato X della stessa normativa. In questo caso, verrebbe escluso dalla legislazione sui rifiuti e trattato come qualsiasi altro combustibile autorizzato presso l'impianto (Berti, 2018). Comunque, nonostante l'attuale contesto normativo sembri promuovere la conversione dei rifiuti urbani e favorire il riciclaggio ed il recupero energetico, come indicato dalla direttiva 2008/98/CE, il DL n. 205 del 2010 escludeva dal campo di applicazione della normativa 2008/98/CE in materia di rifiuti: "paglia, sfalci e potature, nonché altro materiale agricolo o forestale naturale non pericoloso utilizzati in agricoltura, nella selvicoltura o per la produzione di energia da tale biomassa mediante processi o metodi che non danneggiano l'ambiente né mettono in pericolo la salute umana". Dal 1° gennaio 2021, data di entrata in vigore il D. Lgs 116/2020, gli sfalci e le potature provenienti dalla manutenzione del verde pubblico sono tornati ad essere nuovamente considerati rifiuti e dunque sottoposti alla direttiva 2008/98/CE. Secondo, infatti, quanto riportato dall' articolo 183, comma 1, lettera b-ter, punto 5 del Codice dell'Ambiente, "i rifiuti della manutenzione del verde pubblico, come foglie, sfalci d'erba e potature di alberi" non possono più essere esclusi dalla disciplina dei rifiuti. Inoltre, recentemente il Ministero della Transizione Ecologica attraverso la Circolare n. 51657 del 14 maggio

2021 ha chiarito che in riferimento alla gestione dei rifiuti prodotti da attività di manutenzione del verde pubblico i materiali generati nell'ambito tali attività per i quali non ricorrono le condizioni previste dagli articoli 185 e 184-bis devono essere qualificati come rifiuti urbani ai sensi dell'Articolo 183 comma 1 lettera b-ter, punto 5. Ad oggi sembra dunque consolidata la possibilità di riutilizzare, riciclare e recuperare energia dai residui del verde urbano, in conformità con la direttiva 2008/98/CE. La chiarezza normativa costituisce un solido punto di partenza per approfondire la sostenibilità della filiera del biochar nel dettaglio. Ciò richiede un approccio interdisciplinare e multidimensionale, considerando la natura trasversale del materiale e dei suoi processi di produzione.

14. BIOCHAR: PRATICHE DI SOSTENIBILITÀ E BENEFICI PER L'ECONOMIA

L'obiettivo di un'applicazione sostenibile del biochar è quello di soddisfare i bisogni fondamentali della comunità globale, riducendo l'eccessivo consumo di risorse non rinnovabili e minimizzando i danni ambientali (Glavič e Lukman, 2007). Garantire un quadro di sostenibilità efficace per il biochar implica il rispetto di standard di produzione e di applicazione, oltre alla trasmissione trasparente di informazioni e politiche pertinenti.

Idealmente, l'impiego di biochar può definirsi sostenibile ed adattivo, in grado di adeguarsi e rispondere dinamicamente ai cambiamenti nel contesto ambientale, sociale ed economico, lì dove esso esprime un impegno a proteggere le funzioni del suolo, la qualità ambientale globale e il benessere umano; sia conforme alle specifiche pertinenti degli standard volontari o normativi relativi ai prodotti, nonché all'ottenimento della certificazione ambientale; manifesti un impegno costante e trasparente nella comunicazione delle informazioni e delle politiche rilevanti; garantisca una responsabilità continuativa di miglioramento e aggiornamento del sistema di sostenibilità, focalizzato sia sugli aspetti di produzione che su quelli di applicazione (Lehmann e Stephen, 2015). I benefici dello sviluppo di una politica volta a garantire la sostenibilità del biochar sono quindi molteplici e riflettono i guadagni ambientali, sociali ed economici, principalmente

a livello locale ma con possibili estensioni su scala globale. Per esempio, una politica basata sull'uso sostenibile del biochar potrebbe potenzialmente portare ad un aumento dello sviluppo economico locale, in particolare nelle zone rurali, promuovendo una produzione e un approvvigionamento alimentare locale migliorati e convenienti, con conseguente creazione di occupazione e sviluppo di nuove imprese, favorendo strategie efficaci di riduzione dei rifiuti e riciclaggio. Date le fasi del ciclo produttivo dell'ammendante, sia esso di origine agricola, forestale o derivante da altra fonte, contribuisce alla creazione posti di lavoro e può fungere da supporto per la ripresa dei settori agricolo e forestale. Inoltre, anche l'industria collegata alle tecnologie di conversione energetica potrebbe trarne un considerevole beneficio occupazionale (Caputo et al., 2002). Lo sviluppo di sistemi termochimici decentralizzati che utilizzino rifiuti organici locali non solo abbatterebbe i costi di trasporto della biomassa di partenza, ma potrebbe contribuire alla creazione di imprese e posti di lavoro nelle zone rurali. Essendo inoltre che, mediante il processo di pirolisi viene prodotta una quota di combustibili, *syngas* e *biolio*, potenzialmente utili per garantire l'approvvigionamento energetico su scala locale, lo sviluppo di impianti di degradazione termica, quali impianti di pirolisi o gassificatori in aree rurali, possono contribuire a migliorare lo sviluppo di quella specifica regione e delle le piccole e medie imprese, aumentando il reddito dei fornitori di biomassa e fornendo una possibile soluzione per la gestione dei rifiuti organici. Attraverso ciò, i sistemi di produzione su piccola scala possono essere collegati tra di loro, creando delle reti favorenti lo scambio in cui i prodotti secondari di un processo possano essere utilizzati come input per un altro con elevati risultati sociali, economici ed ecologici nell'economia circolare. Ad oggi, la produzione di biochar esclusivamente per scopi agricoli non è ancora autosufficiente dal punto di vista energetico (Jeffery et al., 2013). La massimizzazione della produzione avviene sempre a scapito delle frazioni di *biolio* e *syngas*, il che potrebbe influenzare l'economia ad esso legata. Affinché se ne favorisca l'uso, una soluzione ipotetica prevede che il produttore o l'utente che impiega il biochar potrebbe beneficiare dei crediti assegnati dal governo per lo stoccaggio di carbonio nel suolo e per la mitigazione delle emissioni di gas serra (Ren et al., 2018).

15. BIOCHAR: RICERCA E STANDARD

La ricerca sul biochar ha registrato un notevole aumento nell'ultimo decennio, accompagnato da un crescente interesse ed attività sia nel settore pubblico che in quello industriale. Ciò sottolinea l'urgenza di adottare una rigorosa politica di sostenibilità al fine di prevenire il deterioramento ambientale nonché per gestire in maniera ottimale gli impatti del biochar su tutte e tre le componenti ambientali, economiche e sociali (Lehmann e Stephen, 2015).

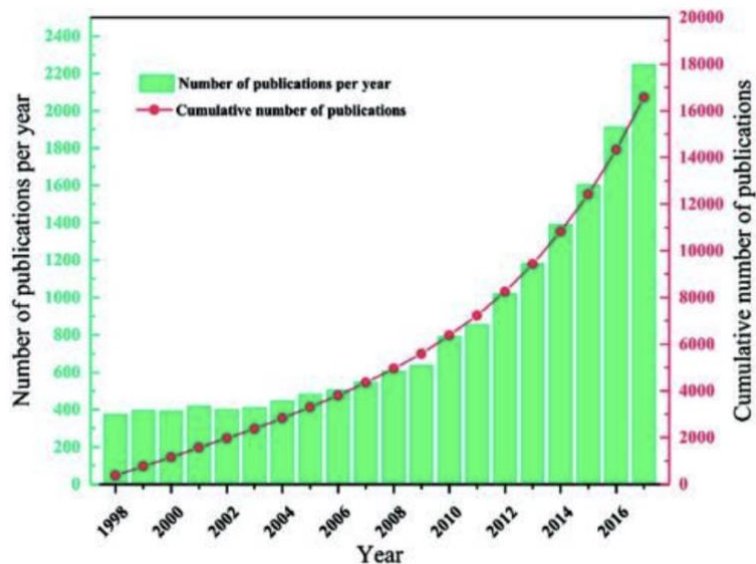


Figura 15.1: Numero di pubblicazioni scientifiche worldwide che contengono la parola "biochar" (Li et al.2018).

Essendo un promettente ammendante per il suolo, il biochar sta attirando sempre più l'attenzione dei decisori politici nei paesi sviluppati come gli Stati Uniti, il Giappone, l'Europa e alcuni paesi in via di sviluppo (Kuppusamy, Saranya, et al., 2016). A livello globale nel 2023 sono state prodotte 352,304 milioni di tonnellate di biochar, valore di quasi quattro volte superiore rispetto al 2021, ove si sono prodotte 96,32 mt, come mostrato in **Figura 15.2**. La tendenza è in crescita e si stima un aumento negli anni a venire.

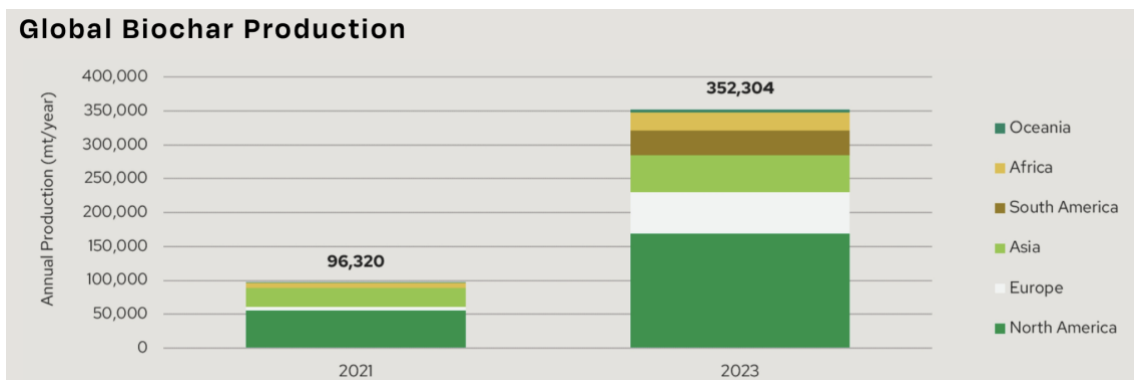


Figura 15.2: Stima della produzione globale di biochar in tonnellate (mt) per anno (International Biochar Initiative, 2024).

Quelli statunitense e cinese rappresentano i principali mercati per la produzione di biochar, mentre il mercato europeo, russo, sud-est asiatico e sudamericano sembrano ancora ben distanti da ciò. In USA e Cina, al momento, gli *high-technology pyrolysis reactors* permettono di raggiungere ottime risposte in termini di efficienza termica/energetica e di resa produttiva. Si stima che i più grandi pirolizzatori del Nord America possano processare circa 250 t di biomassa al giorno. I moderni impianti di pirolisi comportano elevati costi di capitale e di gestione; tuttavia, tendono a offrire i maggiori ritorni in termini di efficienza e potenziale di riduzione dei gas serra. Anche relativamente alla diffusione del biochar, essa non sta avvenendo in maniera omogenea in quanto il mercato statunitense e quello asiatico registrano volumi produttivi sempre maggiori rispetto agli altri mercati di riferimento. Non essendo però ancora la pirolizzazione di biomassa in fase competitiva, non esistono standard produttivi o metodologici. (Illich, 2023).

In tal senso, la definizione di criteri e indicatori di sostenibilità diviene necessaria per attuare una politica efficace e trasparente nei riguardi del biochar, sia nell'ambito della catena di approvvigionamento che delle politiche d'uso. Risulta significativo specificare che un corretto impiego del biochar non dipende unicamente da una “produzione sostenibile” bensì anche dall’ “applicazione sostenibile”. I due concetti rappresentano elementi essenziali dell'equazione di sostenibilità, poiché una politica di biocarbonizzazione sostenibile può essere realizzata solo quando entrambe sono

adeguatamente stabilite. La certificazione è una dei possibili strumenti di sostegno utili ad indirizzare e definire le politiche garantendo un uso coerente dell'ammendante.

Attualmente gli standard definiti dall'*International Biochar Initiative* (IBI), *US biochar Initiative* (UBSI) e *European Biochar Certificate* (EBC) sono gli standard più utilizzati in tutto il mondo. Essi sono stati sviluppati per contribuire a ridurre il rischio per la salute e l'ambiente associati alla produzione e all'uso di biochar, specialmente in agricoltura. Tuttavia, l'IBI, EBC ed altri sono standard industriali volontari, definiti da enti privati e/o da organismi non governativi.

Poiché il biochar ha un grande potenziale come materiale sostenibile in diverse industrie, gli standard sono apparentemente insufficienti per regolare la qualità del biochar prodotto e, dato il crescente interesse, molti paesi hanno formulato le proprie normative, spesso in linea con gli standard stessi, che fungono da punti di partenza per definirne la regolamentazione. Altri paesi che attualmente non hanno ancora sviluppato standard sul biochar ne stanno regolando l'uso facendo riferimento a politiche sui fertilizzanti o standard di compost (Hu et al., 2021). Per esempio, a Singapore, le agenzie governative regolamentano l'uso del biochar basandosi sulla materia organica di partenza e sul processo di conversione termica impiegato. Pertanto, sarebbe auspicabile l'istituzione di standard volti a regolamentare la produzione e l'applicazione specifica dell'ammendante biochar al fine di agevolare la crescita dell'industria (Hu et al., 2021).

Secondo il "Global biochar market report 2023" redatto dall'IBI, più della metà dei produttori di biochar non si attiene ad alcuna certificazione o standard. Ciò non solo può nuocere alla salute dei suoli e a quella umana, ma la mancanza di certificazioni rappresenta tra i principali ostacoli alla crescita dell'industria (IBI, 2024).

I sistemi di certificazione per la produzione di biochar, sopra introdotti, definiscono i requisiti minimi che devono essere soddisfatti affinché il prodotto finale possa garantire prestazioni agronomiche e ambientali accettabili. Questi requisiti includono caratteristiche di base come il contenuto di carbonio, la porosità, il pH, il contenuto di metalli e idrocarburi policiclici. È fondamentale che il biochar rispetti tali specifiche di qualità affinché possa essere applicato al suolo in modo efficace, riducendo al minimo gli effetti negativi e massimizzando i benefici desiderati. Considerando la persistenza del

biochar nel suolo per periodi dell'ordine di 100 anni , insieme alla difficoltà pratica di rimozione una volta applicato su larga scala, l'implementazione di standard e certificazioni è utile per promuovere un corretto impiego dell'ammendante, garantendo inoltre un maggiore livello di fiducia nelle prestazioni del materiale. Vi sono casi in cui gli effetti negativi del biochar possono superare i benefici se non vi è un'adeguata corrispondenza tra le proprietà del biochar e del suolo (Lehmann e Stephen, 2015). Inoltre, va riconosciuto che la maggior parte degli studi condotti indaga gli effetti dell'applicazione sul suolo solo a breve termine, ad eccezione del carbone derivato dal fuoco presente nei suoli di ex siti di produzione di carbone o aree colpite da incendi. In maniera conforme a quanto specificato nei capitoli relativi alle proprietà e caratteristiche del biochar, i parametri di processo e la biomassa di partenza utilizzata influenzano significativamente le proprietà del prodotto finale. Di conseguenza, risulta complesso stabilire valori specifici nelle certificazioni di biochar che siano universalmente applicabili per tutti i possibili impieghi. Ogni funzione richiede un tipo specifico di biochar con caratteristiche uniche. Non è possibile stabilire criteri definitivi, ma piuttosto è necessario definire una gamma di parametri che possano adattarsi alle diverse esigenze di utilizzo. Ampliando ulteriore la visione d'insieme e considerando un'ampia gamma di fattori, inclusi le proprietà fisico-chimiche del biochar scelto e le condizioni del sito di applicazione, nonché le interazioni organo-minerali e biologiche che possono verificarsi, emerge una complessità ulteriore nel sistema. Questa complessità, caratterizzata da molteplici variabili, rende problematico stabilire standard normativi definitivi (Verheijen et al., 2012).

16. IMPIEGO DEL BIOCHAR COME AMMENDANTE IN ITALIA E PROBLEMATICA METALLI PESANTI

A livello italiano, qualora si volesse impiegare il biochar come ammendante, oltre agli standard definiti dalla certificazione EBC, si deve far riferimento ai limiti fissati dalle attuali leggi e prescrizioni in materia.

La vigente normativa italiana sui fertilizzanti, la quale si basa sul Regolamento (CE) 2003/2003 e sul D.Lgs. 75/2010, stabilisce limiti specifici sull'utilizzo del biochar in agricoltura, al fine di garantire la sicurezza e la sostenibilità delle pratiche agricole e ambientali. Inoltre, il regolamento EU 1009/2019 sui fertilizzanti esplica la normativa in materia di sicurezza ed efficacia dei prodotti fertilizzanti sul mercato dell'Unione europea. Mediante tale atto normativo si favorisce il mercato europeo per i prodotti fertilizzanti in precedenza non disciplinati tra cui concimi organici e concimi organico-minerali, ammendanti del suolo, inibitori, biostimolanti delle piante o substrati di coltivazione. In esso si riporta che, qualora il biochar fosse considerato rifiuto derivato da processi di decomposizione termochimica, quali ad esempio pirogasificazione, esso cessa di essere un rifiuto se è contenuto in un prodotto fertilizzante dell'UE conforme. Sono introdotti per la prima volta limiti relativi ai contaminanti tossici, garantendo un maggiore livello di protezione del suolo e si riducono i rischi per la salute e l'ambiente, consentendo al contempo ai produttori di adattare il proprio processo di produzione per rispettare i nuovi valori limite.

Particolare attenzione viene posta nei limiti di presenza dei metalli pesanti non volatili nel biochar dopo il processo di pirolisi, quali cadmio (Cd), rame (Cu), nichel (Ni), zinco (Zn) spesso presenti nell'atmosfera urbana a concentrazioni più alte che negli ambienti rurali come risultato delle attività civili e industriali, dei trasporti ed altre attività umane. Il rispetto dei limiti di legge garantisce la non tossicità del biochar prodotto anche da biomasse urbane. L'accumulo dei metalli nell'ammendante, annesso a solubilizzazione di questi con conseguente dispersione nell'ambiente circostante, ne facilita l'ingresso nella catena alimentare, comportando rischi per la salute umana (Sungur et al., 2014). Talvolta, un arricchimento in metalli pesanti è dovuto al rilascio da componenti metalliche delle automazioni presenti all'interno degli impianti di pirolisi o nei

gassificatori, così come dai processi meccanici di pretrattamento della biomassa, quali ad esempio la cippatura o la pellettizzazione (Aguzzoni et al., 2020). Sebbene la pirolisi possa rimuovere la maggior parte delle sostanze pericolose e tossiche dalla materia organica di partenza, recenti ricerche indicano che i metalli pesanti non volatili presenti nella biomassa iniziale, o accumulati durante i processi di pretrattamento, possono persistere e vengono fissati durante la decomposizione termica. Questa condizione implica delle limitazioni nell'applicazione del biochar (Jin et al., 2016). In uno studio si è esaminata la presenza di metalli pesanti nei biochar ottenuti tramite pirolisi a partire da fanghi di depurazione a varie temperature di trattamento, analizzandone successivamente le concentrazioni nei prodotti solidi, liquidi e gassosi. I risultati hanno mostrato differenze significative nella volatilità termica di ciascun metallo pesante. A 850 °C, l'ordine di volatilizzazione termica dei metalli pesanti era $Cu < Cr < Ni < Mn < Pb < As < Zn < Cd < Hg$ (Zhang et al., 2019). Comprendere la composizione elementare del biochar e valutarla in relazione ai tassi di applicazione è fondamentale affinché si evitino effetti indesiderati quali la fitotossicità. Alcune specie vegetali sono sensibili a specifici nutrienti primari e secondari, quali ad esempio P/B/Cu/Na/Zn/Mn/Cl, e, qualora questi fossero presenti in concentrazioni eccessivamente elevate, minerebbero la sana crescita delle piante. Il biochar ricco di carbonio prodotto ad alte temperature di pirolisi ha una maggiore efficienza di rimozione degli inquinanti organici grazie alle sue proprietà arricchite come porosità, area superficiale, pH, minor contenuto di carbonio disciolto e natura idrofobica. Mentre, biochar prodotto a temperature più basse possiede gruppi funzionali contenenti ossigeno, alto carbonio organico disciolto e meno poroso, più efficiente nel rimuovere gli inquinanti inorganici. Pertanto, si mostra essenziale comprendere ed approfondire ulteriormente l'argomento. Una sicurezza scientifica funge da base per la formulazione di politiche corrette e contribuisce allo sviluppo di procedure di produzione ottimizzate, nonché di norme di controllo, per migliorare l'efficienza e la sostenibilità della filiera di produzione del biochar.

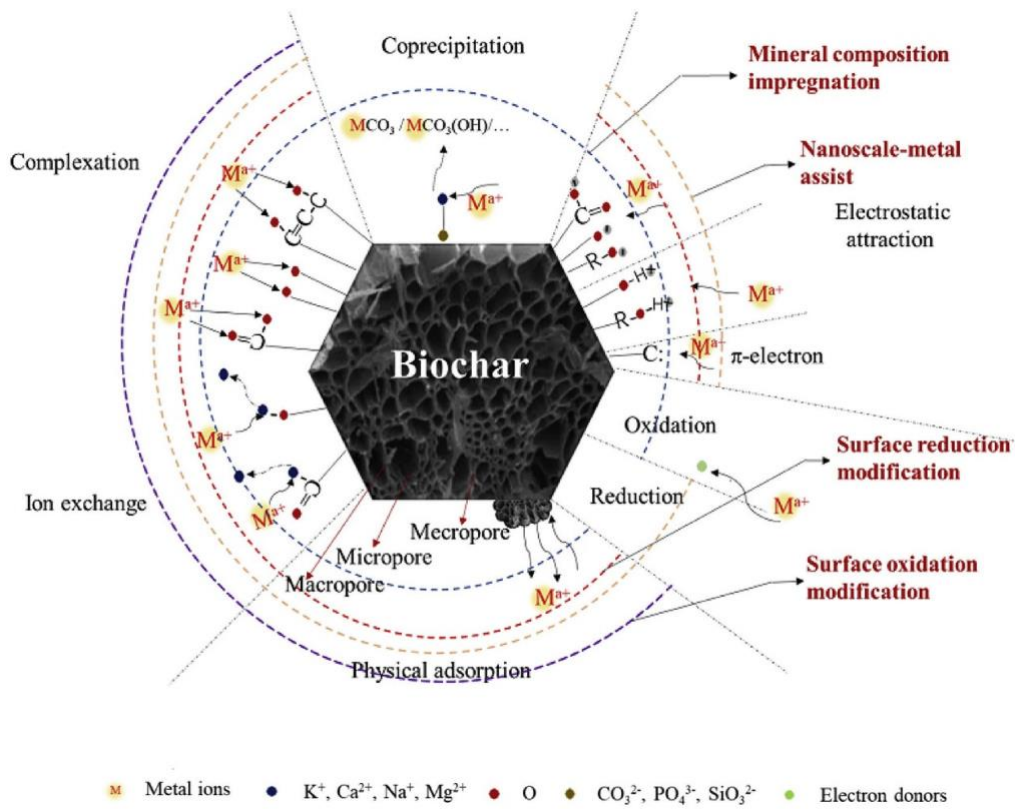


Figura 16.1: Meccanismi di rimozione dei metalli pesanti mediante diversi metodi di biochar ingegnerizzati attivati/modificati (Wang et al., 2019).

17. POTENZIALITÀ DELLA PIROLISI; PRODUZIONE DI BIOCHAR DA BIOMASSE URBANE E UTILIZZO COME AMMENDANTE

17.1 ASPETTI TECNICO NORMATIVI PER L'USO DI BIOCHAR IN SUOLI URBANI

Nell' utilizzo delle biomasse derivate dalla cura del verde urbano per la produzione di energia mediante pirolisi, come alternativa all'attuale gestione, e nell'impiego del biochar ottenuto per incrementare la fertilità e la funzionalità ecologica dei suoli urbani ammendati, occorre innanzitutto considerare i seguenti aspetti tecnici e normativi:

1. Valutare le potenzialità della pirolisi delle biomasse vegetali derivanti dalla gestione del verde urbano per la produzione di energia, realizzando e ottimizzando processi specifici di pirolisi.
2. Effettuare una *Life Cycle Analysis* (LCA) e una *Life Cycle Cost Analysis* (LCCA) del processo in modo da valutare la capacità di sequestro di carbonio in aree urbane e di sostenibilità economica del modello proposto rispetto alle possibili alternative di gestione delle biomasse urbane. Come esempio riporto in **Figura 17.1** l'attuale flusso di ripartizione dei rifiuti nell'ATO (Ambito Territoriale Ottimale) della provincia di Padova.



Figura 17.1: Attuale gestione dei rifiuti dell'ATO di Padova (Hera S.p.A., 2023).

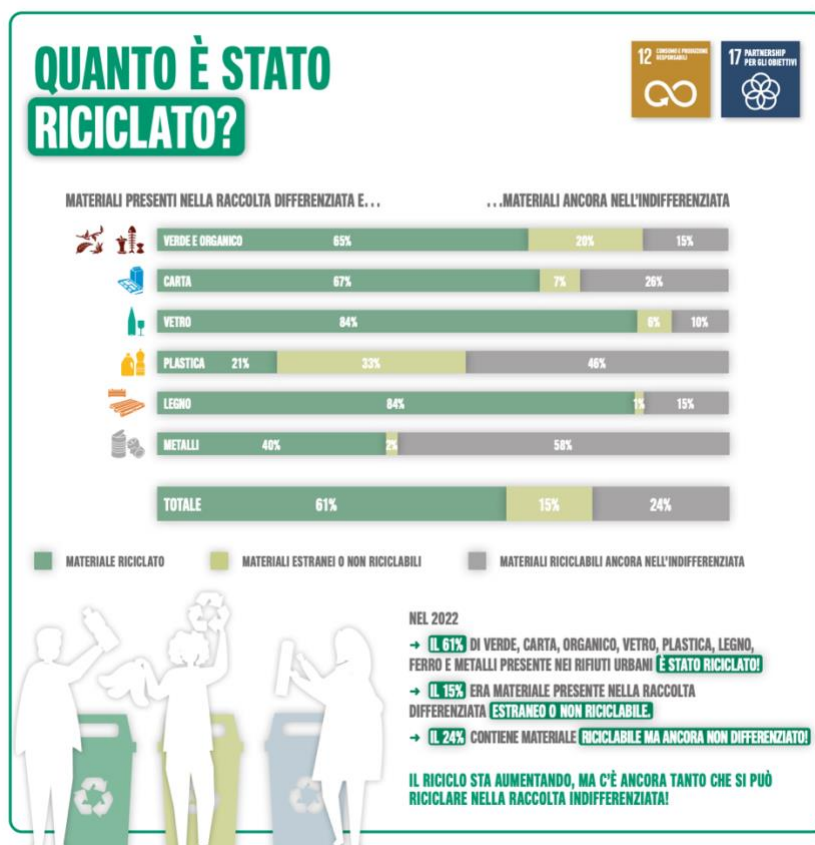


Figura 17.2: Attuale gestione dei rifiuti dell'ATO di Padova (Hera S.p.A, 2023).

3. Studiare l'incremento di fertilità e funzionalità ecologica dei suoli urbani ammendanti con biochar in interventi di rivegetazione e rigenerazione urbana, esaminando inoltre gli effetti sulla fisiologia e la salute delle piante.
4. Approfondire l'aspetto normativo. In senso più specifico l'attuale Decreto legislativo 185 del 152/2006, con riferimento ai residui della manutenzione del verde ed alle modifiche intervenute sulla disposizione di esclusione dal campo di applicazione dei rifiuti di cui all'articolo 185, comma 1, lettera f) e sulla definizione di rifiuto urbano di cui all'articolo 183, comma 1, lettera b-ter, punto 5 si chiede di chiarire:
 - a. Quale sia l'esatto campo di applicazione dell'esclusione di cui all'articolo 185 del D. Lgs. n.152 del 2006;
 - b. Se siano applicabili ai residui della manutenzione del verde, le disposizioni in materia di sottoprodotti di cui all'articolo 184-bis del D. Lgs. n.152 del 2006;

c. Quale sia la qualificazione e quali siano gli adempimenti nel caso di rifiuti derivanti dalla manutenzione del verde pubblico e del verde privato.

Come scritto in precedenza, mediante il D. Lgs. n.116 del 2020 che integra le definizioni di rifiuto urbano, inserendo, all'articolo 183, comma 1, lettera b-ter), punto 5, il Ministero dell'Ambiente ha precisato che "I rifiuti della manutenzione del verde pubblico, come foglie, sfalci d'erba e potature di alberi, nonché i rifiuti risultanti dalla pulizia dei mercati" non sono esclusi dalla normativa sui rifiuti. Per quanto detto nel paragrafo sulla normativa che regola la produzione, la qualità e l'utilizzo del biochar come ammendante del suolo, il biochar prodotto da biomasse classificate come rifiuto ne esclude l'utilizzo in suoli agricoli, mentre non esclude quello come ammendante in suoli non agricoli.

Come riportato in **Figura 17.1**, l'attuale modello di gestione delle biomasse lignocellulosiche prodotte nell'ATO (ambito territoriale ottimale) di Padova, coerente con quanto accade nella maggior parte dei casi in Italia, prevede l'avvio a compostaggio. Da ciò ne derivano emissioni di GHG (*Greenhouse gases*), polveri ed un compost di bassa qualità. In senso specifico, il compostaggio comporta emissioni in atmosfera di CO₂ e altri gas climalteranti, polveri di varie dimensioni, acido cloridrico (HCl), acido fluoridrico (HF), TOC (Carbonio Organico Totale) ed emissioni odorigene di COV (Composti Organici Volatili), acido solfidrico (H₂S) e ammoniaca (NH₃) (ISPRA, 2010). La pirolisi di biomasse vegetali, in quanto tecnologia che produce energia, offre un'alternativa praticabile per il trattamento di biomasse di varia qualità, minimizzando la produzione di rifiuti e dimostratasi inoltre più sostenibile rispetto all'attuale gestione delle biomasse prodotte dal verde urbano. In **Figura 17.3** sono mostrate le materie per le quali è stata confermata l'efficienza energetica della pirolisi.

Feedstock	Pyrolysis Production Process
Animal manure	Pyrolysis ¹
	Gasification ¹
Wood	Pyrolysis
	Gasification
Herbaceous (grasses, forbs, leaves; excluding rice husks and rice straw)	Pyrolysis
	Gasification
Rice husks and rice straw	Pyrolysis
	Gasification
Nut shells, pits and stones	Pyrolysis
	Gasification
Biosolids (paper sludge, sewage sludge)	Pyrolysis
	Gasification

Figura 17.3: Biomasse per le quali è stata dimostrata l'efficienza energetica della pirolisi.

Come precedentemente introdotto, i suoli urbani possono essere degradati a causa dell'utilizzo di terre di scavo per la modellazione del paesaggio, dall'eccessivo calpestio o da fenomeni di inquinamento. In molti casi, essi presentano bassa fertilità chimica, fisica e ridotte capacità di sostenere la vegetazione urbana, imponendo elevati costi di gestione. La scarsa fertilità si traduce in una limitata stabilità e una bassa resa della vegetazione, a cui è associata un'elevata mortalità post trapianto.

L'ammendamento dei suoli urbani con biochar prodotto dalla pirolisi di biomasse urbane può incrementare il contenuto di carbonio stabile e di nutrienti primari, migliorare la struttura del suolo, la disponibilità di acqua per le piante, riducendo i processi erosivi.

Per i suoli urbani presentanti i segni di almeno una o più delle minacce al suolo identificate dalla Commissione Europea, e riassunte nella **Figura 17.4**, il biochar potrebbe rappresentare una valida soluzione.

Soil challenges	State of art solutions
Reduction of land degradation relating to desertification	Use of soil amendments for increasing nutrient content and water retention, establishing seed banks of drought resistant varieties, reintroducing native species, terracing for reducing soil erosion
Conserve and increase soil organic carbon stocks	No tillage, soil amendment with sewage sludge, compost, farmyard manure, or with biochar
No net soil sealing and increase the reuse of urban soils	Asphalt removal and surface remodelling using backfill materials
Reduce soil pollution and enhance restoration	Dig and dump of polluted soils, soil encapsulation, <i>ex situ</i> soil washing, <i>in situ</i> treatments, Nature Based Solutions (NBS e.g. phytomanagement)
Prevent erosion	Reduced tillage; guided revegetation, cover crops/mulching
Improve water regime	Mechanical decompression for improving soil structure
Improve soil structure to enhance habitat quality for soil biota and crops	Greening strategies, soil amendment with organic matter
Conserve and foster soil biodiversity	Reduction of inputs with negative effect on biodiversity, enhancing above ground biodiversity, soil amendments

Figura 17.4: Le minacce alla qualità e alla salute del suolo identificate dalla Commissione Europea.

In aggiunta, la pirolisi può portare alla riduzione delle emissioni dovute alla gestione delle biomasse urbane, promuovere stoccaggio diretto di C stabile nei suoli e giovare all'ecosistema urbano in seguito all'incremento della vegetazione. Questa alternativa di gestione può condurre alla creazione di un modello di utilizzo circolare replicabile delle biomasse prodotte in ambiente urbano, incrementare la resilienza degli ecosistemi cittadini, offrendo al contempo la possibilità di intervento sulle tariffe dello smaltimento dei rifiuti.

17.2 IL PROGETTO DI STOCCOLMA

Attualmente, nei centri urbani italiani, questo modello gestionale non è ancora stato applicato. Anche nel resto d'Europa l'esperienza è limitata a scala pilota in pochissimi piccoli centri. Tra questi lo studio più significativo è stato avviata dalla municipalità di Stoccolma nel 2018 in cui il biochar è stato utilizzato come ammendante per l'incremento di fertilità fisica e chimica di suoli urbani. Mediante la medesima esperienza a Stoccolma è stato valutato l'impiego di biochar in terreni urbani per un periodo di circa dieci anni.



Figura 17.21 e Figura 17.22: Esempio di ammendamento con biochar di suoli della città di Stoccolma (Embren, 2016)



Grazie allo sviluppo di specifiche strutture volte a favorire la crescita della vegetazione e migliorare le funzionalità dei suoli cittadini, il gruppo di ricerca guidato da Bjorn Embrén ha dimostrato come la vegetazione delle aree con suoli ammendati sia più vigorosa e resiliente (Embrén, 2016). I suoli urbani sono sottoposti a significative azioni meccaniche umane, le quali impediscono alle radici della vegetazione di svilupparsi adeguatamente. Conseguenza di ciò è il confinamento di queste all'interno di un volume ridotto di terreno utilizzabile e che priva le piante di acqua, nutrienti e ossigeno.

Tipicamente un albero usato per la piantagione stradale richiede un volume di radici di almeno 20m³ o più per raggiungere la maturità (circa 50 anni). Tuttavia, spesso lo spazio scavato nel marciapiede è inferiore a 2 m³. Gli alberi piantati in queste condizioni soffriranno di cattiva salute e non riusciranno a raggiungere l'età matura. Inoltre, poiché le radici non possono penetrare nella base compattata, queste tenderanno a crescere nello strato sottile di sabbia grossolana sotto la superficie, causando pericoli di inciampo sollevando il marciapiede (Stockholm tree pits, 2022).

I grandi alberi forniscono preziosi servizi ecosistemici e sono una componente chiave delle infrastrutture verdi. Al contrario, i piccoli alberi offrono solo una piccola frazione di questi benefici. Pertanto, è fondamentale creare ambienti adatti affinché gli alberi possano vivere abbastanza a lungo e raggiungano l'età matura in modo da offrire un ritorno sull'investimento della loro piantagione e manutenzione nei primi anni di crescita. L'approccio alla gestione del verde urbano nell'ambito del progetto "*Planting Urban Trees with Biochar*" della municipale di Stoccolma, prevede la creazione di un "suolo strutturale" a base di pietra, che può essere compattato per fornire una base solida per la superficie, ma consentendo al contempo la permanenza di grandi vuoti per il movimento dell'acqua, la diffusione dell'aria e la crescita delle radici degli alberi. I suoli strutturali possono soddisfare gli standard ingegneristici necessari per sostenere il traffico pedonale e veicolare, fornendo allo stesso tempo un ambiente adeguato alla salute e maturità degli alberi. Il design favorisce la crescita radicale in profondità evitando che queste vadano a sollevare il marciapiede. L'impiego di biochar nei suoli strutturati degli impianti municipali funge da ulteriore supporto alla vegetazione, garantisce un approvvigionamento di nutrienti, aumenta le possibilità di infiltrazione delle acque piovane mitigano il deflusso superficiale, trattenendo gli inquinanti e riducendo il rischio di contaminazione dei sistemi fognari (Embrén, 2016).

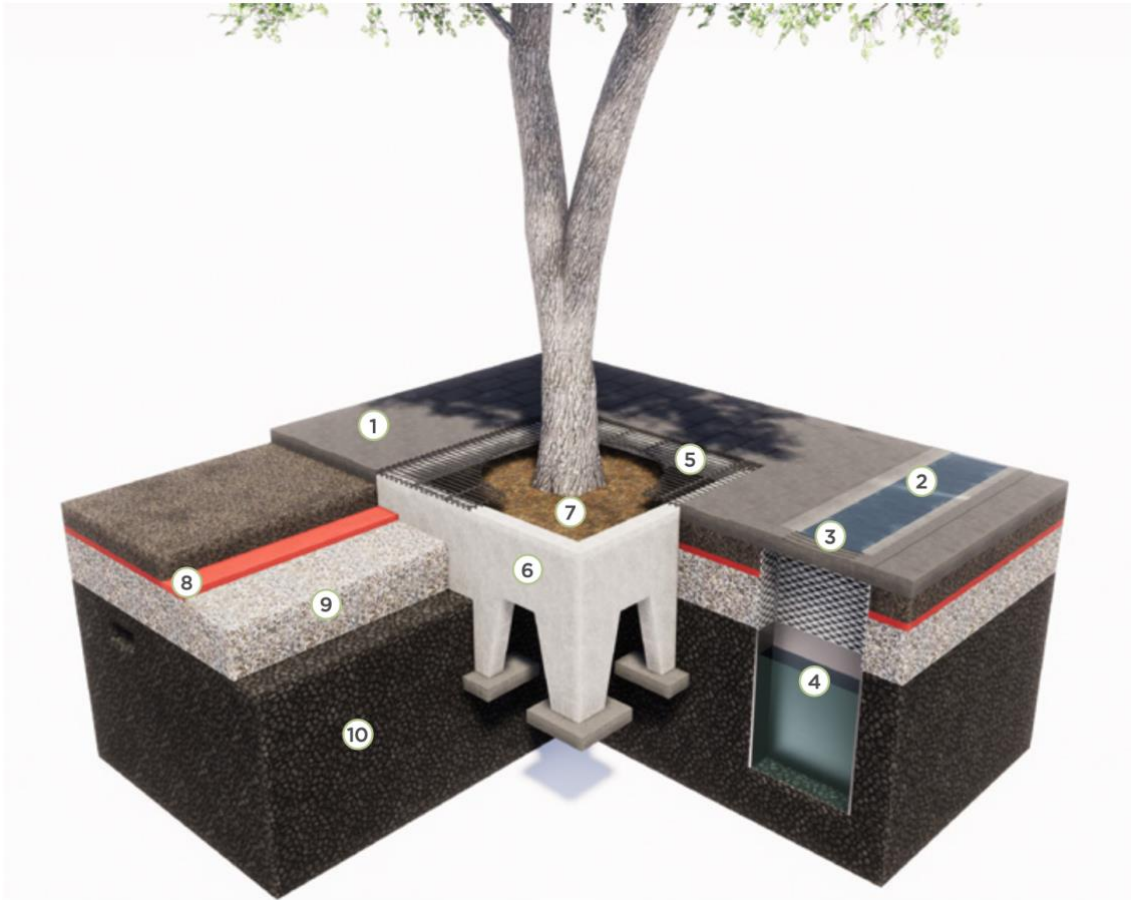


Figura 17.23: Rappresentazione del “Suolo strutturale” ideato nell’ambito del progetto “Planting Urban Trees with Biochar”

1. Superficie pavimentata standard.
2. Canale di scolo dell’acqua piovana.
3. Griglia di ingresso/griglia di scolo per l’ingresso dell’acqua e lo scambio gassoso.
4. Pozzo di aerazione con sifone.
5. Griglia per alberi.
6. Telaio in cemento.
7. Substrato di riempimento del telaio in cemento (terriccio).
8. Strato geotessile di separazione, impedisce alle particelle fini di sabbia e limo di infiltrarsi nello strato portante aerato.
9. Strato di aerazione, uno strato di 200 mm di pietra pulita di 20-40 mm. Anche l’acqua può drenare attraverso questo strato.
10. Suolo strutturale combinato con pietre, biochar e compost (Stockholm tree pits, 2022).

Un attuale limite concreto allo sviluppo di un tale modello è rappresentato dall’imperfetta conoscenza della biomassa ligno-cellulosica prodotta negli ambienti urbani. Infatti, come concludono gli stessi tecnici della Municipalità di Stoccolma, per essere realmente sostenibile è stato fissato l’obiettivo di utilizzare il biochar prodotto localmente a partire dalla biomassa urbana sottoutilizzata. A tal fine la città ha avviato il progetto denominato “Biochar di Stoccolma” con lo scopo di produrre sia biochar che energie

rinnovabili utilizzando rifiuti urbani verdi raccolti dai parchi urbani e dai residenti delle città. Questa particolare biomassa è spesso difficile da smaltire e molto sottoutilizzata. Per creare una reale filiera bioenergetica urbana occorre creare un modello (*digital twin*) di sviluppo del bosco urbano, che fornisca dati affidabili sulla quantità e la qualità della biomassa ligno-cellulosica della vegetazione urbana. Soltanto in questo modo sarà possibile avviare una gestione pienamente circolare e sostenibile basata sulla tecnologia della pirolisi in ambiente urbano.

CONCLUSIONE

In un contesto di crescente attenzione per lo sviluppo sostenibile, il cambiamento climatico, l'approvvigionamento energetico e la salute ambientale, le città rappresentano punti cruciali in quanto principali centri economici, di innovazione e consumatori di energia e risorse, su cui concentrare gli sforzi d'intervento. La pirolisi di biomasse risultanti dalla gestione del verde urbano offre l'opportunità di avviare un'economia circolare, sostenuta dal Green Deal della Commissione Europea (es. Circular Economy Plan, Zero Waste, Zero Pollution, Soil Deal for Europe). Permette inoltre la produzione di idrogeno e di energia da fonti rinnovabili. Il biochar prodotto mitiga in maniera efficiente l'aumento della CO₂ atmosferica e di altri gas climalteranti, aumentando lo stoccaggio fisico di carbonio nei suoli e garantendone al contempo un miglioramento delle proprietà. La disponibilità di biochar per interventi di gestione e creazione di aree verdi può portare all'abbattimento dei costi d'intervento e manutenzione di tali aree e all'incremento della funzionalità ecologica dei suoli urbani, identificata come una delle massime priorità della Soil Strategy della Commissione Europea. La creazione di processi di pirolisi dedicati alle biomasse prodotte in specifici ATO da includere negli accordi di programma, semplificazioni tecniche e gestionali delle biomasse e della loro provenienza – aree urbane, residenziali e agricole – potrebbe portare alla creazione di nuove filiere economiche, nuovi specialisti del risanamento ambientale e del recupero di terre di scavo.

INDICE FIGURE

- Figura [1.1] Confronto profili Oxisuolo tropicale. Il profilo di sinistra è sicuramente frutto di un'azione dell'uomo (volontaria) volta ad aumentare la fertilità dei suoli (Verheijen, Franciscus, et al 2010).
- Figura [2.11] Funzioni e Servizi forniti dal suolo (CircUse, 2013).
- Figura [3.21] Mappa del contenuto di carbonio organico nei terreni europei (g C kg^{-1})(de Brogniez, Delphine, et al., 2015)
- Figura [3.22] Composizione in percentuale del suolo
- Figura [4.1] Influenza della temperatura e dell'umidità sulla sostanza organica del suolo (SOM) in Europa (Zdruli et al., 2004).
- Figura [4.11] Ruolo del biochar nel sequestro del carbonio nel suolo (Baronti, 2020)
- Figura [5.1] Numero di persone che mondialmente vivono in aree urbane e rurali. (World Bank based on data from the UN Population Division)
- Figura [5.2] Simulazione dell'isola di calore urbana per la città di Chicago (Ferrini e Fini, 2015)
- Figura [5.3] Pressioni subite dai suoli urbani (Corte dei conti europea, 2023)
- Figura [5.4] Profilo suolo urbano (University of Georgia, 2018)
- Figura [6.1] Differenze nel movimento dell'acqua tra paesaggio naturale e paesaggio urbano disturbato. (A) Movimento dell'acqua nel paesaggio naturale con copertura vegetale. (B) Movimento dell'acqua in un paesaggio urbano disturbato con superfici impermeabili e vegetazione naturale limitata. (Tomoyoshi e Kawai, 2018).
- Figura [6.2] L'impermeabilizzazione del suolo in Italia nel 2009 secondo l'ISPRA (Iovino, 2014).
- Figura [7.1] Aspetto del biochar (Kari Kohvakka, 2018)
- Figura [7.11] Rappresentazione processo di pirolisi. (Gholamahmadi, 2020)
- Figura [7.31] Immagini SEM di tre tipi di biochar ottenuti in condizioni diverse confrontate con la biomassa:(a) materia prima, (b) prodotto da pirolisi lenta, (c) prodotto da pirolisi veloce, (d) prodotto da gassificazione (Rotante, 2016)
- Figura [7.32] Immagini di microscopia elettronica a scansione (SEM) di biochar derivato dal legno di eucalipto prodotte a ingrandimenti di $200\times$ e $1000\times$ a diverse temperature di pirolisi: (a) 450°C ; (b) 550°C ; (c) 650°C ; (d) 750°C ; (e) 850°C ; e (f) 950°C . (Chaves Fernandes et al., 2020)
- Figura [7.41] Decomposizione dei componenti ligneo celluloseici tramite analisi termogravimetrica (TGA) (Conti, 2013).
- Figura [7.51] Schema di sintesi dei possibili percorsi di trasformazione della biomassa nelle filiere agroenergetiche (Romer, 2002).

- Figura [7.52] Composizione elementare di biochar derivanti da differenti materie prime (Demirbas, 2001).
- Figura [7.53] Differenti materie prime ed i rispettivi biochar ottenuti (Baronti, 2020).
- Figura [7.61] Immagine della struttura porosa del biochar, ottenuta mediante microscopio a scansione elettronica (SEM). (Gašior et al., 2017)
- Figura [7.62] Effetto della temperatura di pirolisi sul biochar (Tumminelli, 2012)
- Figura [7.71] Scansione con microscopio elettronico (SEM) della struttura del biochar derivante da legno con una pirolisi lenta. Si evidenzia la sezione con la distribuzione dei pori. (Tumminelli, 2012)
- Figura [7.72] Scansione con microscopio elettronico che mostra la macro e micro porosità nel biochar prodotto da gomma (Tumminelli, 2012)
- Figura [7.81] Colonizzazione del biochar da parte di microorganismi: (a) biochar con ife fungine; (b) biochar con microorganismi nei pori (Marisi, 2013).
- Figura [7.91A] Gruppi funzionali acidi (A) e basici (B) presenti sulla superficie esterna dei fogli di graffente e sui pori del biochar. (Tomczyk et al., 2020)
- Figura [7.91A] Gruppi funzionali acidi (A) e basici (B) presenti sulla superficie esterna dei fogli di graffente e sui pori del biochar. (Tomczyk et al., 2020)
- Figura [7.92] Rappresentazione di biochar poroso con gruppi funzionali superficiali (Feng Li, 2018)
- Figura [7.93] Raffigurazione grafica degli effetti del biochar sul clima nelle condizioni di campo coltivato (sinistra) o in riposo. I segni tra parentesi (+); (-) ; (=) indicano l'effetto del biochar sulla variabile rispetto al controllo senza biochar: (+) aumentato,(-) diminuito, (=) invariato. (Verheijen et al., 2022).
- Figura [7.101] Illustrazione relativa ai potenziali usi del biochar per settori di applicazione (The Biochar Journal, 2018)
- Figura [8.1] Panoramica degli obiettivi di sviluppo sostenibile connessi al suolo (Cortei dei conti europea, 2023).
- Figura [8.2] Potenziali vantaggi derivanti dall'uso del biochar (Roana agroindustria)
- Figura [10.1] Concept di biocity (Scarascia-Mugnozza et al., 2023).
- Figura [12.1] Principio gerarchico della gestione dei rifiuti nell'Unione Europea (da Eco Recupero)
- Figura [12.2] Modello di economia circolare (Parlamento europeo, 2023)
- Figura [12.3] Ripartizione percentuale della raccolta differenziata in Italia nell' anno 2022 (ISPRA, 2023)
- Figura [15.1] Numero di pubblicazioni scientifiche worldwide che contengono la parola "biochar" (Li et al.2018)
- Figura [15.2] Stima della produzione globale di biochar in tonnellate (mt) per anno. (International Biochar Initiative, 2024)

- Figura [16.1] Meccanismi di rimozione dei metalli pesanti mediante diversi metodi di biochar ingegnerizzati attivati/modificati (Wang et al., 2019).
- Figura [17.1] Attuale gestione dei rifiuti dell'ATO di Padova (Hera S.p.A, 2023).
- Figura [17.2] Attuale gestione dei rifiuti dell'ATO di Padova (Hera S.p.A, 2023).
- Figura [17.3] Biomasse per le quali è stata dimostrata l'efficienza energetica della pirolisi
- Figura [17.4] Le minacce alla qualità e alla salute del suolo identificate dalla Commissione Europea
- Figura [17.21] Esempio di ammendamento con biochar di suoli dell'a città di Stoccolma (Embren, 2016)
- Figura [17.22] Esempio di ammendamento con biochar di suoli dell'a città di Stoccolma (Embren, 2016)
- Figurra [17.23] Rappresentazione del "Suolo strutturale" ideato nell'ambito del progetto "Planting Urban Trees with Biochar" (Stockholm tree pits, 2022).

BIBLIOGRAFIA

- 2003 Regolamento del Parlamento europeo e del Consiglio Europeo (CE) n. 2003/2003 relativo ai concimi
- 2006 Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.88 del 14-04-2006 - Supplemento Ordinario n. 96
- 2008 Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 19 novembre 2008, relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive (Testo rilevante ai fini del SEE)
- 2010 Disposizioni di attuazione della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.288 del 10-12-2010 - Supplemento Ordinario n. 269
- 2018 Direttiva (UE) 2018/851 Parlamento europeo e del Consiglio del 30 maggio 2018 che modifica la direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti
- 2020 Decreto legislativo 3 settembre 2020, n. 116. Attuazione della direttiva (UE) 2018/851 che modifica la direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti e attuazione della direttiva (UE) 2018/852 che modifica la direttiva 1994/62/CE sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio. Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.226 del 11-09-2020
- Agenzia europea dell'ambiente. (2019). Suolo e territorio in Europa: Perché dobbiamo usare in modo sostenibile queste risorse vitali e limitate. Copenhagen. Tratto da <https://www.eea.europa.eu/it/publications/eea-segnali-2019-suolo-e>
- Aguzzoni, A., et al. (2020). WOOD-UP: Valorizzazione della filiera di gassificazione di biomasse legnose per l'energia, la fertilità del suolo e la mitigazione dei cambiamenti climatici. bu, Press. Tratto da <http://pro.unibz.it/library/bupress/publications/fulltext/9788860461780.pdf>
- Tomczyk, A., Boguta, P., & Sokołowska, Z. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19, 191-215. Tratto da <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-020-09523-3>
- Agegnehu, G., Srivastava, A. K., & Bird, M. I. (2017). The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. *Applied Soil Ecology*, 119, 156-170. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139316304954>

- Al Masud, M. A., Annamalai, S., & Shin, W. S. (2023). Remediation of ciprofloxacin in soil using peroxymonosulfate activated by ball-milled seaweed kelp biochar: Performance, mechanism, and phytotoxicity. *Chemical Engineering Journal*, 465, 142908. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/369952493_Remediation_of_ciprofloxacin_in_soil_using_peroxymonosulfate_activated_by_ball-milled_seaweed_kelp_biochar_Performance_mechanism_and_phytotoxicity
- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G. A., Neve, S. D., Boeckx, P., Sleutel, S., ... & Buysse, J. (2013). Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 401-410. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.025>
- Antal, M. J., & Grønli, M. (2003). The art, science and technology of charcoal production. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42, 1619-1640. Tratto da <https://doi.org/10.1021/ie0207919>
- Azzi, E. S., Karlton, E., & Sundberg, C. (2022). Life cycle assessment of urban uses of biochar and case study in Uppsala, Sweden. *Biochar*, 4(1), 18. Tratto da <https://link.springer.com/article/10.1007/s42773-022-00144-3>
- Bansal, R. C., Donnet, J. B., & Stoeckli, F. (1988). *Active Carbon*. Marcel Dekker, New York, NY. Tratto da <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01932699008943255>
- Barberis, R. (2005). Consumo di suolo e qualità dei suoli urbani. *Qualità dell'ambiente urbano II Rapporto APAT*, Edizione 2005, 703-72. Tratto da <http://www.minotariccoinforma.it/cgi-bin/news/consumo.pdf>
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L., Harris, E., Robinson, B., & Sizmur, T. (2011). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, 159(12), 3269-3282. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
- Berti, M. (2018). Valutazione delle possibilità di utilizzo a fini energetici delle biomasse derivanti dalla gestione del verde urbano. Tratto da <https://tesi.univpm.it/handle/20.500.12075/5705>
- Biagini, E., & Tognotti, L. (2003). TG-FTIR analysis of biomass and biomass components during devolatilisation. Submitted to Joint Meeting of the Scandinavian-Nordic and Italian Sections of the Combustion Institute–Ischia–Italy. Tratto da <https://www.combustion-institute.it/proceedings/proc2003/109.PDF>
- Boehm, H. P. (1994). Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon*, 32, 759-769. Tratto da [https://doi.org/10.1016/0008-6223\(94\)90031-0](https://doi.org/10.1016/0008-6223(94)90031-0)

- Bonelli, P. R., Nunell, M. E. F. G., Buonomo, E. L., Cukierman, L. (2012). The Potential Applications of Biochar Derived from the Pyrolysis of an Agro-industrial Waste. Effects of Temperature and Acid-pretreatment. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 34, 746-755. Tratto da <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15567031003681937>
- Bradbury, A. G. W., & Shafizadeh, F. (1980). Chemisorption of oxygen on cellulose char. *Carbon*, 18, 109-116. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0008622380900184>
- Brennan, J. K., Bandosz, T. J., Thomson, K., & Gubbins, K. E. (2001). Water in porous carbons. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 187-188, 539-568. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927775701006446>
- Byrne, C. E., & Nagle, D. C. (1997). Carbonized wood monoliths - characterization. *Carbon*, 35, 267-273. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0008622396001352>
- Certini, G., & Ugolini, F. C. (2013). An updated, expanded, universal definition of soil. *Geoderma*, 192, 378-379. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/256716099_An_updated_expanded_universal_definition_of_soil
- Certini, G., & Ugolini, F. C. (2021). *Basi di pedologia. Cos' è il suolo, come si forma, come va descritto e classificato. Nuova ediz. Edagricole.*
- Cetin, E., Moghtaderi, B., Gupta, R., & Wall, T. F. (2004). Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars. *Fuel*, 83, 2139-2150. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236104001437>
- Chaves Fernandes, B. C., Yamamoto, C. I., & De Souza, R. (2020). Impact of pyrolysis temperature on the properties of eucalyptus wood-derived biochar. *Materials*, 13(24), 5841. Tratto da <https://doi.org/10.3390/ma13245841>
- Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J. E., & Burton, S. D. (2008). Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G2). Tratto da <https://doi.org/10.1029/2007JG000642>
- Cheng, F., & Li, X. (2018). Preparation and application of biochar-based catalysts for biofuel production. *Catalysts*, 8(9), 346. Tratto da <https://doi.org/10.3390/catal8090346>
- Commissione Europea. (2021). *Strategia dell'UE per il suolo per il 2030. Suoli sani a vantaggio delle persone, degli alimenti, della natura e del clima. Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. COM*

(2021) 699. Tratto da <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX:52021DC0699>

- Cong, W., Meng, J., & Ying, S. C. (2018). Impact of soil properties on the soil methane flux response to biochar addition: A meta-analysis. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 20, 1202–1209. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/327205885_Impact_of_soil_properties_on_soil_methane_flux_response_to_biochar_addition_a_meta-analysis
- Conti, R. (2013). Sintesi e caratterizzazione di carboni ottenuti dalla pirolisi di biomasse (biochar) per applicazioni in campo agricolo. Dissertation. Tratto da https://ams laurea.unibo.it/3822/1/conti_roberto_tesi.pdf
- Cárdenas-Aguiar, E., Paz-Ferreiro, J., Gascó, G., & Méndez, A. (2019). Thermogravimetric analysis and carbon stability of chars produced from slow pyrolysis and hydrothermal carbonization of manure waste. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 140, 5. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165237018311963>
- Day, D., Evans, R. J., Lee, J. W., & Reicosky, D. (2004). Valuable and stable co-product from fossil fuel exhaust scrubbing. Prepr. Paper American Chemical Society Div. Fuel Chemistry, 49, 352-355. Tratto da https://www.academia.edu/844866/Valuable_and_stable_carbon_co_product_from_fossil_fuel_exhaust_scrubbing
- Day, S. D., & Bassuk, N. L. (1994). A review of the effects of soil compaction and amelioration treatments on landscape trees. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 20(1), 9-17. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/242620364_A_review_of_the_effects_of_soil_compaction_and_amelioration_techniques_on_landscape_trees
- de Brogniez, D., van Wesemael, B., Montanarella, L., & Jones, A. (2015). A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science*, 66(1), 121-134. Tratto da <https://doi.org/10.1111/ejss.12193>
- Demirbas, A. (2001). Carbonization ranking of selected biomass for charcoal, liquid and gaseous products. *Energy Conversion and Management*, 42, 1229-1238. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890400001102>
- Demirbas, A. (2004). Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 72, 243-248. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2004.07.003>
- Di Fabbio, A., & Fumanti, F. (2008). Il suolo, la radice della vita. APAT, Roma. Tratto da https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/pubblicazionidipregio/3633_il_suolo_def.pdf

- Di Leginio, M., Palazzi, E., & Vianello, G. (2014). L'importanza della sostanza organica nei suoli: La situazione in Italia e il progetto SIAS. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/282574553_L'IMPORTANZA_DELLA_SOSTANZA_ORGANICA_NEI_SUOLI_LA_SITUAZIONE_IN_ITALIA_E_IL_PROGETTO_SIAS
- Ding, W., Dong, X., Ime, I. M., Gao, B., & Ma, L. Q. (2014). Pyrolytic temperatures impact lead sorption mechanisms by bagasse biochars. *Chemosphere*, 105, 68-74. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.042>
- Embren B. (2016). *Planting Urban Trees with Biochar*, the Biochar Journal, Arbaz, Switzerland. Tratto da <https://www.biochar-journal.org/en/ct/77>
- Elizalde-Gonzalez, M. P., Mattusch, J., Pelaez-Cid, A. A., & Wennrich, R. (2007). Characterization of adsorbent materials prepared from avocado kernel seeds: Natural, activated and carbonized forms. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 78, 185-193. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165237006000805>
- Emmerich, F. G., Sousa, J. C., Torriani, L. L., & Luengo, C. A. (1987). Applications of a granular model and percolation theory to the electrical resistivity of heat treated endocarp of babassu nut. *Carbon*, 25, 417-424. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0008622387900133>
- European Court of Auditors. (2023). Relazione speciale - Gli sforzi dell'UE per la gestione sostenibile del suolo - Norme senza ambizione e misure poco mirate. Tratto da <https://www.eca.europa.eu/it/publications/sr-2023-19>
- Ferrini, F., & Fini, A. (2015). Gli effetti del cambiamento climatico sugli alberi in ambienti urbani mediterranei. *ITALUS HORTUS*, 22(1), 59-74.
- Gabhane, J. W., Bhangre, V. P., Sharma, A. K., & Bhongale, S. R. (2020). Recent trends in biochar production methods and its application as a soil health conditioner: ewew. *SN Applied Sciences*, 2, 1-21. Tratto da <https://link.springer.com/article/10.1007/s42452-020-3121-5>
- Gai, X., Wang, H., Liu, J., Zhai, L., Liu, S., & Ren, T. (2014). Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. *PloS one*, 9(12), e113888. Tratto da <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113888>
- Galli, V. (2018). Economia circolare: i rifiuti come fonte di nuova ricchezza. Tratto da <https://tesi.univpm.it/retrieve/aa2effa5-14fc-4c67-9a94-35312fcdc144/Tesi%20di%20Laurea%20Valentina%20Galli.pdf>
- Ghani, W. A. W. A. K., Mohd, A., Silva, G. D., Bachmann, R. T., Taufiq-Yap, Y. H., Rashid, U., & Al-Muhtaseb, A. H. (2013). Biochar production from waste rubber-wood-sawdust and its potential use in C sequestration: Chemical and

physical characterization. *Industrial Crops and Products*, 44, 18-24. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926669012005699>

Gholamahmadi B. (2020). The potential role of biochar in adapting soils to climate change in Portugal

Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2001). The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88, 37-41. Tratto da <https://link.springer.com/article/10.1007/s001140000193>

Glavič, P., & Lukman, R. (2007). Review of sustainability terms and their definitions. *Journal of Cleaner Production*, 15(18), 1875-1885. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652607000029>

Granatstein, D., et al. (2009). Use of biochar from the pyrolysis of waste organic material as a soil amendment. Tratto da <https://apps.ecology.wa.gov/publications/documents/0907062.pdf>

Gundale, M. J., & DeLuca, T. H. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of Ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management*, 231, 86-93. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706003033>

Çaşior, D., & Tic, W. J. (2017). Application of the biochar-based technologies as the way of realization of the sustainable development strategy. *Economic and Environmental Studies*, 17(43), 597-611. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/320410420_Application_of_the_Biochar-Based_Technologies_as_the_Way_of_Realization_of_the_Sustainable_Development_Strategy

Henao, J., & Baanante, C. A. (1999). Estimating rates of nutrient depletion in soils of agricultural lands of Africa. International Fertilizer Development Center. Tratto da https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnacf868.pdf

Hera S.p.A. (2023). Sulle tracce dei rifiuti – report 2023. Tratto da <https://www.gruppohera.it/gruppo/sostenibilita/non-solo-bilancio-di-sostenibilita/sulle-tracce-dei-rifiuti>

Hu, Q., Chen, Z., & He, L. (2021). Biochar industry to circular economy. *Science of the Total Environment*, 757, 143820. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143820>

Huang, J., Zhou, J., Zhang, Z., & Jiang, X. (2012). Theoretical studies on pyrolysis mechanism of xylopyranose. *Computational and Theoretical Chemistry*, 1001, 44-50. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2210271X12005373>

- Illich, M. (2023). Il Mercato della CO2 e Verified Carbon Standard (VCS) Industrial Offsetting: analisi tecnico-economica per la pirolisi di biomassa agricola di scarto per la produzione di Biochar. Diss. Politecnico di Torino. Relatore Cambini C. Correlatore Pino F. Ingegneria Gestionale, Gestione dell’Innovazione e Imprenditorialità, Politecnico di Torino, Torino.
- International Biochar Initiative. (2023). 2023 Global Biochar Market Report. Tratto da <https://biochar-international.org/2023-global-biochar-market-report/>
- Iovino, G. (2014). Le fonti informative per il monitoraggio del consumo di suolo.
- ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. (2023). Rapporto Rifiuti Urbani Edizione 2023.
- ISPRA. (2006). Qualità dell’ambiente urbano. III edizione-2006.
- ISPRA. (2010). Rischi ambientali connessi all’uso di biomassa per produzione diretta di energia: valutazioni tecniche ed economiche
- ISTAT. (2020). Rapporto sul Territorio 2020. Ambiente, Economia e Società. (1-201).
- ITPS, FAO, & intergovernmental technical panel on soils. (2015). Status of the world’s soil resources (SWSR)—Main report. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2013). The way forward in biochar research: targeting trade-offs between the potential wins. *Gcb Bioenergy*, 7(1), 1-13. Tratto da <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcbb.12132>
- Jeffery, S., Verheijen, F., van der Velde, M., Bastos, A. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 175-187. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880911003197>
- Jenny, H. (1981). The Soil Resource—Origin and Behavior. *Ecological Studies* 37. *Soil Science*, 132(5), 380.
- Jin, J., Liu, X., & Wang, G. (2016). Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 320, 417-426. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389416307725#:~:text=However%2C%20using%20BCR%20sequential%20extraction,environmental%20risk%20of%20the%20biochar.>
- Johnson, D. (1998). A universal definition of soil. *Quaternary International*, 51, 6-7.

- Keiluweit, M., Nico, P. S., Johnson, M. G., & Kleber, M. (2010). Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environmental Science & Technology*, 44(4), 1247-1253. Tratto da <https://doi.org/10.1021/es9031419>
- Kloss, S., Zehetner, F., Dellantonio, A., Hamid, R., Ottner, F., Liedtke, V., Schwanninger, M., Gerzabek, M. H., & Soja, G. (2012). Characterization of slow pyrolysis biochars: effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 990-1000. Tratto da <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0070>
- Kuppusamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R. (2016). Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: current knowledge and future research directions. *Environment International*, 87, 1-12. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412015300842>
- Laine, J., Simoni, S., Calles, R. (1991). Preparation of activated carbon from coconut shell in a small scale concurrent flow rotary kiln. *Chemical Engineering Communications*, 99, 15-23.
- Laine, J., Yunes, S. (1992). Effect of the preparation method on the pore size distribution of activated carbon from coconut shell. *Carbon*, 30, 601-604.
- Lal, R. (Ed.). (2006). *Encyclopedia of Soil Science*. CRC Press.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. Taylor & Francis.
- Li, D., Yu, X., Yuan, Y., Huang, H., Wang, J., Cai, W. (2011). Earthworm avoidance of biochar can be mitigated by wetting. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(8), 1732-1737. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071711001775>
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., Lehmann, J. (2010). *Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems*.
- Mariotti, A., Zeng, N., Alessandri, A., Scoccimarro, E., Cherchi, A., Fogli, P. G., Giuliani, G. (2015). Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability. *Climate Dynamics*, 44, 1437-1456. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/272429363_Long-term_climate_change_in_the_Mediterranean_region_in_the_midst_of_decadal_variability
- Maroušek, J., Vochozka, M., Plachý, J., & Žák, J. (2017). Glory and misery of biochar. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19, 311-317. Tratto da

https://www.researchgate.net/publication/308737155_Glory_and_misery_of_biochar

- Mia, S., Singh, B., Dijkstra, F. A. (2017). Aged biochar affects gross nitrogen mineralization and recovery; A 15 N study in two contrasting soils. *Global Change Biology Bioenergy*, 9, 1196-1206. Tratto da <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12430>
- Mosier, A. R., Duxbury, J. M., Freney, J. R., Heinemeyer, O., Minami, K., Johnson, D. E. (1998). Mitigating agricultural emissions of methane. *Climatic Change*, 40(1), 39–80. Tratto da https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/2087921
- Mu, W., Ben, H., Ragauskas, A. J. (2013). Lignin pyrolysis components and upgrading—technology review. *Bioenergy Research*, 6, 1183-1204. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/261023686_Lignin_Pyrolysis_Components_and_Upgrading-Technology_Review
- Mukherjee, A., Zimmerman, A. R., Harris, W. (2011). Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochar. *Geoderma*, 163, 247-255. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706111001091>
- Murata, Tomoyoshi, and Nobuo Kawai. (2018) "Degradation of the urban ecosystem function due to soil sealing: Involvement in the heat island phenomenon and hydrologic cycle in the Tokyo metropolitan area." *Soil Science and Plant Nutrition* 64.2: 145-155.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Laird, D. L., Ahmedna, M., Watts, D. W., Niandou, M. A. S. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*, 3, 195-206.
- Ogle, S. M., Breidt, F. J., Paustian, K. (2005). Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72, 87-121. Tratto da <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2>
- Oke, T. R. (1997). Urban climates and global change. In A. Perry & R. Thompson (Eds.), *Applied Climatology: Principles and Practice* (pp. 273-287). London: Routledge.
- Orsini, F., Pennisi, G., & Prosdociami Gianquinto, G. (2023). *Agricoltura Urbana Tecnologie, sistemi e innovazione*. Edagricole.
- Paul, E. A. (Ed.). (2007). *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* (3rd ed.). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

- Pileri, P. (2017). Persistente e inefficiente: Così è il consumo di suolo nel Paese. In ISPRA (Ed.), *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici* (pp. 160-161). ISPRA.
- Pulido-Novicio, L., Hata, T., Kurimoto, Y., Doi, S., Ishihara, S., Imamura, Y. (2001). Adsorption capacities and related characteristics of wood charcoals carbonized using a one-step or two-step process. *Journal of Wood Science*, 47, 48-57. Tratto da <https://jwoodscience.springeropen.com/articles/10.1007/BF00776645>
- Ren, Y., Zhang, Y., Geng, J., Xu, G., Yan, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology*, 247, 1069-1076. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417316747>
- Romer, A. (2002). Energia da Biomassa. *E-Periodica*, 4, 77-82.
- Ronse, F., Van Hecke, S., Dickinson, D., Prins, W. (2013). Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *Gcb Bioenergy*, 5, 104-115. Tratto da <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcbb.12018>
- Rotante, E. (2016). Formulazioni di blend a base di acido polilattico e biochar per la termoformatura di imballaggi alimentari.
- Rouquerol, E., Rouquerol, I., Sing, K. (1999). *Adsorption by Powders and Porous Solids*. Academic Press, London, UK.
- Saito, M., Marumoto, T. (2002). Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: The status quo in Japan and the future prospects. *Plant and Soil*, 244, 273-279.
- Scarascia-Mugnozza, G. E., et al. (Eds.). (2023). *Transforming BioCities: Designing Urban Spaces Inspired by Nature*. Vol. 20. Springer Nature.
- Schmidt, H.-P., Conte, P., & Cimò, G. (2015). Research and Application of Biochar in Europe. *SSSA Special Publication*, pp. 409-422.
- Shaaban, A., Se, S.-M., Dimin, M., Juoi, J. M., Husin, M. H. M., & Mitan, N. M. M. (2014). Influence of heating temperature and holding time on biochars derived from rubber wood sawdust via slow pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 107, 31-39.
- Shrestha, R. K., Subedi, R., Kammann, C., Bolan, N. S., Nguyen, T. T., Phelan, D., & Taherymoosavi, S. (2023). Biochar as a negative emission technology: A synthesis of field research on greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality*, 52(4), 769-798. Tratto da <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/jeq2.20475>

- Sjöström, E. (1993). *Wood Chemistry: Fundamentals and Applications* (2nd ed.). Academic Press, San Diego, CA.
- Smith, T. M., & Smith, R. L. (2007). *Elementi di ecologia* (p. 37, 100). Pearson.
- Sohi, S., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R. (2010). A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. *Advances in Agronomy*, 105, 47-82. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211310050029>
- Soil Survey Staff. (2022). *Keys to Soil Taxonomy* (13th ed.). USDA Natural Resources Conservation Service. Tratto da <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/Keys-to-Soil-Taxonomy.pdf>
- Somerville, P. D., Jones, D. L., Chapman, S. J., Soper, F. M., & Bol, R. (2020). Biochar and compost equally improve urban soil physical and biological properties and tree growth, with no added benefit in combination. *Science of the Total Environment*, 706, 135736. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719357316>
- Squitieri, G., Cancelli, D., Leoni, S., Galli, L., Cipriano, V., Pacilli, A., Pisanu, L., & Rolle, E. (2022). Il ricolo in Italia: Sintesi. *Fondazione per lo Sviluppo Sostenibile*.
- Steiner, c., Das, K. C., Garcia, M., Forster, B. and Zech, W. (2008) 'Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol', *Pedobiologia*, vol. 51, pp 359-366
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., & Minasny, B. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80-99. Tratto da <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Sungur, A., Soylak, M., & Ozcan, H. (2014). Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure: relationship between soil properties and heavy metals availability. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 26, 219-230.
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19(1), 191-215. Tratto da <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-020-09523-3>
- Troeh, E. R., Thompson, L. M. (2005). *Soils and Soil Fertility*. Blackwell Publishing, Iowa, US.

- Tumminelli, D. (2012). Proprietà nutritive del biochar e risposte delle colture prodotte Stato dell'arte e sperimentazione. Relatore Alonzo G. Correlatore Conte P. Dottorato di Ricerca in Sistemi Agro-Ambientali, Dipartimento di Tecnologie per la Sostenibilità ed il Risanamento Ambientale. Università degli studi di Palermo, Palermo.
- Verheijen, F. G. A., Montanarella, L., Bastos, A. C. (2012). Sustainability, certification, and regulation of biochar. European Commission, Institute for Environment and Sustainability. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/259161712_Sustainability_certification_and_regulation_of_biochar
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A., van der Velde, M. (2010). Biochar application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. European Commission, Institute for Environment and Sustainability. Tratto da <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC55799>
- Wang, C., Shen, J., Liu, J., Qin, H., Yuan, Q., Fan, F., Hu, Y., Wang, J., Wei, W., Li, Y., & Wu, J. (2019). Microbial mechanisms in the reduction of CH₄ emission from double rice cropping system amended by biochar: A four-year study. *Soil Biology and Biochemistry*, 135, 251-263. Tratto da https://www.researchgate.net/publication/363502594_Microbial_mechanisms_in_the_reduction_of_CH_4_emission_from_double_rice_cropping_system_amended_by_biochar_A_four-year_study
- Wildman, J., Derbyshire, F. (1991). Origins and functions of macroporosity in activated carbons from coal and wood precursors. *Fuel*, 70, 655-661. Tratto da <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0016236191901819>
- Zech, Wolfgang, Ludwig Haumaier, and Reinhold Hempfling. (1990) "Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use." *Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings*: 187-202

ALTRE FONTI:

- <https://datacatalog.worldbank.org/search/dataset/0037712/World-Development-Indicators>
- <https://en.wikipedia.org/wiki/Biochar>
- <https://en.wikipedia.org/wiki/Soil>
- <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/soil-organic-carbon-content>
- <https://eur-lex.europa.eu/IT/legal-content/summary/eu-waste-management-law.html>
- <https://eur-lex.europa.eu/IT/legal-content/summary/thematic-strategy-for-soil-protection.html#:~:text=La strategia tematica dell'Unione, economiche, sociali e culturali>
- https://it.wikipedia.org/wiki/Gestione_dei_rifiuti
- https://nordregio.org/sustainable_cities/stockholm-biochar-project/
- <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/ax374e>
- <https://stockholmtreepits.co.uk/assets/downloads/tree-pits-with-structural-soils-practice-note-V1-4.pdf>
- <https://www.ecorecuperi.it/gestione-rifiuti/>
<https://www.europarl.europa.eu/topics/it/article/20180328STO00751/gestione-eco-responsabile-dei-rifiuti-le-strategie-adottate-dall-ue>
- <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/1984/11/06/084U0748/sg>
- <https://www.invasive.org/browse/detail.cfm?imgnum=5410517>
- <https://www.mase.gov.it/pagina/la-classificazione-dei-rifiuti>
- https://www.researchgate.net/publication/340417382_The_potential_role_of_biochar_in_adapting_soils_to_climate_change_in_Portugal
- <https://www.roanacereali.com/it/paulonia/bio-char-albero-di-paulonia>
- <https://www.snpambiente.it/riviste/arpatnews/rapporto-eea-la-gestione-dei-rifiuti-organici-in-europa/>
- <https://www.venetoagricoltura.org/wp-content/uploads/2020/05/Baronti-2.pdf>