



# Biokolets påverkan på markens organiska material

Kan gödsling med biokol bidra till en  
kolinlagring i marken?

---

KLAS LUCANDER 2015  
MVEM30 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP  
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



# Biokolets påverkan på markens organiska material

Kan gödsling med biokol bidra till en kolinlagring i  
marken?

Klas Lucander

2015



**LUNDS**  
UNIVERSITET

Klas Lucander

MVEM30 Examensarbete för Masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Salim Belyazid , CEC, Lunds universitet

Extern handledare: Gunnar Thelin , Ekobalans

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2015

# Abstract

Here I present a conceptual synthesis of the processes governing soil carbon in the event of biochar application. Biochar is a product of a controlled pyrolysis process and is known for its physical, chemical and adsorptive properties. It has been speculated to be a tool for sequestering carbon in soil to offset greenhouse gas emissions, and as a soil amendment. The study is done in collaboration with the company Ecobalans from Lund, and is a part of the environmental system analysis in a research and development project concerning sludge processing through pyrolysis. The aim of this review is to investigate if biochar application to soil can contribute to carbon sequestration in soil, by looking at the processes affecting the soil organic matter (SOM). Performing a scientific review presenting the results with a causal loop diagram does this. The recalcitrance fractions of the soils organic carbon initially enhances with biochar application, but an enhanced decomposition of the labile fraction has also been reported. There is causality with improved crop yield. There are suggestions that the biochar stays safe from decomposition by forming aggregates and organo-mineral complexes over time. This review shows that effects of biochar on SOM cannot be simplified as they are biochar-specific (feedstock and treatment) and site-specific (soil and climate) but can be qualitatively calculated on in the conceptual model presented in this study.



# Innehållsförteckning

## **Abstract 3**

## **Innehållsförteckning 5**

### **1 Inledning 7**

### **2 Syfte och frågeställningar 11**

2.1 *Angränsningar 11*

2.2 *Tidsperiod 12*

### **3 Metod och material 13**

3.1 *Systemanalytisk sammanställning 13*

3.2 *Tillvägagångssätt 15*

### **4 Resultat 17**

Kol i marken 17

Biokolets egenskaper 18

Fysikaliska egenskaper hos biokolet (Eller fysiokemiska egenskaper) 20

Bindningsförmåga 20

Klassificering av biokol 21

*Biokolets direkta påverkan på det organiska materialet i marken 22*

Biokolets påverkan på den labila delen organisk material i marken (SOM) 22

Biokolets påverkan på den stabila delen organiskt material (SOM) 23

Biokolet och markorganismer 23

Biokolets inverkan på nedbrytningen av organiskt material i marken(SOM)(Priming och humifiering) 24

Humifiering 25

Stabilisering av biokol i marken 27

Nedbrytning av biokol i marken 27

*Indirekta effekter- Biokolets påverkan på produktionen av växtbiomassa (tillväxten) 29*

Biokolets påverkan på markens fysikaliska egenskaper 30

Biokolets påverkan på markens vattenhållningsförmåga(vattenretention och komplexbildning) **31**  
Biokolets påverkan på markens pH **31**  
Biokolets påverkan på katjonbyteskapaciteten **32**  
Ökad aggregation **33**  
Påverkan på markens näringshållande förmåga **33**  
Biokolets påverkan på urlakning av näringsämnen **34**

*CLD* **35**

## **5 Diskussion 41**

*Sammanfattning av processer ur frågeställningsperspektiv* **41**

*Scenario 1 (Ekobalans case)* **43**

**Slutsats 45**

**Tack 47**

**Referenser 49**

# 1 Inledning

Jordbruket bidrar till klimatförändringarna med stora utsläpp av växthusgaser. Det är lustgas från kvävet omsättning i marken och metan från djurhållningen som är dominerande, medan en mindre del är koldioxid från dieselanvändningen i jordbruket. De potenta växthusgaserna metan och lustgas är i fokus när klimatpåverkan från jordbruket diskuteras men under senare år har även jordbruksmarkens förmåga att binda kol framhållits som en åtgärd med stor potential. Enligt en analys från IPCC är det särskilt åtgärder som leder till långsiktig kolinlagring i jordbruksmark som kan bidra till minskade växthusgasutsläpp från världens jordbruk (IPCC 2007). Nära 90 procent av den totala tekniska förmågan för minskning av utsläpp i jordbruket år 2030 kan uppnås genom ökad kolinlagring i mark och vegetation (Smith et al, 2007).

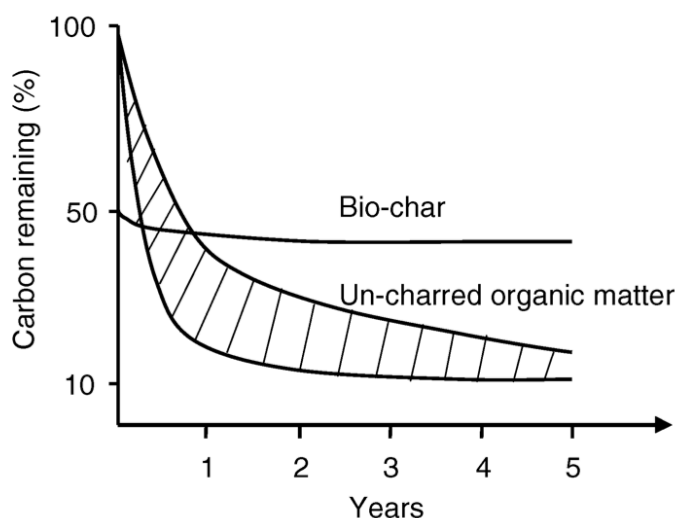
Utbytet av kol mellan mark och atmosfären utgör en betydande del av kolets kretslopp. Kol, som är huvudbyggstenen i det organiska materialet i marken, spelar en viktig roll i markens egenskaper och kvalitet. Hur mycket organiskt material som finns i marken bestäms av balansen mellan tillförsel av nytt material och nedbrytning av nytt och gammalt material. Systemet går mot en ”steady state” med ganska konstant kolinhalt (inflöde = utflöde). I globalt perspektiv visar det sig att påfallande mycket av markens kolförråd inte består av organiskt material utan snarare av svartkol (träkolrester). Svartkolet härstammar från bränder, naturliga eller förorsakade av människan, och har visat sig vara stabilt och långlivat (Eriksson 2011).

Fosfor är ett av de grundämnen som växter kan lida brist på och tillförs som växtnäringsämne i åkermark och annan produktiv mark. Samtidigt är fosfor också en ändlig resurs och kan endast utvinnas genom brytning. Jordens reserver av ekonomiskt brytbar fosfor är begränsade, vissa forskare menar att tillgångarna kommer vara sinade om 50- 100 år och att peak-fosfor nås 2030 (Cordell et al. 2009). Merparten av den lättillgängliga globala fosforåvåren är till stor del förorenad av kadmium vilket kräver kostsam rening om man inte vill ha förorenande gödselmedel. Det är därför av stor vikt att utnyttja samhällets restprodukter, som till exempel avloppsslam, för att återanvända fosfor och andra näringsämnen. Problemet med slamspridning är att det är förenat med risker då det, förutom näringsämne, även innehåller tungmetaller, smittor och kemikalier, som kan vara skadliga för miljön och människor. Speciellt är det kadmium, med dess dokumenterade risker som bromsar



slamspridningen idag. Att utveckla processer för slamrening som bidrar till en långsiktigt säker återföring av näring är alltså mycket angeläget.

Ett sätt att binda kol till jorden samtidigt som näring återförs är genom gödsling med biokol. Biokol är en typ av träkol som framställs genom pyrolys (syrefattig förbränning) av organiskt material, till exempel avloppsslam. Det som skiljer biokol från träkol är att det framtagits med syfte att fungera som jordförbättring och att lagra kol i marken. Tusen år gammalt träkol har visat sig vara orsaken till den höga andelen organiskt material och höga bördighet som påvisats i Terra Preta, de av människor brukade bördiga jordarna i Amazonas eller tjernozem (svartjordarna) i östra Europa (Glaser et al. 2002; Brodowski et al. 2007). Enligt Lehmann (2007) kan användning av biokol på åkermark anses tillföra flera goda egenskaper som till exempel förbättrad vattenhållning och markstruktur samt minskat läckage av näringsämnen. Att tillföra biokol till marken har även föreslagits som metod för att binda kol och på så sätt utjämna utsläppen av växthusgaser från förbränning eller nedbrytning av biomassa. Omvandlingen från kol bundet till biomassa till kol bundet i biokol leder till en inlagring av ca 50 % (beroende på råmaterial) av det initiala kolmängden jämfört med det låga beloppet kol som kvarhålls efter förbränning (3 %) eller biologisk nedbrytning (mindre än 10-20 % efter 5-10 år) se figur 1 (Lehmann et al. 2006). Flertal studier visar på att det globalt förekommer träkol eller biokol i marken till en större grad än man tidigare trott. Det finns även indikationer på att ökad mängd stabilt kol i marken kommer minska den hastighet med vilken kol i marken försvinner i återkopplingseffekter av klimatförändringar (Sohi et al. 2010).



**Figur 1** En jämförelse mellan kolinlagring mellan biokol och icke pyroliserat organiskt material. Bildkälla: Lehman et al. 2006

Examensarbetet görs i samarbete med EkoBalans i Lund. Arbetet är en del av miljösystemanalysen i ett forsknings- och utvecklingsprojekt i slamförädling genom pyrolys. Denna del av miljösystemanalysen har som syfte att värdera den framtagna process produkt, biokolets, kolinlagringseffekt. Ekobalans har tagit fram en metod för hantering av slam (med flera fasta organiska restfraktioner): kontrollerad pyrolys vid en temperatur där kadmium övergår i gasform och avskiljs med volatiliserade energirika gaser. Gaserna förbränns och det levererar den energi som behövs för att driva pyrolysprocessen och kadmium fångas i ett filter efter pyrolyspektorn. Dessutom medger processen en destruktion av smittor och oönskade organiska substanser samtidigt som det organiska materialet förädlas till ett biokol.

För att effektivt motverka klimatförändringarna genom kolinlagring i marken, måste det ske ett långsiktigt (minst 100 år) nettoavlägsnande av koldioxid från atmosfären och kolinlagring i markens organiska kol-pool (Lorenz och Lal 2014). Med markens organiska kol-pool menas det kol som är del av det organiska materialet i marken och är en del av den globala kolcykeln. Den globala markkolpoolen beräknas till 2500 gigaton och är 3,3 gånger större atmosfärens kol-pool (koldioxid) och 4,5 gånger större än den terrestra biosfären. Den globala markkol-poolen består av ca 1550 gigaton organiskt material (SOM) och resten är oorganiskt kol (Lal 2004). Hur mycket organiskt material som finns i marken bestäms av balansen mellan tillförsel av nytt material och nedbrytning av nytt och gammalt material (Eriksson 2011). Biokol antas kunna bidra till kolinlagringen om biokolet i sig själv är stabilt under en lång tid och/eller om samspelet mellan biokol och marken resulterar i en, under lång tid, nettoökning av SOM-poolen i relation till den atmosfäriska poolen (Lorenz och Lal 2014). Dock råder det oklarhet kring de processer involverade i biokolets påverkan på markens organiska material samt hur snabbt biokolet bryts ner i marken. Även om biokol är stabilt vet man att det någon gång måste brytas ner, för annars skulle jordens kol-pool endast bestå av biokol:

” If char is deposited by vegetation fires were inert, the Earth’s carbon (C) reservoirs would be entirely converted to biochar in than 100 000 years” (Lehmann, J, & Joseph, S 2009)

Modellering kan bistå med användbara verktyg för att undersöka potentiella effekter av tillsättning av biokol på produktiviteten av skördar och markegenskaper över en lång tid. Vid en genomgång av befintliga miljösimuleringsmodeller hittades endast en som kunde beskriva effekten av att tillsätta biokol i marken (Lychuk et al. 2014).

Ambitionen med den här studien är att på ett överskådligt sätt illustrera vad som händer i marken när biokolet tillsätts, och då specifikt illustrera vad som händer med kolet i marken.

- För att hjälpa konsumenterna av biokol att göra beslut som passar deras behov.
- Ta forskningen ett steg närmare framtida modellering av markkol där biokol kan inkluderas.
- Även om det har gjorts tidigare så kan en konceptualisering av mekanismerna hjälpa att komma ett steg närmare en framtida modellering av biokolet i marken.

Då det inte existerar långvariga experiment med biokol, är det modellering som kommer att spela en central roll i att försöka förutspå biokolets öde på långsikt, menar Sohi et al.(2010).

## 2 Syfte och frågeställningar

Syftet med arbetet är utforska om gödsling med näringsrikt biokol kan bidra till kolinlagring i marken. För att uppfylla arbetets syfte utgår jag från följande frågeställning:

- Vad händer med markens organiska material (SOM) efter tillsättning av biokol?

### 2.1 Avgränsningar

Gödsling med näringsrikt biokol har många direkta och indirekta effekter på klimatet men i mitt arbete begränsar jag mig till att granska påverkan på det organiskt bundna kolet i marken. Även om biokol har en påvisad effekt på utsläpp av lustgas och andra växthusgaser behandlas dessa effekter inte i denna studie. Studien tar dock i beaktande biokolets påverkan på växtligheten då den indirekt kan påverka mängden kol i marken.

Då forskningsfrågan gäller påverkan på kolet i marken är det faktorer som påverkar kolet i SOM som står i fokus i denna studie, även om jag inser att näringsämnen N, P och S spelar en viktig roll i dynamiken för SOM. Geografiskt avgränsas studien till jordbruket. I exempelscenariot, som byggs upp med hjälp av systemet jag tagit fram, kommer biokol från avloppsslam tillsättas på svensk matjord.

Dessutom ska nämnas att även om jag bygger alla orsakssamband på en litteraturstudie, gör jag inget anspråk på att uttömligt ha granskat all litteraturen fråga. Jag har använt mig av studier där kausala samband kan påvisas och utgått ifrån forskning huvudsakligen från de senaste 10 åren. Jag har hämtat data från metaanalyser där det har gjorts sådana. Som en del av den konceptuella modelleringsprocessen ska en konfirmation gentemot modellen göras genom att jämföra med ett så kallat observerat beteendemönster (Observed Behavior Pattern) och litteraturen. Sammanställningen är kvalitativ och presenteras med hjälp av en konceptuell modell. Sammanställningen utgör sig inte för att täcka hela fältet och kan

därför inte ge en balanserad bild av hela forskningsläget, utan syftet är att få fram alla möjliga kausala samband som kan uppstå när biokol tillsätts marken.

## 2.2 Tidsperiod

Att bestämma en tidsperiod är central när det kommer till frågor om hållbarhet och klimatåtgärder. För att kunna säga något om hur biokolet bidrar till att göra marken till en kolsänka och således minskad växthuseffekt bör man ha ett långt tidsperspektiv. Kolcykel är på 100–1000 år och är den tid det tar för kolet att omsättas mellan de stora kolreserverna. För att det ska vara intressant för konsumenten, till exempel en jordbrukare, bör tidsperspektivet inte vara för långt. Den ekonomiska cykeln kan tänkas vara markant kortare. Kanske förväntar man sig en avkastning på en investering efter max 20-30 år. För att ta hänsyn till båda har jag valt en tidsperiod på 100 år.

## 3 Metod och material

### 3.1 Systemanalytisk sammanställning

Studien är en vetenskaplig sammanställning (översatt från engelskans scientific review) av ett urval av dagens forskning. För att besvara frågeställningarna används ett systemdynamiskt tillvägagångssätt. Genom att använda systemdynamiska verktyg som causal loop diagram (CLD) skapas en konceptuellmodell för det komplexa systemet som innefattar markens processer (och biokol) för att illustrera orsakssamband. Det är främst processer som berör det organiska materialet som är av intresse här men även de fysikaliska, kemiska och biologiska processer som det berörs av.

Systemtänkande går ut på att skapa förståelse av ett system genom att granska kopplingarna och sambanden mellan komponenterna hela systemet är uppbyggt av. Det här tillvägagångssättet strävar efter att utveckla en bättre förståelse av komplexa problem och tillhandahålla praktiska och integrerade strategier för lösning av dessa (Koca 2014). Med systemtänkande eftersträvar man en holistisk syn på världen. Mer kan läsas om teorierna som metoden bygger på; *theory of nonlinear dynamics, control theory* i Serman(2000). Systemanalys är en tvärvetenskap, som analyserar system och samband inom systemen genom att skapa mental representations modeller med hjälp av *Causal Loop Diagram* (CLD) under ett antal Group Model Building sammanträden.

Systemdynamik är en metodologi för att upptäcka, förstå och ta hand om komplicerade återkopplingssystem över tid. Återkoppling eller *feedback*, spelar en central roll i systemdynamiken. En återkoppling är resultatet av en situation där en faktor påverkar en annan faktor som i sin tur påverkar den förste, kanhända i en kedja av orsak och verkan. De här två länkarna kan inte studeras oberoende av varandra när man ska försöka förutse hur systemet beter sig. Vill man alltså dra riktiga slutsatser om hela systemets beteende, måste det beaktas och studeras som ett återkopplingsystem.

”With the help of systems dynamics the mental model structures are taken into one step further and transferred into dynamic numerical models. Such models can be used as decision support tools enabling the user to generate different scenarios and analyze the associated simulation results”(Koca 2014)

De kausala sambanden är inte numeriska i en CLD utan visar bara kausalitetens riktning. Kausalitet har endast två riktningar, antingen positivt eller negativt. Vanligtvis symboliseras dessa med plus- och minustecken, även i min CLD. Med hjälp av systemdynamik går man sedan vidare med de kvalitativa mentala modellerna och omvandlar dem till kvantitativa dynamiska numeriska modeller(Koca 2014). Systemdynamisk analys är en iterativ process som kan delas in i följande steg(Wallman 2003):

1. Börja med att identifiera och definiera problemet
2. Utifrån nuvarande kunskap och förståelse utvecklas en dynamisk hypotes som förklarar hur systemet beter sig
3. En datorsimuleringsmodell utvecklas
4. Alternativa lösningar testas för att utforska hur modellen beter sig
5. Den bästa lösningen implementeras

Enligt Koca (2014) kan systemanalys och den konceptuella modelleringsprocessen delas in i tre steg;

#### Steg 1: Definition

- Definiera en fråga att bli besvarad. Varför gör jag denna modell? (till exempel är bioetanolproduktion ur majs hållbart?)
- Bestäm systemgränser (rumsliga och tidsmässiga)
- Identifiera de huvudsakliga komponenterna/variabler i systemet

#### Steg 2: Klargörande

- Identifiera kopplingarna mellan systemkomponenterna
- Beskriv de kausala sambanden
- Identifiera kopplingar(feedbacks) och tidsfördröjningar

### Steg 3: Bekräftelse

- Jämför referens beteende mönstret(Reference Behaviour Pattern (RBP)) med ett observerat beteende mönster(Observed behaviour pattern (OBP))
- Be andra ge feedback på din CLD; kontrollera med litteraturen
- Iterativ process. Genom diskussioner skapas nya insikter och frågor.
- Gå tillbaka till steg 1 och 2 och revidera din CLD med hjälp av den nya kunskapen och förståelsen.

## 3.2 Tillvägagångssätt

Jag utförde sammanställningen genom en litteratursökning av relevanta och aktuella artiklar och litteratur. Insamlingen skedde under våren 2015. Sökningen skedde via databaserna LUBsearch (gemensam ingång till bibliotekens samlade resurser på Lunds universitet) och Web of Science för att finna vetenskapliga och internationellt publicerade studier med de sökord jag hade valt när jag valt begräsning av systemet i steg ett av systemanalysen(se föregående stycke).

Började sökningen med sökorden "biokol" och "biochar" tillsammans med "review" eller "meta analyse OR meta analysis OR meta-analysis" och "carbon sequestration"(kolinlagring) för att få en överblick av forskningsläget. De publicerade litteratursammanställningarna och metaanalyserna utgjorde en bra källa för ytterligare källor. För varje identifierad artikel i sammanställningsartiklarna utvärderade jag titeln och abstract för att avgöra om den innehöll originaldata och var relevant för studien (soil carbon, soil organic carbon sequestration mm.). De artiklar som uppfyllde dessa kriterier undersöktes i detalj. Här fick jag fem träffar, bland annat en metaanalys av Liu et al. (2013): *Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data* och en sammaställning av Lorenz och Lal (2014): *Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration*. Gick sedan vidare med att begränsa mig till "biochar" AND "SOM" OR "soil carbon" OR "SOC" OR "soil". Har valt att inte söka med black carbon eller äldre benämningar för att få upp de senaste artiklarna. Söker man med biochar gav det också resultat på black carbon i många fall. Dock är detta en begräsning och möjlig felkälla. När det råder oenighet bland artiklar har jag i mån om möjlighet valt meta analysens resultat. Dock har det vid skrivande stund inte publiceras en enda metaanalys av biokolets effekter på inlagring av kol i marken.



I den här studien presenterar jag en konceptuell modell av processerna relaterade till biokolets påverkan på markens SOM. I första steget i modelleringsprocessen väljs systemgränserna (se Avgränsningar). Systemets variabler väljs utifrån litteratursammanställningen och med hjälp av tidigare markmodeller. Min modell bygger vidare på den konceptuella modellen för ForSAFE (Wallman, P, Svensson, M, Sverdrup, H, & Belyazid, S 2005). Till SOM räknas markens ursprungliga SOM samt det biokol som tillsätts marken.

I andra steget beskriver jag variablernas kausalitet och faktorerna som kan påverkar processhastigheterna, utifrån sammanfattningen av processerna. Detta presenterar jag med hjälp av en CLD. Jag börjar med att lägga ut alla variabler, sedan beskriver jag de kausala sambanden utifrån litteraturöversikten, och till slut beskriver jag möjliga feedbacks eller tidsfördröjningar. De samband som inte beskrivs i tidigare modeller, presenteras med referenser i tabell 2.

I sista steget sammanfattar jag processerna ur ett frågeställningsperspektiv och beskriver hur markens organiska material reagerar på biokolet under olika förhållanden, med hjälp av min modell.

## 4 Resultat

*I det här stycket kommer jag gå igenom alla de processer som är relevanta för frågeställningen – hur biokolet påverkar markens organiska material. Jag har delat upp resultatet i processer som direkt påverkar SOM och i processer som indirekt påverkar SOM.*

Flera av kausalsambanden i mitt system är väl dokumenterade och utvärderade ekvationer som har utvecklats och används i befintliga skogs- och markmodeller. (Dessa går att läsa mer om i de ursprungliga artiklarna). De delar och orsakssamband som avser biokolet och är unika för det här systemet beskriver jag mera i detalj och med hänvisning till den ursprungliga studien.

### **Kol i marken**

Första steget i att försöka förstå vad som händer med kolet i marken när man tillsätter biokol, är att förstå kolets roll i marken. Kol förekommer i marken i olika former. En första indelning kan ske mellan organiskt och oorganiskt kol. För organiskt kol i marken används ofta förkortningen SOC, soil organic carbon, eller SOM, soil organic matter för att beskriva allt organiskt material. Till SOM räknas, förutom organiskt bundet kol även ett stort förråd av näringsämnen. Största delen av markens kväveförråd och, i markens översta horisonter, oftast också största delen av markens svavel och fosfor är inbyggt i det organiska materialet (Eriksson 2011). Även om mängden kol i organiskt material kan variera avsevärt, så brukar man räkna med en kolmängd på 58 % i SOM.

Komponenten organiskt kol i marken kan innefatta både levande organismer som döda organismer, förruttnade kroppar av bakterier, svampar, insekter och maskar tillsammans med växtrester och gödsel. Oorganiskt kol i marken förekommer som karbonationer, oftast i salter som t.ex kalciumkarbonat eller som mineral i form av sten eller sand. Till skillnad från SOM eller SOC erbjuder inte det oorganiska kolet mikroberna energi och deltar inte fundamentalt i jordbyggnationen (Wilson 2014).

Det organiska kolet kan vidare indelas i stabilt organiskt material, "recalcitrant carbon", organiskt bundet kol som är resistent mot nedbrytning som t.ex. humus och "labile carbon", labilt kol. Den senare gruppen är både biotillgänglig, vilket innebär att den består av lättomsättbara föreningar som sockerarter, oljor och alkoholer, och är fysikaliskt tillgänglig för mikroberna genom att inte vara bundna som mineraler. Det här är en vanlig första indelning av kolet i marken och används frekvent i litteratur om markkol och biokol. Denna uppdelning förekommer även i många modeller.

Organiskt material har en positiv påverkan på nästan alla jordars fysiska egenskaper, ur ett odlingsperspektiv (Eriksson 2011). Även jordens kemiska egenskaper påverkas av höjd halt organiska material. Organiskt material har förmågan att binda till sig växtnäringsämnen, reglera pH och till kan även absorbera giftiga substanser. Organiskt material innehåller även en rad näringsämnen som mineraliseras vid nedbrytning, vilket bidrar till uppkomsten av reducerande förhållande i marken.

## **Biokolets egenskaper**

*Biokol kännetecknas för sin organ-kemiska och fysikaliska struktur som ger den dess stabilitet i marken*

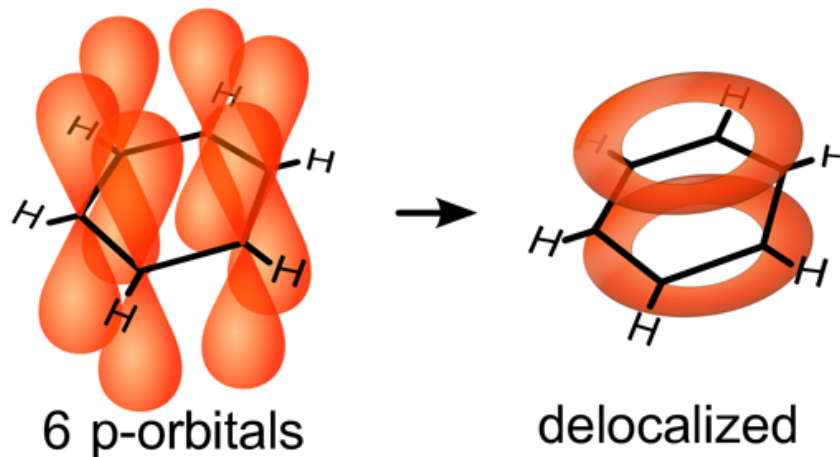
Vid pyrolys omvandlas organiskt material (råmaterialet) till biokol och medför att andelen motsträvt kol ökar signifikant. Biokolet är en svärtad, krympt version av råmaterialet med högre andel kol och väldigt liten andel väte och syre (se tabell 1). Biokolet ärver mycket av råmaterialets mikroskopiska struktur, med skillnaden att cellulosa, lignin och hemicellulosa nu har omvandlats till andra allotroper av kol.

Vad biokol egentligen är, ur kemisk synpunkt är svårt att svara på grund av den stora skillnaden i råmaterial och pyrolysförhållanden. (se tabell 1) Att svara på den frågan är inte heller syftet med den här översiktsartikeln, men dock nödvändigt för att kunna förutspå biokolets reaktioner i marken och en viktig del av en möjlig klassificering av biokolet, enligt forskare (Joseph et al. 2010).

En definierande egenskap hos biokol är att den organiska delen av biokolet har en hög kolhalt, som till största del består av en samling kondenserade kol ringar eller aromatiska föreningar (se figur 1) som kännetecknas av ringar av sex kolatomer

bundna till varandra utan O eller H, som annars förekommer rikligt i levande organiskt material. Aromatiska föreningar är mycket stabila och bryts långsamt ner av mikroorganismer. Hur stor och ren (kondenserad) den kondenserade aromatiska strukturen är, beror på pyrolysens högsta behandlings temperatur (förkortas HTT från engelskans *highest treatment temperature*) med fler kondenserade aromatiska föreningar ju högre HTT (Keiluweit et al. 2010). Råmaterialet påverkar också hur kondenserat (hur grafitlikt) biokolet kommer att bli, t.ex. trämaterial gav högre kondensation än mineral rik spillning i (Smernik och McBeath 2009 Conference). Skulle dessa aromatiska ringar vara ordnade i perfekt plana skikt skulle det betecknas som grafit. Dock bildas inte grafit till någon större omfattning vid de temperaturerna biokol framställs i. I stället bildas mycket mer oregelbundna arrangemang av kol, innehållande O och H och, beroende på råmaterialet, mineraler (Lehmann och Joseph 2009). Detta virrvarr av kristalliner bidrar till att ge biokolet dess porösa egenskaper (Wilson 2014). Ut mot biokolpartikelns yta ökar successivt oxidationen, då främst genom ett ökat antal karboxylgrupper (Liang et al. 2006 eller Cheng et al. 2006).

Sammansättningen grundämnen förändras genom att allt cellulosa och lignin förstörs fullständigt och aromatiska strukturer med furan-liknande föreningar uppkommer (Paris et al. 2005; Baldock och Smerik 2002).



**Figur 2** Aromaticitet hos bensenmolekylen. Elektronerna i de sex p-orbitalen blir delokaliserade och bildar en ”bindning” som täcker hela molekylen. Bildkälla: Creative Commons CC- BY-SA: [http://en.wikipedia.org/wiki/Conjugated\\_system](http://en.wikipedia.org/wiki/Conjugated_system)

## **Fysikaliska egenskaper hos biokolet (Eller fysiokemiska egenskaper)**

Egenskaperna hos biokol kan variera beroende på faktorer som råmaterial, pyrolysförhållanden (slutgiltiga pyrolystemperaturen, upphettningshastigheten) och förkolningens varaktighet (se Mukherjee och Lal 2013 för referenser). Effekterna av att tillsätta biokol kommer att bero på dess egenskaper. De viktigaste karaktärsdragen hos biokol är dess stora specifika yta (surface area) och förekomst av mikroporer (Downie et al. 2009) som bidrar till biokolets adsorptiva egenskaper. Biokolets porositet bestämmer dess specifika yta. Porstorleksfördelningen är mycket varierande och innefattar nano, mikro och makroporer (Downie et al. 2009). De större makroporerna är viktiga för luftning och hydrologiska egenskaper i marken. Makroporerna erbjuder också en livsmiljö för mikrober. De mindre porerna är viktiga för molekyladsorption och -transport (Atkinson et al. 2010).

Biokol med samma råmaterial behöver inte ha samma specifika yta. Det kan bero på att de producerats i olika produktionsförhållanden, och mera specifikt haft olika slutgiltig förbränningstemperatur. Dock är relationen toppförbränningstemperatur/specifik yta, por diameter och – volym mycket komplex, enligt Mukherjee och Lal (2013).

- Biokolets kanske viktigaste fysikaliska egenskap är dess stabila natur. Dock är det tillsammans med markens egenskaper som stabiliteten bestäms.

## **Bindningsförmåga**

Biokol har stor bindningsförmåga och adsorberar, förutom oxider och kväve, också metall joner, löst organisk materia, lösta organiska näringsämnen, polära ämnen, t.ex. polära organiska pesticider och hydrofoba ämnen som t.ex. PAH, lignin och tannin (Glaser, Lehmann och Zech 2002).

Tabell 1 Agronomiska egenskaper hos avloppsslam och biokol från avloppsslam. Bildkälla: Hossain et al. 2011.

**Table 2**  
Proximate, ultimate and agronomic properties of wastewater sludge and sludge biochar at various temperatures.

	Unit	Wastewater sludge	Sludge biochar			
			300 °C	400 °C	500 °C	700 °C
Moisture	%	7.6	4.3	4.2	3.5	3.4
Ash	%	34	52.8	63.3	68.2	72.5
FC	%	8.2	9.1	6.8	7.6	8.3
VM	%	50.2	33.8	25.7	20.7	15.8
C	%	32.3	25.6	20.2	20.3	20.4
H	%	4.47	2.55	1.28	0.88	0.51
N	%	3.27	3.32	2.40	2.13	1.20
O	%	18.36	8.33	4.61	0.65	0.00
pH	pH Unit	4.42	5.32	4.87	7.27	12
EC	ds m <sup>-1</sup>	11.95	4.12	4.15	4.7	2.5
Colwell P	mg kg <sup>-1</sup>	747.5	492.5	740	567.5	527.5
KCl extrac. NH <sub>4</sub> -N	mg kg <sup>-1</sup>	7275	1175	142.5	25	1.34
KCl extrac. NO <sub>3</sub> -N	mg kg <sup>-1</sup>	35	<0.2	<0.2	0.24	0.32

FC = fixed carbon, VM = volatile matter, O% calculated by difference.

## Klassificering av biokol

För att kunna ta reda på vad som händer med markkolet, när man tillsätter biokol, måste man först veta vad biokolet innehåller. Biokol existerar med mycket olika innehåll och egenskaper; askhalt (och sammansättning); densitet; vatten adsorption; por-storlek; toxicitet; jon adsorption och avgivning; motsträvighet mot mikrobiell eller kemiskt förfall; ytkemiska egenskaper (t.ex. pH eller spänning); fysikaliska egenskaper (t.ex. specifik yta)(Joseph et al. 2009). De egenskaper som påverkar markkolet går vi igenom längre ner i detta kapitel. Mängden faktorer som påverkar biokolets egenskaper och antalet möjliga förändringar i relevanta egenskaper gör en klassificering av biokol till en nödvändighet menar Joseph et al. Vid skrivande stund (?) existerar inget officiellt system för klassificering. Joseph et al. (2009) presenterar ett förslag på ett enklare klassificeringssystem av biokol som tar med, enligt författarna, de viktigaste egenskaperna:

1. Totala mängden C, H och O och labila och stabila fraktionerna av totala mängden C, H och O inkluderas då de är komponenter av den labila fraktionen.

2. Mängden andra grundämnen och deras relativa löslighet och tillgänglighet för växterna och mobilitet.
3. Ytarea och porstorleksfördelning
4. Förmågan att generera negativ ytspänning över tid tillsatt i jord, mätt genom ändring i katjonbyteskapacitet(CEC) och pH för biokolet.

## Biokolets direkta påverkan på det organiska materialet i marken

Biokol kan öka lagringen av markens organiska kol (SOC) med anledning av den naturliga stabiliteten i fraktioner av biokolet, men också genom att påverka nedbrytningen av fraktioner av markens SOC. Samtidigt sker en långsiktig förlust av biokolet i marken genom nedbrytning, markförstöring, erosion och urlakning(Lorenz och Lal 2014).

### **Biokolets påverkan på den labila delen organisk material i marken (SOM)**

- Tillsättning av biokol ökar den labila fraktionen i marken initialt på grund av den labila fraktionen i biokolet. Till biokolets labila fraktion hör:
  - Biooljor(pyrolysoljor), kondensater (produkter av en kondensationsreaktion)(Lehmann och Joseph 2009)
  - Vattenlösliga mineralkarbonater. Karbonaterna finns på biokolets yta eller i sprickor eller porer vid ytan. Dessa löses lätt upp, medan de karbonater som finns i biokolets matris löses sannolikt upp först när den amorfa kolmatrisen börjar brytas ner(genom fysisk, biologisk eller kemisknedbrytning(Lehmann och Joseph 2009).
  - Organiska molekyler som lätt löses i markvattnet (t.ex. kolhydrater som inte har pyroliserats) och därför snabbt kan mineraliseras av mikroorganismer(Lehmann och Joseph 2009).
  - alifatiska kolväten som oljor som är mindre stabila än aromatiska kolföreningar(Lehmann och Joseph 2009).
  - kol som är en del av biokolets amorfa eller mikrokristallina struktur och anses tillhöra den stabila fraktionen av biokolet, men som mineraliseras på partikelns yta. Oxidering på ytan sker snabbt. Även

om det är oklart hur mycket den här snabba oxideringen på partikelytan(d.v.s. bildande av oxiderade funktionella grupper (kräver H och O atomer) eller komplex med leror) bidrar till kolets mineralisering, så är det sannolikt att det bidrar till viss mån(Joseph et al. 2009).

- (Andra former inkluderar co-metabolism med det lösliga organiska ämnen eller oljor, platser av *dangling bonds* och vakanser i amorfa och kristallina gitterstruktur eller dislokationer i hög mineralaska och låg temperatur amorft biokol som erbjuder möjligheter för snabb oxidation på grund av låg aktiveringsenergi krävs.)
- Kan minska den labila fraktionen initialt, genom att öka nedbrytningen(priming effect)(innehåller lätt nedbrytbara kolföreningar samt näringsämnen, kväve, fosfor) genom co-metabolism(se Co-metabolism och priming).

### **Biokolets påverkan på den stabila delen organiskt material (SOM)**

- Ökar den stabila fraktionen initialt och på långsikt genom dess stabila fraktion, bestående av:
  - en amorf-fas av aromatiska föreningar(Lehmann et al 2005).
  - en kristallin fas med grafen-liknande lager
  - Beror på O: C<sub>org</sub> förhållandet (fås genom att mäta biokolets H: C<sub>org</sub> som är nära relaterat till O: C<sub>org</sub> förhållandet), som har visat sig korrelera väl med biokolets stabilitet i marken(Spokas 2010).
- Ökar indirekt och på lång sikt, genom att stimulera humifiering(se stycket om humifiering)

### **Biokolet och markorganismer**

*Kan medföra en indirekt ökning av mikroorganismer i marken på långsikt(pga. ändring i markens pH, vattenhållningskapacitet, por-distribution, porositet), vilket skulle bidra till att öka mängden kol bundet i marken.*

Av markens organismer har mikroorganismerna(huvudsakligen bakterier, svampar och arkéer) störst kvantitativ betydelse för nedbrytningen av organiskt material och humifiering(Eriksson 2011).



I flertal studier har mikrobiell biomassa påvisats öka till följd av tillsättning av biokol. I en metaanalys utförd av Harpole och Biederman (2013) rapporterades en signifikant och stark effekt av biokoltillsättning på markmikroorganismers biomassa, samt signifikant ändring på enzymaktivitet:

” We find that despite variability introduced by soil and climate, the addition of biochar to soils resulted, on average, in increased aboveground productivity, crop yield, soil microbial biomass, rhizobia nodulation, plant K tissue concentration, soil phosphorus (P), soil potassium (K), total soil nitrogen (N), and total soil carbon (C) compared with control conditions”(Biederman och Harpole 2013)

Studien har emellertid fått kritik(Jeffery et al. 2013). Motsvarande samband kunde inte påvisas i en metaanalys utförd av Jeffery et al. (2011).

En studie av Quilliam et al. (2013) undersökte om biokolet kunde erbjuda ett viktigt habitat (i den så kallade *charosphere*) för mikroorganismerna i marken. På grund av den stora porvolymen i biokolet har det antagits kunna erbjuda ett signifikant habitat för mikroorganismer och samtidigt skydd mot rovdjur. Även om det kan stämma i ett längre tidsperspektiv (efter>100 år i marken), kommenterar författarna, kunde det efter tre år i marken påvisas endast sparsam kolonisation av mikroorganismer på biokolet. Även om biokol inte visade sig erbjuda ett passande habitat för mikroorganismer, påpekade författarna att ändringar i fysiokemiska egenskaperna, t.ex. mark porositet, pH, CEC och bindningsförmåga kan indirekt påverka mikrobiell aktivitet i marken (Quilliam et al. 2013).

### **Biokolets inverkan på nedbrytningen av organiskt material i marken(SOM)(Priming och humifiering)**

*Nedbrytningen av markens organiska material (SOM) kan förstärkas eller försvagas av närvaron av biokolet i marken.*

Det råder bristande kunskap av effekterna av biokol på nedbrytningen av SOM i marken. Hur tillsättning av biokol påverkar markens mikroorganismer är beroende på hur markens SOM och mikrobiella struktur ser ut(Ameloot et al. 2013b). Mineraliseringen av SOM kan förstärkas eller försvagas av närvaron av biokol, vilket brukas kallas för positiv eller negativ ”priming” på engelska(Hamer et al. 2004).

Gomez et al.(2014) blandade biokol(från ek med HTT 550° C) med fyra tempererade jordar och med olika givor. Effekterna på markens mikrobiella biomassa och samhällsstruktur mättes, och det visade sig att mikroorganismerna använde biokol som substrat endast till en begränsad omfattning. I stället menar Gomez et al. att den fraktion som brutits ner möjligtvis är biokolets oorganiska kol och att nedbrytningen skulle ha skett abiotiskt.

En studie utförd i svensk borealskog påvisade en positiv påverkan på nedbrytningen av humus vid tillsättning av svartkol(så kallad priming uppstod). Kraftig förlust av skogshumus vid närvaron av svartkol rapporterades i experimentet som varade i 10 år. Forskarna lämnade mesh-påsar med antingen humus, svartkol och svartkol-humus blandning och noterade hur stor massförlusten var från varje påse över en period på 10 år. Påsen med biokol-humus visade sig förlora mer massa än kontrollgrupperna. (Wardle, Nilsson, Zackarisson 2008). Orsaken till stimuleringen förklarades med ökad mikrobiell aktivitet vid närvaron av svartkol. Den ökade mikrobiella aktiviteten i påsarna kan ha lett till ökad mass-och kolförlust antingen genom ökad respiration på grund av ökad nedbrytning, eller genom ökad urlakning av lösta föreningar(Wardle et al. 2008). Baserat på dessa resultat påpekade författarna att risken finns att svartkolets positiva fördelar som kolsänka delvis kan överskuggas av förlusterna av SOM, inducerat av svartkol(”priming”)(Wardle et al. 2008).

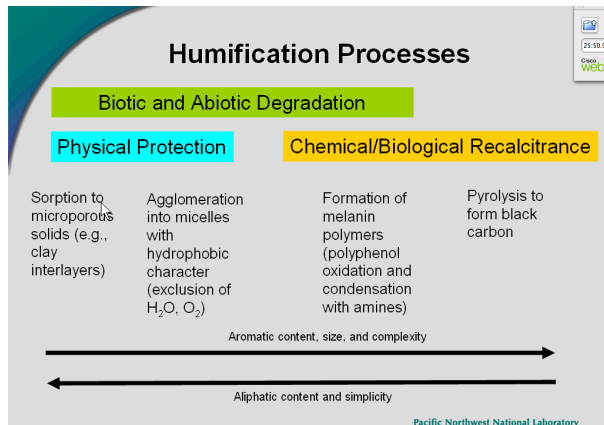
Biokol kan öka SOC aggregering vilket i sin tur minskar kolförluster, enligt en metaanalys (Liu et al. 2013).

## Humifiering

*Biokol kan verka som katalysator för humifieringen av förnan i marken. Biokol verkar främja humifieringsprocesser på grund av dess unika sorptiva egenskaper(Amonette et al. 2006). Vag kausalitet*

Humifiering antas innefatta följande processer, ingen oberoende av den andra(Amonette et al. 2006):

- Biotisk och abiotisk nedbrytning
  - Fysikaliskt skydd
  - Kemisk/ biologisk motsträvighet



Figur 3 Humifieringsprocessen enligt Amonette et al. (2006).

Med humifiering avses de processer som vid förnans (växt- och djurresters) nedbrytning bildar humusämnen (NE). Humus är en organisk substans som förekommer framför allt i jord och torv. Kemiskt sett är humus ingen enhetlig ämnesgrupp och dess struktur är fortfarande till stor del okänd. Man antar att humus i huvudsak är uppbyggd av aromatiska (bensen- och naftalenringar) och heteroaromatiska (pyrrol-, furan- och indolringar) ringsystem hopkopplade till mycket högmolekylära system som aggregeras till humuspartiklar. I ringsystemen förekommer dessutom olika slags funktionella grupper som hydroxi-, metoxi- och karboxylgrupper (NE).

Humifiering av organiskt kol i marken antas involvera både abiotiska och enzymatiska (biotiska) drivna processer. Fenoloxidas enzymer katalyserar oxidationen av fenoliska och liknande föreningar och kinoner bildas. Därefter reagerar kinoner med aminer för att bilda melanin-föreningar som är mer resistent mot mikrobiell nedbrytning. Det som motsätter denna raka humifieringsprocess är nedbrytning och eventuell oxidation av markkolet genom en kombination av oxiderande och hydrolytiska processer, både enzymatiska och abiotiska. För att uppnå netto humifiering måste rätt typ och mängd av oxidering främjas samtidigt som konkurrerande nedbrytningsprocesser måste hindras (Amonette et al. 2006).

Amonette et al. (2006) med fler har fokuserat på att identifiera praktiska sätt att stabilisera fenoloxidas enzymer för att öka deras livslängd och totala aktivitet i marken. Amonette et al. föreslår att närvaron av träkol kan främja aktiviteten hos fenoloxidas enzymen *Tyrosinasm*, tillsammans med Fe och Mn oxider, och på så sätt

spä på humifieringen. Detta föreslås bero på träkolets höga jonbyteskapacitet, omfattande hydrofoba ytor samt höga porositet, som tillsammans samverkar för att koncentrerar organiska reaktanter och enzymet i gränsytan träkol/vatten.

### **Stabilisering av biokol i marken**

Organiskt material som tillsätts marken utsätts för såväl stabiliserande som destabiliserande mekanismer. Faktorer som materialets inneboende motsträvighet, rumslig separation av nedbrytare och substrat och formation av växelverknings mellan mineralytor och organiskt material, är stabiliserande processer och bidrar alla till ökad uppehållstid för materialet (Sollins et al. 1996). Det organiska materialet relativt stabila karaktär, skyddat inuti aggregat eller genom formation av organ-mineral interaktioner kan också vara relevanta för biokolets stabilitet och livslängd i marken menar Lehmann et al. (2009).

#### *Motsträvighet*

Se Biokolets påverkan på stabila delen.

#### *Rumslig separering*

Biokol har huvudsakligen funnits i fraktioner av SOM som vistas i aggregat snarare än som fritt organiskt material (Brodowski et al. 2007), vilket antas minska dess tillgänglighet för nedbrytare. Emellertid har det inte påvisats ha effekt i jordar med finare textur (lerjordar) (Liang 2008).

#### *Växelverknings med mineralytor*

Biokol har hittats som aggregat i marken i så kallade organ-mineralkomplex (Brodowski et al. 2007), vilket skulle tyda på att biokol bildar interaktioner med mineraler i marken. Brodowski et al. (2007) påvisade att svart kol, till skillnad från andra organiska material, i ökad grad vid ökat markdjup var bundet till fraktioner av storleken grov silt och sand. Möjligtvis är det i dessa organ-mineralkomplex som kolet skyddas från nedbrytning och hålls bundet under lång tid.

### **Nedbrytning av biokol i marken**

I en studie av Kuzyakov et al. (2009) uppskattades biokolets nedbrytningstid under optimala förhållanden till 0,5 % per år. Med tanke på att nedbrytningen är ungefär 10 gånger långsammare under naturliga förhållanden innebär det en halveringstid på ca 1400 år. Det här kan jämföras med nedplöjd halm som enligt Eriksson (2011) har brutits ner till 50% redan under den första månaden i en biologiskt aktiv jord.

Även om biokol har en hög stabilitet i marken, kan den brytas ner av mikroorganismer. De facto är heterotrof nedbrytning den viktigaste mekanismen för nedbrytning av biokol, enligt flertal studier (Lehmann, Czimczik, Laird och Sohi 2009). Det har visat sig att där mikrobiell aktivitet är förtryckt, är också mineraliseringen av biokol minimal (Lehmann et al. 2009). Svampar och bakteriers andel av metaboliseringen är oklar även om de har hittats på biokolets yta (Pietikäinen et al 2000; Quilliam et al 2013). Vit-röta (*white-rot fungi*) har t.ex. visat sig kunna metabolisera brunkol och trä och skulle kunna vara en viktig faktor av nedbrytningen av biokol (Hofrichter 1999). Även här verkar biokolets råmaterial spela stor roll på hur markens mikroorganismer reagerar på de ändrade markförhållanden som biokol medför. Desto mer lignin, desto större andel aromatiskt C och större C:N kvot, vilket vidare skulle verka göra nedbrytningen av biokol långsammare (Ameloot et al. 2013a).

#### *Co-metabolism och "priming"*

Co-metabolism (simultan nedbrytning?) kan vara den största orsaken till nedbrytning av komplexa kolformer som t.ex. brunkol, enligt William och Fakousa (1997). På så sätt skulle också co-metabolism kunna tänkas främja samtidig nedbrytning av biokol. Med co-metabolism menas mikroorganismernas förmåga att använda närvarande lättillgängligt organiskt kol för att bryta ner mer svårtillgänglig. I laboratorieexperiment bevisades att nedbrytning av biokol från ek trä, råg och majs rester, fördubblades under en kort tid med tillsatt glukos eller glukos och näring (Hamer et al. 2004). Glukos används som en enkel likvärdig för det labila kol som utsöndras in i marken av levande växters rötter. Även försök på biokol gjort på Engelsk rajgräs (*Lolium perenne*) påvisa stark ökning i nedbrytningen av biokol (6 gånger) när glukos tillsats (Kuzyakov, Subbotina, Chen, Bogomolova och Xu 2009). Dock varade den ökade nedbrytningen endast mellan 1- 4 veckor och avtog sedan. Enligt Lehmann et al. (2009) är det möjligt att det krävs en närvaro av lätt nedbrytbart organiskt kol för att biokol skall brytas ner, även om det inte är bevisat. Dock betyder det inte heller att nedbrytningen av biokol automatiskt skulle öka med tillsatt lätt nedbrytbart materia, utan kan påverka den icke-pyroliserade delen av SOM

menar Lehman et al. I en fältstudie fann man att en liten ökning i nedbrytningen av biokol ökade med närvaron av rötter. Studien ifrågasätter om inkubationsstudier alls är applicerbara för att utvärdera biokolets stabilitet(Ventura et al. 2015).

#### *Abiotiska processer*

Under den första tiden biokolet är i marken, är nedbrytningen främst abiotisk(Cheng et al. 2006) även om vissa enzymatiska reaktioner kan ske(Hockaday 2006). Hydrolys och oxidation av biokolets yta skapar negativt laddade karboxyl- och fenolgrupper efter några månader i inkubation(Cheng et al. 2006). Abiotisk oxidation har kanske inte så stor inverkan när det kommer till kolförlust, men oxidation kan kanske underlätta mikrobiell metabolism av det annars mycket svårnedbrytbara aromatiska ringstrukturerna och hydrofoba ytorna på biokolet. Det är möjligt att abiotisk oxidation är en nödvändighet för att den biologiska mineraliseringen av det högaromatiska biokolet ska kunna ske(Lehmann et al. 2009).

#### *Fysisk nedbrytning av biokolet genom blandning, erosion och urlakning*

Fysisk nedbrytning (vittring), tillsammans med urlakning och bioturbation av biokolets struktur kan vara en stor, men dåligt studerad, orsak till förlust av biokol från marken. I en studie samlades data både från artificiellt vittrat och naturligt vittrat biokol från fält. Resultatet tyder på att en potentiellt betydande orsak(större än kemisk och mikrobiell nedbrytning) till att biokol försvinner från marken är fysisk nedbrytning av biokolets struktur(Spokas et al. 2014).

## Indirekta effekter- Biokolets påverkan på produktionen av växtbiomassa (tillväxten)

*Tillsättning av biokol har tydligt samband med ökad biomassa ovanjord(ökad tillväxt)på upp till 2 år(Biederman och Harpole 2012; Jeffery et al. 2011).*

Mängden producerad växtbiomassa, utsöndringen av kol från växtrötter och överföring av kol från växt till rot symbionter, är en viktig faktor som påverkar inflödet av kol till marken i agroekosystem(Ciais et al. 2010). I och med det kan tillsättning av biokol som ökar koldioxidfixeringen indirekt öka mängden koldioxid

som lagras som SOM. Det råder en stor variation i agrikulturell produktivitet efter tillsats av biokol men effekterna av markens egenskaper, klimatförhållanden och växtarter är mindre välkända (Blackwell et al. 2009). Största delen av studier har utförts i tropiska och subtropiska regioner och extrapolation av biokolets effekter på avkastningen i tempererade regioner är oklar (Jeffery et al. 2011). I en metaanalys bestående av 371 individuella experiment (Biederman och Harpole 2012) kunde, trots variation på jordart, klimat, produktions metoder, en neutral till positiv genomsnittlig effekt på olika ekosystemegenskaper påvisas. Bland annat kunde en ca 30 % ökning av biomassan ovanjord konstateras. Metaanalysen bestod av studier med biokol, träkol mm, alltså urvalet begränsade sig inte bara till biokol (i den bemärkelsen som används i denna studie).

### **Biokolets påverkan på markens fysikaliska egenskaper**

*Biokol förbättrar markens fysikaliska egenskaper som är viktiga för tillväxten, vilket ett flertal studier och metaanalyser påvisat (Gul et al. 2015; Liu et al. 2013).*

Biokol tillsättning ger ökad luftning och vattenhållningsförmåga, genom att sänka skrymdensiteten, öka porositeten och minska evapotranspirationen (Mukherjee och Lal 2013).

Effekterna av tillsättning av biokol på markens fysikaliska egenskaper beror på flera faktorer, som t.ex. vilken typ av råmaterial som pyroliseras, pyrolysförhållanden, givan, och miljöförhållanden. (Mukherjee och Lal 2013).

Markstrukturen varierar med jordart och är nära kopplat till porstorleksfördelningen. *Sandjordar*, till exempel, har begränsad specifik yta (sand 0,01 till 0,1 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) och kan endast förvara relativt små mängder vatten eller näringsämnen till skillnad till lerjordar som har större specifik yta (5 till 750 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) (Mukherjee och Lal 2013). Flera studier tyder på att tillsättning av biokol kan öka *sandjordars* specifika yta, erbjuda skydd till mykhorizza och bakterier, och påverka markens katjonsbyteskapacitet (Liang et al. 2006). Blandat i jorden kommer det potentiellt bidra till att ändra markens specifika yta, porstorleksfördelning, skrymdensitet, vattenhållningsförmåga och penetrationsmotstånd (Mukherjee och Lal 2013).

## **Biokolets påverkan på markens vattenhållningsförmåga(vattenretention och komplexbildning)**

*Biokol ökar markens vattenhållningsförmåga. Beror på marktyp.*

Biokol kan öka markens vattenhållningsförmåga. Ändring i markens förmåga att bevara fuktigheten kan vara en av de viktigaste faktorerna för att förklara biokolets positiva effekter på avkastning av gröda(Lorenz och Lal 2014). Dock finns det bara ett begränsat antal fältdata på förändringar i markens fysikaliska egenskaper och vattenretentionskapacitet vid biokol-jordblandning tillgängligt (Mukherje och Lal 2014).

I en sammanställning av tillgänglig data på biokolets inverkan på markens fysikaliska egenskaper och växthusgasutsläpp, visade att spridningsmängder på 1%–2% ( $\text{g g}^{-1}$ ) signifikant förbättrade markens fysikaliska egenskaper beträffande skrymdensitet och vattenhållningsförmåga(Mukherje och Lal 2013). Flera studier indikerar på att den mikroporösa strukturen (porer med ca 1 mikrometers diameter) som biokol som framställt av cellulosaaväxtmaterial har(råmaterialets struktur hålls kvar i omvandlingen till biokol), är potentiellt viktig för markens vattenhållningsförmåga och adsorptionskapacitet (Sohi et al. 2010).

I en studie av Tryon(1948) på hur mängden tillgänglig fukt i jorden påverkas av träkol påvisades en ökning i sandiga jordar, medan den var opåverkad i lättläror jordar och minskade i styva leror. Rapporterade orsaken var biokolets hydrofobicitet och författarens föreslog att förbättrad vattenhållningsförmåga bara kan förväntas i grova jordar med mycket makroporer.

## **Biokolets påverkan på markens pH**

Påverkar adsorption, CEC, DOC, CO<sub>2</sub>, [Al])

Flertal studier (varav två är metaanalyser) rapporterar en ökning av markens pH till följd av biokoltillägg, på flera olika jordarter (Ameloot et al. 2013a; Gul et al. 2014; Hossain et al. 2011; Liu et al. 2013; Xu et al. 2014). Orsaken är biokolets höga pH,



vilket i sig beror på pyrolystemperaturen och råmaterial. Träbaserad biokol tenderar att ha högre pH än biokol från skördes rester eller gödsel (se figur 1). Hossain et al. (2011) kunde påvisas att biokol från avloppsslam som framställts med låg temperatur (300 °C - 400 °C), har lågt pH till skillnad från biokol framställt vid höga temperaturer (över 700 °C) som är basiskt till naturen. Som författarna poängterar, är detta en viktig upptäckt då det kan medföra bredare användning av biokol i jordbruket. Biokol som tillverkas i höga temperaturer kan användas på sura jordar för att neutralisera marken, öka jordens bördighet och binda kol. Eller så kan biokol framställt vid låga temperaturer användas på basiska/kalkrika jordar för att korrigera problem som tillkommer vid de förhållandena (Hossain et al. 2011).

En annan orsak till att pH stiger i jordar med biokoltillsats är närvaron av negativt laddade fenol-, karboxyl- och hydroxigrupper på biokolets yta (Brennan et al. 2001). Dessa funktionella grupper binder väte ( $H^+$ ) joner från markvattnet vilket leder till att en minskad koncentration av  $H^+$  i markvattnet och markens pH stiger (Gul et al. 2015). Dessutom kan silikater, karbonater och bikarbonater, som härstammar från biokolet, binda  $H^+$  joner och avlägsna dem från markvattnet, och ytterligare bidra till en ökning av markens pH. Biokol verkar ha större inverkan på pH ökningen i sura jordar och jordar med låg halt SOM (Stewart et al. 2013). Troligtvis på grund av att den finns ett samband mellan halten SOM och pH buffringsförmågan i marken (Gul et al. 2014).

## **Biokolets påverkan på katjonbyteskapaciteten**

*Biokol ökar markens katjonbyteskapacitet på grund av biokolets höga CEC, stora specifika yta och negativa ytspänning.*

Med katjonbyteskapacitet menas markens totala kapacitet att elektrostatiskt binda katjoner i utbytbar form i innerlösningen (diffusa skiktet) (Eriksson 2011, 154). Biokol har potentialen att öka markens katjonbyteskapacitet CEC (eng. cation exchange capacity), då den ofta kännetecknas av höga CEC värden. Detta beror sannolikt på biokolets negativa ytspänning och dess stora specifika yta (Lorenz och Lal 2014). Höjd CEC påvisades för biokol från Ponderosatall och Rörsvingel (*Festuca arundinacea* Schreb) och för biokol framställs av växtrester (Keiluweit et al. 2010).

CEC har visat sig öka när biokolet åldras (Cheng et al. 2008). Detta kan förklaras med oxidation av biokolet och ökning av funktionella grupper (Cheng et al, 2006). Växelverkan mellan biokolets yta och markpartiklar, lösligt organiskt material (Dissolved organic Matter, DOM), gaser, mikroorganismer och vatten är också en funktion av den totala ytspänningen och den totala koncentrationen av funktionella grupper (Brodowski et al. 2007; Lehmann et al. 2005; mm). På biokolets yta förekommer en mängd funktionella grupper; pyranone, phenolic, carboxylic, lactone och aminergrupper som tillsammans ökar biokolets CEC, visar flertal studier (Brennan et al 2001).

Karboxylgrupperna fungerar som elektrondonatorer och starka Brönsted syror med pKa värden från 2 till 6 (Brennan et al. 2001). Fenoler är elektronacceptorer av Lewistyp (nukleofiler), *associated with p electrons-rich regions found on the basal planes of the graphitic microcrystals* (Brennan et al. 2001). Fenoler reagerar med fria radikaler och på så sätt kan de bidra till att sammanföra funktionella molekyler och ytan på kolet (Brennan et al. 2001).

### **Ökad aggregation**

Biokol kan öka markaggregationen och indirekt positivt påverka mängden kol i marken genom att öka växtligheten/avkastningen (Solomon et al. 2012). Ökad markaggregation har också spekulerats vara orsaken till biokolets långvariga stabilitet i marken (se även föregående kapitel: direkt påverkan) (Mukherjee och Lal 2013).

Biokol från långsam pyrolys, med en produktionstemperatur på 400 – 600 C har påvisats öka aggregationen i marken på olika jordar från sandy loam till clay loam, både i inkubation och fältstudier (Mukherjee och Lal 2013; mm). Flertal studier har lett till rekommendationen att grova jordar (t.ex. sandig till sandig lerjord) med lågt SOM innehåll, måste blandas med biokol och organiska restprodukter för att främja jordaggregation.

### **Påverkan på markens näringshållande förmåga**

Biokolets innehåll är mycket varierande när det gäller näringskomposition och näringsstillgänglighet, och beror på råmaterialet och pyrolysen. Biokol innehåller aska i varierande mängder som tillför fria baskatjoner som kalcium, kalium och magnesium till marken (Glaser et al. 2002). Mycket av den positiva effekten på

tillväxten som tillsättning av biokol medför, kan inte direkt tillskrivas biokolets näringsinnehåll. I stället är det de indirekta effekterna av en effektivare gödselanvändning. Indirekta effekter är ökad CEC som ger minskad urlakning av näringsämnen eller ökad pH i marken som gynnar växternas näringsupptag (Yin Chan och Xu 2009; Biederman och Harpole 2013).

Biokol har visat sig kunna öka (netto) nitrifikationen i sura skogar som annars påvisat liten eller ingen nitrifikation. Mekanismerna bakom stimuleringen av nitrifikationen är omdebatterade, men beror troligtvis på biokolets sorption av komponenter som annars skulle leda till inhibition av nitrifikationen eller immobiliseringen av oorganiskt N. Däremot har ingen ammonifikation påträffats, men kan bero på att biokol även har en förmåga att adsorbera  $\text{NH}_4^+$  som bildats (DeLuca et al. 2009). Ett ökat upptag av fosfor hos växterna har påvisats efter biokoltillsats i en del agroekosystem (DeLuca et al. 2009).

Organisk biomassa härledd från gödsel och kompost innehåller en stor mängd kol och makro och mikronäringsämnen. Biokol tillsätts ofta tillsammans med konstgödsel då biokol sällan innehåller mycket lätt tillgänglig näring (särskilt kväve) (DeLuca et al. 2009). Om biokolet ”laddas” med näring före tillsättning, kommer biokolet förbättra markens *soil nutrient regimes* genom att öka biotillgängligheten och växternas upptag av kväve och fosfor (DeLuca et al. 2009). Enligt *International Biochar Initiative* (översatt till svenska Internationella biokol initiativet) minskar användandet av biokol behovet av konstgödsel på grund av att biokolet attraherar och bevarar näringsämnena i marken. På så sätt minskas kostnader kopplade till gödsling då biokolet antas hjälpa till att bevara näringsämnen längre i marken. Biokol kan specifikt utformas för att selektivt förbättra markens kemiska och fysikaliska egenskaper vid förstörd mark, beroende på val av råmaterialens sammansättning och omständigheter vid pyrolysen (Novak et al. 2009; Hossain et al. 2011).

### **Biokolets påverkan på urlakning av näringsämnen**

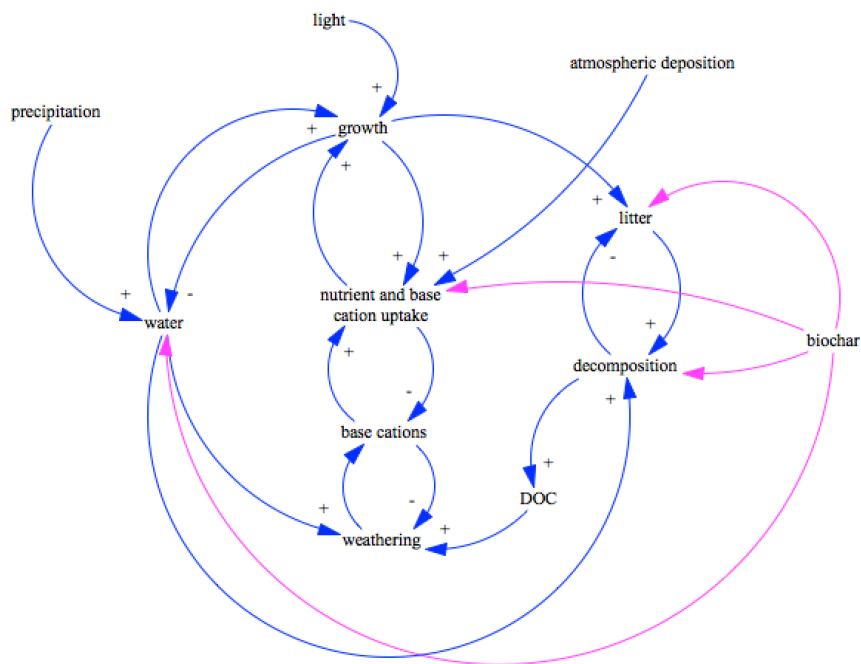
Tillsättning av biokol kan påverka urlakning av näringsämnen. Biokol kan medföra minskad utlakning av positivt laddade joner och domäner av näringsinnehållande organiskt material, som beror på biokolets negativa ytspänning kvarhåller positivt laddade näringsämnen (Liang et al 2006; Downie et al 2007). Även den ökade

vattenhållningsförmåga(Tryon 1948) som biokol kan medföra misstänks minska urlakning av näringsämnen.

## CLD

Här presenterar jag systemet i form av ett Causal Loop Diagram.

En förenklad CLD över det biogeokemiska kretslopp mitt system utgår från presenteras i figur 3. Den ger en snabb och förenklad överblick av det komplexa systemet. Här definieras också systemets gränser. Det som blir utanför området (atmosfärisk nedfall, nederbörd och ljus) fungerar endast som input.



**Figur 4** Modellen utgår från den konceptuella modellen för ForSAFE- modellen(Wallman et al. 2005) med modifieringar. Modellen består av flera sub- system. Sub-systemen är biomassa(tillväxt), förna (tillkomsten av förna och nedbrytning av organiskt), markens kemi och markens hydrologi. Det går att läsa mera om uppbyggnaden av modellen i artikeln av Wallman et al. (2005)

En sammanfattning av processerna i systemet och deras kausala samband presenteras som en detaljerad CLD introduceras i figur 4. De utvalda processerna är variablerna i mitt system. CLD skall läsas med hjälp av sammanställningen av processerna. CLDn beskriver de kausala samband mellan variabler relevanta för biokolets påverkan på SOM och utgår från sammanställningen i denna studie. Modellen utgår ifrån/vidareutvecklar konceptuella modellen för ForSAFE-modellen(Wallman et al. 2005) med modifieringar. Modellen består av flera sub-system. Sub-systemen är biomassa(tillväxt), förna (tillkomsten av förna och nedbrytning av organiskt), markens kemi och markens hydrologi. Går att läsa mera om uppbyggnaden av modellen i artikeln av Wallman et al. (2005).

Sub-systemen överlappar varandra. Evapotranspiration kopplar biomassa till markens hydrologi. Utlakning och markfuktighet kopplar markens hydrologi till markens kemi. Nedbrytning och mineralisation kopplar förna till markens kemi. Näringsupptag kopplar markens kemi till biomassa. Slutligen kopplas förna till biomassa(Wallman et al. 2005). För att besvara frågeställningen är det intressant att titta på de tre sista sub-systemen. Tillväxten spelar dock en indirekt roll. I mitt system är SOM uppdelat i två fraktioner, labilt SOM och stabilt SOM samt en skild fraktion för mikroorganismer för att på så sätt illustrera deras del i systemet. Kan vara så att mikroorganismer kommer inkorporeras i de andra fraktionerna i reviderade modeller. Biokolet medför en ny påverkan som berör flera sub-system. För att CLDn ska vara lättare att läsas har inte alla samband ritats ut. Temperaturen, till exempel, syns inte i denna CLD men antas ha en positiv påverkan på fotosyntesen, nedbrytningen och vittringen. En lista på systemets variabler presenteras efter detta stycke. De kausala samband som inte beskrivs i tidigare modeller, presenteras med referenser i tabell 2.

#### **Systemets variabler (inom parentes hur de presenteras i CLD):**

Labila SOM (labile SOM)

Stabila SOM (recalcitrant SOM)

Mikroorganismer (microbes)

Nedbrytning (decomposition)

Priming: acceleration av nedbrytning (priming)

Humifiering (humification)

Koldioxid (CO<sub>2</sub>)

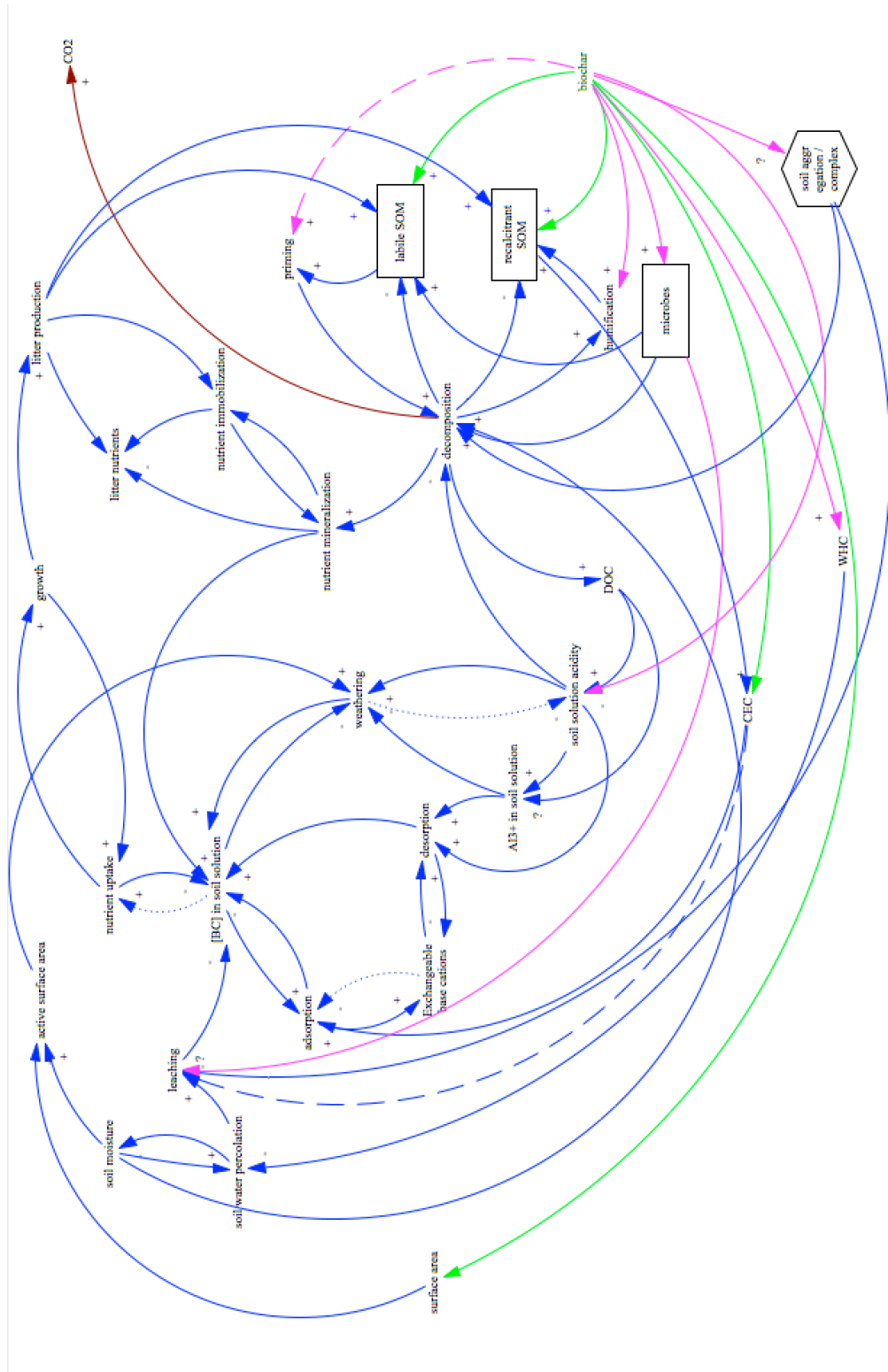
Mineralisering av näringsämnen (nutrient mineralization)

Immobilisering av näringsämnen (nutrient immobilization)

Näringsämnen i förna( Litter nutrients)  
Produktion av förna (litter production)  
Löst organiskt kol (DOC)  
Vattenhållningskapacitet (WHC)  
Katjonbyteskapacitet (CEC)  
Mark aggregation (soil aggregation)  
Marklösningens surhet (Soil solution acidity)  
Al<sup>3+</sup> i marklösningen (Al<sup>3+</sup> in soil solution)  
Desorption (Desorption)  
Vittring (Weathering)  
Utbytbara baskatjoner (Exchangeable base cations)  
Adsorption (Adsorption)  
Baskatjoner i marklösningen ([BC] in soil solution)  
Näringsupptag (nutrient uptake)  
Urlakning (leaching)  
Markvatten perkolation (soil water percolation)  
Markfuktighet (soil moisture)  
Specifik yta (active surface area)  
Tillväxt (growth)  
Biokol (biochar)

**Tabell 2 Biokolets effekter (direkta och indirekta) på SOM, som de presenteras i CLDN.**

Process / causality		Causality and signifikans	References
<i>Variabel A</i>	<i>Variabel B</i>		
Biochar	labile SOM		Lehmann och Joseph 2009; Joseph 2009
	recalcitrant SOM		Lehmann et al. 2005; Spokas 2010
	humification		Amonette et al. 2006
	microbe population/priming		Jeffery et al. 2011; Biederman och Harpole 2013; Hamer et al. 2004; Quilliam et al. 2013
	priming(negative or positive)		Ameloot et al. 2013b
	negative priming		
	positive priming		Wardle, Nilsson, Zackarissou 2008
	surface area		Downie et al. 2009; Liang et al. 2006; Mukherjee och Lal 2013
	skrymdensitet		Mukherjee och Lal 2013
	penetrationsmotstånd		Mukherjee och Lal 2013
	porstorleksfördelning		Mukherjee och Lal 2013
	soil aggregation/ complex		Brodowski et al. 2007; Lehmann et al. 2009; Liu et al. 2013; Solomon et al. 2012; Quilliam et al. 2013
	pH(soil solution acidity)		Ameloot et al. 2013a; Brennan et al. 2001; Gul et al. 2014; Hossain et al. 2011; Liu et al. 2013; Xu et al. 2014; Quilliam et al. 2013
	WHC		Liang et al. 2006; Mukherjee och Lal 2013; Tryon 1948
	CEC		Brennan et al. 2001; Cheng et al. 2008; Quilliam et al. 2013
	increased growth		Biederman och Harpole 2012; Jeffery et al. 2011
	nutrient retention		Glaser et al. 2002; DeLuca et al. 2009
Soil aggregation/ complex	decomposition	negative	Sollins et al. 1996
decomposition	biochar as a part of the recalcitrant SOM		Ameloot et al. 2013a; Hamer et al. 2004; Kuzyakov, Subbotina, Chen, Bogomolova och Xu 2009; Lehmann, Czimczik, Laird och Sohi 2009; Lehmann et al. 2009; Pietikäinen et al 2000; William och Fakousa 1997; Quilliam et al 2013
abiotic processes			Cheng et al. 2006; Hockaday 2006; Lehmann et al. 2009
weathering	recalcitrant SOM		Spokas et al. 2014



**Figur 5** En detaljerad CLD som visar markens processer relevanta för biokolets påverkan på SOM. Modellen bygger på ForSAFE(Wallman et al. 2005). Kausala sambanden mellan biokol och variable motsvarar sammanställningens processer. Se ursprungliga rapporten för referenser. De gröna pilarna symboliserar kausalitet med hög sannolikhet(se sammanställningen) medan de röda symboliserar vag kausalitet eller positiv eller negativ beroende på förhållandena





## 5 Diskussion

I det här stycket kommer jag först sammanfatta processerna ur ett frågeställningsperspektiv, sedan beskriva hur markens organiska material reagerar på biokolet under olika förhållanden. Det kommer jag göra med hjälp av den framtagna konceptuella modellen. Med modellen kan olika scenarion byggas upp beroende på vilket biokol som används och under vilket förhållande som råder. Presenterar som exempel, scenario 1, med biokol från avloppsslam som tillsätts på matjord, ett scenario som skulle kunna vara relevant för den som gödslar med Ekobalans biokol i Skåne.

Skulle metodologin för utförande av en systemanalys följas till punkt och pricka, skulle jag i detta skede, som kallas konfirmationsskedet, jämföra den framtagna konceptuella modellen med empirisk data för att på så sätt konfirmera att modellen stämmer. Dock är det för få fältstudier som sträcker sig över en tillräckligt lång tidsperiod för att kunna utföra en ordentlig konfirmation (Jeffery et al. 2011; Liu et al. 2013; Sohi et al. 2010). Några fältstudier har hittats, som skulle kunna användas för att konfirmera modellen, men används redan för att bygga upp konceptuella modellen och duger därför inte att användas som jämförelse. Det går inte heller i skrivande stund att hitta fältförsök i Sverige med motsvarande råmaterial för biokolet. I stället får jag ge ett exempel på hur modellen kan användas för att säga något om vad som kommer hända med SOM vid olika förhållanden och förutsättningar.

### Sammanfattning av processer ur frågeställningsperspektiv

Här följer en sammanfattning av de processer som betar sig olika eller de samband som olika kausalitet eller saknar kausalitet, beroende på vilken typ av biokol som tillsätts samt i vilken jordart. Beroende på vilka förutsättningarna är, läses CLDn på olika sätt. Följande biokol- och jordartsspecifika samt biokol + jordartsspecifika faktorer har identifierats utifrån sammanställningen som de viktigaste:

### Biokolet:

- Högsta behandlings temperatur HTT
  - Lågt HTT -> färre kondenserade aromatiska föreningar -> snabbare nedbrytning av kolet
  - Högt HTT -> fler kondenserade aromatiska föreningar -> långsammare nedbrytning av kolet
  - Högre HTT ger biokolet högre pH-värde (se tabell 1)
- Råmaterial:
  - Påverkar hur kondenserat biokolet kommer att bli, t.ex. trämaterial med hög andel lignin ger högre kondensation än mineralrik spillning (Smernik och McBeath 2009 Conference). Fler kondenserade aromatiska föreningar:
    - långsammare nedbrytning av kolet
    - högre pH-värde på biokolet
- Aggregat
  - Långsam pyrolys, Lågt HTT -> ökad aggregation
  - Högt HTT -> opåverkad aggregation om jorden har lågt SOM och organiska restprodukter inte tillsätts med biokolet
- O:C förhållandet -> nedbrytningshastigheten

### Jordart/biokol interaktion:

- Biokol + sandiga jordar:
  - Ökar markens specifika yta
  - eventuellt skydd för bakterier och mykorrhiza
  - ökar markens CEC
  - ökar markens vattenhållningsförmåga
- Biokol + lättleror jordar
  - påverkar inte markens vattenhållningsförmåga
- Biokol + styva leror

- minskar markens vattenhållningsförmåga

**Klimat:** Tas inte i beaktande i denna systemanalys.

**Giva:** Tas inte i beaktande i denna systemanalys.

Modellen presenterar de kausala samband som litteraturen tagit upp relevanta för studiens frågeställning applicerade på en tidigare konceptuell modell framtagen av Wallman et al. (2005) och Belyazid et al.(2006). Flera kausala samband kan både vara negativa, positiva eller både och. Det råder också fördröjningar bland vissa samband som kan komma att spela stor roll under en längre tidsperiod.

## Scenario 1 (Ekobalans case)

Som det framgår i genomgången av processerna, finns det ett flertal kausala samband som är beroende av på vilken typ av jord modellen skall appliceras på. Vilken typ av biokol som införs i systemet ger också olika effekt på olika processer. Här presenterar jag nu ett möjligt scenario med hjälp av orsakssambandsdiagrammet (CLD):

Biokolets råmaterial: Avloppsslam

HTT: 900 °C?

Näringstillskott: Fosfor 7 %, ammoniumsulfat

Marktyp, jordart: Matjord på sandjord

Andel SOM/humus i marken: ?

Klimat: beaktas inte

Giva: beaktas inte

### **Vad händer med markens SOM:**

Biokolet kommer initialt öka den stabila och labila andelen markkol i marken. Då det är fråga om matjord med hög andel SOM kommer aggregat bildas fastän biokolets HTT är högt. Biokolet kommer antagligen att bidra till att göra marken mera basisk, pga. högt HTT vilket gynnar nedbrytningen av organiskt material. Tillsättningen

kommer bidra till att höja markens CEC och vattenhållningskapacitet vilket i sin tur gynnar tillväxten. Läggs förna tillbaka på åkern kommer det i sin tur bidra till att höja markens SOM. I jordar med hög andel SOM har biokol visat sig öka nedbrytningen av SOM initialt. Men oklarhet råder om så är även fallet på lång sikt. Vid ökad bildning av aggregat och komplex bildning spekuleras av flera forskare vara orsaken till stabiliseringen av SOM (Mukherjee och Lal 2013). Urlakas dessa till djupare skikt från matjorden finns det potential för en långvarig inlagring av SOM (Lorenz och Lal 2014). Biokol från avloppsslam på matjord verkar ha hög potential att påverka markens SOM positivt eller åtminstone neutralt, dock är det för stor osäkerhet systemet så inget säkert svar på frågan om effekten på SOM kan ges.

Med utgångspunkt i den här sammanställningen är det svårt att svara på om biokol kan öka mängden kol i marken över en lång tid. Däremot kan man med hjälp av modellen få indikationer på vilket biokol eller vilken jordart skulle ge den sannolikt högsta nedbrytningen eller den minsta, utifrån vad man vet idag.

#### Behov av framtida forskning

- Det finns få modeller som tar i beaktande biokolet, även om just modellering ses som ett viktigt verktyg för att utvärdera biokolets värde i bekämpandet av klimatförändringarna (Sohi et al 2010).
- Saknas metaanalyser, specifikt på biokolets effekt på kolinlagringen (Lorenz och Lal, 2014). En sådan metaanalys kan bidra med viktig data som kan användas för att utvärdera och konfirmera modeller framtagna för att behandla även biokol.

Som nämnt tidigare är systemanalys en iterativ process som gynnas av att få feedback av utomstående parter och jämföras med litteraturen. Desto mer diskussion som förs vid utformningen av systemet desto fler frågor dyker upp som kan lösas. På så sätt uppstår det mer kunskap och förståelse för systemet och hur det fungerar. Detta bör även göras med mitt system, förrän det är klart för nästa steg -den numeriska modelleringen.

## Slutsats

Sammantaget kan man säga att mekanismerna på vilket sätt biokolet påverkar markens organiska material är komplexa och till stor del okända. Dock kan man genom systemanalytiskt tänkande och modell bildning skapa en förståelse av det komplexa systemet och urskilja samband eller processer som kräver vidare forskning. Den framtagna konceptuella modellen kan användas för att välja bästa biokol utifrån jordtyp för att optimera den största möjliga kolinlagringen.



# Tack

- Tack till min handledare Salim Belyazid, och till Carin Nilsson för att ni delat med er av er kunskap. Tack till Gunnar Thelin på Ekobalans och Bo von Bahr på SP för att mitt arbete över huvud taget blev av. Men fram för allt vill jag tacka er för er förmåga att inspirera och få arbetet att bli roligt i stunder av motgång.
- Tack till studiekamraterna Sandra, Björn och Johan för insikter och goda råd. Tack till Nina Reistad för goda råd och uppmuntran när det behövdes som mest. Tack till Håkan Wallander för inspiration och expertis.





## Referenser

Ameloot, N, De Neve, S, Jegajeevagan, K, Buchan, D, Funkuin, Y, Bouckaert, L, Sleutel, S, Yildiz, G, & Prins, W. 2013a, 'Short-term CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils', *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 57, p. 401-410. Available from: [10.1016/j.soilbio.2012.10.025](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.025). [11 May 2015].

Ameloot, N, Graber, E, Verheijen, F, & De Neve, S. 2013b, 'Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs', *European Journal Of Soil Science*, 64, 4, pp. 379-390, Science Citation Index, EBSCOhost, viewed 5 May 2015.

Amonette J, Kim J, Russell C, Hendricks M, Bashore C, Rieck B. 2006. Soil charcoal—a potential humification catalyst. I 'ASA-CSSA-SSSA International Annual Meetings'. 12–16 november 2006. (ASA/CSSA/ SSSA: Madison, WI)

Atkinson, C, Fitzgerald, J, & Hips, N 2010, 'Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review', *Plant & Soil*, 337, 1/2, pp. 1-18, Academic Search Complete, EBSCOhost, viewed 9 May 2015.

Belyazid, S 2006, *Dynamic Modelling Of Biogeochemical Processes In Forest Ecosystems*, n.p.: Lund : Department of Chemical Engineering, Lund University, 2006 (Lund : KFS),

Brennan, J, Bandosz, T, Thomson, K, & Gubbins, K 2001, 'Review: Water in porous carbons', *Colloids And Surfaces A: Physicochemical And Engineering Aspects*, 187, pp. 539-568, ScienceDirect, EBSCOhost, viewed 12 May 2015.

Brodowski, S, Amelung, W, Haumaier, L, & Zech, W 2007, 'Black carbon contribution to stable humus in German arable soils', *Geoderma*, 139, 1-2, pp. 220-228, GeoRef, EBSCOhost, viewed 10 June 2015.

Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P., Piao, S. L., Don, A., Luysaert, S., Janssens, I. A., Bondeau, A., Dechow, R., Leip, A., Smith, P., Beer, C., Van Der Werf, G. R., Gervois, S., Van Oost, K., Tomelleri, E., Freibauer, A., Schulze, E. D. And Carboeurope

Synthesis Team 2010, The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biology*, 16: 1409–1428

Cordell, D, Drangert, J, & White, S 2009, 'The story of phosphorus: Global food security and food for thought', *Global Environmental Change*, 19, 'Traditional Peoples and Climate Change', pp. 292-305

Deluca, M., MacKenzie, M., Gundale, M. 2009. Biochar Effects on Soil Nutrient Transformations. pp. 251-270. In Lehmann, J, & Joseph, S 2009, *Biochar For Environmental Management : Science And Technology*, n.p.: London : Earthscan, 2009

Downie, A., A. Crosky, and P. Munroe. 2009. Physical properties of biochar. pp. 13-32. In Lehmann, J, & Joseph, S 2009, *Biochar For Environmental Management : Science And Technology*, n.p.: London : Earthscan, 2009

Eriksson, J 2011, *Marklära*, n.p.: Lund : Studentlitteratur, 2011 (Ungern)

Ford, A 1999. *Modeling the environment: an introduction to system dynamics : models of environmental systems*. Washington : Island Press

Glaser, B, Lehmann, J, & Zech, W. 2002 'Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review', *Biology And Fertility Of Soils*, 35, 4, pp. 219-230, Science Citation Index, EBSCOhost, viewed 4 June 2015.

Hamer, U, Marschner, B, Brodowski, S, & Amelung, W 2004, 'Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation', *Organic Geochemistry*, 35, 7, pp. 823-830

Hamilton, S, Kurzman, A, Robertson, G, Arango, C, & Jin, L 2007, 'Evidence for carbon sequestration by agricultural liming', *Global Biogeochemical Cycles*, 21, 2, Scopus®, EBSCOhost, viewed 4 May 2015.

Hossain, M. K., Strezov, V., Chan, K. Y., Ziolkowski, A., Nelson, P. F. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *J. Environ. Manage.* 92, 223–228.

IPCC. 2007.

[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_and\\_data\\_reports.shtml](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml).

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, pp. 175-187

Jeffery S, Verheijen FGA, Bastos AC, Van Der Velde M. 2013. A comment on 'Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta- analysis': on the importance of accurate reporting in supporting a fast-moving research field with policy implications. *GCB Bioenergy*: n/a-n/a.

Joseph SD, Camps-Arbestain M, Lin Y, Munroe P, Chia CH, Hook J, van Zwieten L, Kimber S, Cowie A, Singh BP, Lehmann J, Foidl N, Smernik RJ, Amonette JE. 2010. An investigation into the reactions of biochar in soil. *Soil Research* 48, 501–515.

Koca, Deniz 2014, Course: Systems Science module in MVEN14, Lund University

Kuzyakov, Y, Subbotina, I, Chen, H, Bogomolova, I, & Xu, X 2009, 'Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by <sup>14</sup>C labeling', *Soil Biology And Biochemistry*, 41, pp. 210-219, ScienceDirect, EBSCOhost, viewed 5 June 2015.

Lal, R 2004, 'Review: Soil carbon sequestration to mitigate climate change', *Geoderma*, 123, pp. 1-22

Lehmann, J, Gaunt, J, & Rondon, M 2006, 'BIO-CHAR SEQUESTRATION IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS - A REVIEW', *Mitigation & Adaptation Strategies For Global Change*, 11, 2, pp. 403-427

Lehmann, J 2007, 'A handful of carbon', *Nature [London]*, 447, 7141, pp. 143-144

Lehmann, J, & Joseph, S 2009, *Biochar For Environmental Management : Science And Technology*, n.p.: London : Earthscan, 2009

Lehmann, J, Czimczik, CI, Laird, D & Sohi, S 2009, 'Stability of Biochar in the Soil'. in J Lehmann & J Stephen (eds), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, pp. 169-182

Liang, B, Lehmann, J, Solomon, D, Sohi, S, Thies, J, Skjemstad, J, Luizão, F, Engelhard, M, Neves, E, & Wirrick, S 2008, 'Stability of biomass-derived black carbon in soils', *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 72, pp. 6069-6078

Liu, X, Zhang, A, Ji, C, Joseph, S, Bian, R, Li, L, Pan, G, & Paz-Ferreiro, J 2013, 'Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data', *Plant & Soil*, 373, 1/2, p. 583

Lorenz, K, & Lal, R 2014, 'Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration', *Journal Of Plant Nutrition & Soil Science*, 177, 5, p. 651

Lychuk, T, Izaurrealde, R, Hill, R, McGill, W, & Williams, J 2014, 'Biochar as a global change adaptation: predicting biochar impacts on crop productivity and soil quality for a tropical soil with the Environmental Policy Integrated Climate (EPIC) model'

Mukherjee, A., Lal, R. (2013): Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy* 3, 313–339.

Mukherjee, A, Lal, R, & Zimmerman, A 2014, 'Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil', *Science Of The Total Environment*, 487, 1, p. 26-36

Nationalencyklopedin, humifiering,  
<http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/humifiering>, hämtad  
2015-05-30

Nationalencyklopedin, humus,  
<http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/humus>, hämtad  
2015-05-30

Pietikäinen, J., Kiikkilä, O. and Fritze, H. (2000), Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 89: 231–242. doi: 10.1034/j.1600-0706.2000.890203.x

Quilliam, R, Glanville, H, Wade, S, & Jones, D 2013, 'Life in the 'charosphere' – Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?', *Soil Biology And Biochemistry*, 65, pp. 287-293

Smith, P., D. Martino, Z. Cai, et al. (2007). Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Sohi, S., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Adv. Agron.* 105, 47–82.

Sollins, P, Homann, P, & Caldwell, B 1996, 'Stabilization and destabilization of soil organic matter; mechanisms and controls', *Geoderma*, 74, 1-2, pp. 65-105, GeoRef, EBSCOhost, viewed 26 May 2015.

Solomon, D, Lehmann, J, Kinyangi, J, Heymann, K, Wang, J, Lu, Y, Wirick, S, & Jacobsen, C. 2012, 'Micro- and nano-environments of C sequestration in soil: A multi-elemental STXM-NEXAFS assessment of black C and organomineral associations', *Science Of The Total Environment*, 438, p. 372-388

Spokas, K, Novak, J, Masiello, C, Johnson, M, Colosky, E, Ippolito, J, & Trigo, C. 2014, 'Physical Disintegration of Biochar: An Overlooked Process', *Environmental Science & Technology Letters*, 1, 8, p. 326, Supplemental Index, EBSCOhost, viewed 30 May 2015.

Spokas, K. 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1(2), pp.289-303.

Sterman, JD 2000, *Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world*, Boston : Irwin/McGraw-Hill

Stewart, C, Botte, J, Cotrufo, M, & Zheng, J 2013, 'Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils', *GCB Bioenergy*, 5, 2, p. 153-164

Tryon, EH. 1948, 'Effect of Charcoal on Certain Physical, Chemical, and Biological Properties of Forest Soils', *Ecological Monographs*, no. 1, p. 81.

Ventura, M, Tonon, G, Alberti, G, Miglietta, F, Viger, M, Jenkins, J, Taylor, G, Girardin, C, Rumpel, C, Baronti, S, & Zaldei, A 2015, 'Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices', *GCB Bioenergy*, Scopus®, EBSCOhost, viewed 5 June 2015.

Verheijen, F. G. A., Jeffery, S., Bastos, A. C., van der Velde, M., Diafas, I. 2009. Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Wallman, P, Svensson, M, Sverdrup, H, & Belyazid, S 2005, 'ForSAFE—an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments', *Forest Ecology And Management*, 207, Decision Support in Multi Purpose Forestry Decision Support in Multi Purpose Forestry, pp. 19-36

Warde, D, Nilsson, M, & Zackrisson, O 2008, 'Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus', *Science*, 5876, p. 629, JSTOR Journals, EBSCOhost, viewed 6 June 2015.

Wilson K, How biochar works in soil. *The Biochar Journal* 2014, Arbaz, Switzerland. ISSN 2297-1114. [www.biochar-journal.org/en/ct/32](http://www.biochar-journal.org/en/ct/32). Version of 31 th October 2014. Accessed: 20.05.2015

Xu, G, Sun, J, Shao, H, & Chang, S. 2014, 'Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity', *Ecological Engineering*, vol. 62, p. 54-60. Available from: 10.1016/j.ecoleng.2013.10.027. [11 May 2015].